



Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua
Centro para la Investigación en Recursos
Acuáticos de Nicaragua



Maestría Regional Centroamericana
en **Ciencias del Agua**
con Énfasis en Calidad de Agua

Trabajo de Tesis

Para optar al grado de
Máster en Ciencias del Agua



**Contaminación orgánica e inorgánica de la bahía de Bluefields y
evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través
del consumo de peces y ostiones, 2011-2012**

Elaborado por: Lic. Yamileth Levy Brooks

Tutor: MSc. Jorge Cuadra Leal

Asesor: PhD. Francisco Picado Pavón

Managua, 2016

Patrocinado por la *Red Centroamericana para el Manejo de los Recursos Hídricos*
(Red CARA) y *Bluefields Indian & Caribbean University (BICU)*.



Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua
Centro para la Investigación en Recursos
Acuáticos de Nicaragua



Maestría Regional Centroamericana
en **Ciencias del Agua**
con Énfasis en Calidad de Agua

Trabajo de Tesis

Para optar al grado de
Máster en Ciencias del Agua



**Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y
evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través
del consumo de peces y ostiones, 2011-2012**

Elaborado por: Lic. Yamileth Levy Brooks

Tutor: MSc. Jorge Cuadra Leal

Asesor: PhD. Francisco Picado Pavón

Managua, 2016

Patrocinado por la *Red Centroamericana para el Manejo de los Recursos Hídricos*
(Red CARA) y *Bluefields Indian & Caribbean University (BICU)*.

DEDICATORIA

Con mucho amor a mis hijos; Darshan, Deishelle y Deyaneska.

A mi madre Hilda Brooks y a mis hermanos.

*Sé que no es posible recuperar el tiempo en el que estuve ausente de
sus vidas, especialmente en la de mis hijos.*

Con mucho amor, les dedico el presente trabajo.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco sobre todo a Dios, por haberme bendecido con esta maestría en el momento en que otras puertas estaban siendo cerradas en mi vida.

A mi Madre por su apoyo incondicional. Sin ella el cursar esta maestría no hubiera sido posible.

A mis Hijos queridos que son la luz de mis ojos, por haber entendido mi ausencia de sus vidas durante estos años de estudio.

Especial agradecimiento al Reverendo MSc. Allan Budier, mil gracias por su apoyo incondicional.

A los miembros de la Comisión de la Bluefields Indian and Caribbean University (BICU), por darme la oportunidad de cursar la Maestría Regional Centroamericana en Ciencias del Agua con Énfasis en Calidad de Agua.

Especial agradecimiento al Rector de la Bluefields Indian and Caribbean University (BICU), Msc. Gustavo Castro por creer en mí, por su anuencia y comprensión ante las diferentes situaciones que se presentaron durante el desarrollo de la misma.

Al Departamento de Investigación y Posgrado de la Bluefields Indian and Caribbean University (BICU) por el apoyo financiero que me brindaron para el desarrollo del trabajo de tesis.

Al Centro para la Investigación en Recursos Acuáticos de Nicaragua (CIRA/UNAN) por todo el apoyo brindado; en especial a su Director Salvador Montenegro Guillén y a la Doctora Katherine Vammen.

A la Red Centroamericana para el Manejo de los Recursos Hídricos (Red CARA), por haberme dado la oportunidad de cursar esta Maestría.

Al Comité de Tesis: Tutor: MSc. Jorge Cuadra Leal y Asesor: PhD: Francisco Picado Pavón por sus valiosos aportes en el desarrollo y ejecución del trabajo de tesis.

A los Docentes que participaron en la Maestría, y al equipo de Cabotaje que me apoyó durante las campañas de muestreo.

A la Comisión del Programa de la Maestría (PhD Katherine Vammen, MSc. Thelma Salvatierra, MSc. Valeria Delgado, MSc. Ninoska Chow, PhD Francisco Picado, MSc. Emilio Peña) por sus valiosos aportes durante las presentaciones de mi proyecto de graduación.

A mis amigas y compañeras de trabajo de la BICU, por su apoyo.

ÍNDICE GENERAL

DEDICATORIA.....	iii
AGRADECIMIENTOS	iv
I. INTRODUCCIÓN	1
1.1 Área de estudio.....	3
1.2 Antecedentes.....	7
1.3 Planteamiento del problema	11
1.4 Justificación	13
1.5 Objetivos de la investigación	15
1.5.1 Objetivo General.....	15
1.5.2 Objetivos Específicos	15
II. MARCO TEÓRICO	16
2.1 Contaminación.....	16
2.1.1 Contaminación orgánica.....	16
2.1.1.1 Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP).....	17
2.1.1.2 Plaguicidas organoclorados (OC).....	21
2.1.2 Contaminación inorgánica	27
2.1.2.1. Metales pesados	27
2.2 Propiedades de los contaminantes orgánicos e inorgánicos	32
2.2.1. Características físico-químicas de los contaminantes orgánicos.....	32
2.2.1.1 Solubilidad.....	32
2.2.1.2 Coeficiente de partición octanol/agua (K_{ow}).....	33
2.2.1.3 Volatilización	34
2.2.1.4. Fotodegradación	34
2.2.1.5 Persistencia.....	35
2.2.1.6 Productos de degradación.....	36
2.2.2 Toxicidad	38
2.2.2.1 Bioacumulación.....	38
2.2.2.2 Procesos de ad(b)sorción-desorción.....	38
2.3. Estuarios.....	39
2.3.1 Sistemas naturales de la Bahía de Bluefields.....	40
2.3.2 Hidrología de la Bahía de Bluefields.....	41
2.3.2.1 Descargas y circulación de agua dulce	42
2.3.2.2 Velocidad y dirección de las corrientes	43
2.3.3 Peces predominantes en la Bahía de Bluefields	45
2.4 Riesgo	47
2.4.1 Evaluación del Riesgo (ER).....	48
2.4.1.1 Evaluación del Riesgo Ambiental.....	48
2.4.1.2 Evaluación del Riesgo para la salud humana	48

2.4.2	Software @RISK 5.7	53
III.	METODOLOGÍA DE TRABAJO	54
3.1	Diagnostico de la contaminación de la Bahía de Bluefields.....	54
3.1.1	Campañas de muestreo y mediciones de campo.....	54
3.1.2	Determinaciones de laboratorio.....	56
3.1.2.1	Determinaciones de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) y plaguicidas organoclorados (OC).....	56
3.1.2.2	Determinaciones de metales pesados.....	58
3.1.3	Evaluación de la contaminación	69
3.1.3.1	Evaluación del riesgo asociado a la exposición a metales a través del consumo de peces y ostiones.	70
IV.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	80
4.1	Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) en Agua, Sedimentos y Tejidos en la Bahía de Bluefields	80
4.2.	Plaguicidas Organoclorados en agua, sedimentos y tejidos biológicos de la Bahía de Bluefields.....	104
4.3	Metales pesados en agua, sedimentos y tejidos biológicos.....	123
4.4	Evaluación del Riesgo para la población de Bluefields asociado a la ingesta de Hg y Pb a través del consumo de peces y ostiones.....	148
V.	CONCLUSIONES.....	161
VI.	RECOMENDACIÓN	163
VII.	BIBLIOGRAFÍA.....	165
VIII.	ANEXO.....	179

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Corriente de marea de la Bahía de Bluefields.....	44
Tabla 2. Descripción de los sitios muestreados en la Bahía de Bluefields, agosto del 2011, enero del 2014.	54
Tabla 3. Especies de peces colectadas en la Bahía de Bluefields para el análisis de metales.....	71
Tabla 4. Cantidad de viviendas habitadas por barrio de la ciudad de Bluefields y número de viviendas encuestadas (5% de las viviendas ocupadas).	72
Tabla 5. Distribución probabilística de los datos de las variables de la ecuación 1 utilizada para la estimación de la distribución probabilística de las concentraciones de Hg en los Macroinvertebrados).	74
Tabla 6. Distribución probabilística de las variables de la ecuación 2 utilizada para la estimación de la distribución probabilística de las concentraciones de Hg en los Peces.....	75
Tabla 7. Distribución probabilística de las variables de la ecuación 3 utilizada para la estimación de la exposición al Hg.	75
Tabla 8. Distribución probabilística de los datos de entrada al Modelo Matemático utilizado para calcular el coeficiente de riesgo para el Hg y Pb a través del consumo de peces.	77
Tabla 9. Resultado de plaguicidas organoclorados en muestras de agua de la Bahía de Bluefields, expresados en ng.l^{-1} (Época de invierno-2011).....	105
Tabla 10. Resultado de metales pesados en muestras de agua de la Bahía de Bluefields, expresado en $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Época de invierno-2011).....	124
Tabla 11. Comparación de las concentraciones de metales pesados detectados en las aguas de la Bahía de Bluefields con otros ambientes acuáticos del mundo. Los valores se encuentran en $\mu\text{g.L}^{-1}$ (modificado por Markert, et al., 1997).....	128
Tabla 12. Clasificación de las partículas de sedimento y porcentaje de materia orgánica de los sitios muestreados en la Bahía de Bluefields. Agosto, 2011 (Época de invierno), enero, 2012 (Época de verano).....	135
Tabla 13. Riesgo (probabilidad de que las concentraciones de exposición superen las concentraciones de efecto probable, %) para la población de Bluefields debido a la exposición al Mercurio (Hg) a través de la ingesta de peces y ostiones (2011-2012).....	148

Tabla 14. Distribución probabilística del Peso Corporal (PC; kg) y de la Tasa de Ingesta Personal de peces (TIP; kg.día ⁻¹) de los subgrupos poblacionales.	150
Tabla 15. Ingesta Diaria Personal (IDP) de Mercurio a través del consumo de organismos acuáticos (2011-2012).	151
Tabla 16. Valores promedio y desviación estándar de la distribución probabilística de los Coeficientes de Riesgo (CR) debido a la exposición al Mercurio (Hg) a través de la ingesta de organismos acuáticos (2011-2012).	152
Tabla 17. Concentración de Hg en Túnidos de diferentes países y en las especies analizadas en este estudio.	154
Tabla 18. Riesgo (probabilidad de que las concentraciones de exposición superen las concentraciones de efecto probable) (%) para la población de Bluefields debido a la exposición al Pb a través de la ingesta de peces y ostiones (2011-2012). ..	155
Tabla 19. Ingesta Diaria Personal (IDP) de Plomo a través del consumo de organismos acuático (2011-2012).	157
Tabla 20. Distribución probabilística del Peso Corporal (PC; Kg) y de la Tasa de Ingesta Personal de Ostiones (TIP; kg.día ⁻¹) de los subgrupos poblacionales. ..	158
Tabla 21. Concentración media observada de Plomo (Pb) y Mercurio (Hg) en los peces y ostiones colectados en la Bahía de Bluefields para ambos períodos de muestreos.	159
Tabla 22. Coeficiente de Riesgo (CR) debido a la exposición al Plomo (Pb) a través de la ingesta de organismos acuáticos (2011-2012).	160

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Área de estudio (Bahía de Bluefields) y sitios de muestreo. 2011-2012..	4
Figura 2. Concentración de Hidrocarburo Aromáticos Policíclicos Totales detectados en las aguas de la Bahía de Bluefields, Época de invierno – 2011. ...	81
Figura 3. Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos Totales (HAP) detectadas en las aguas de la Bahía de Bluefields. Época de verano -2012.....	85
Figura 4. Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos Totales (HAP) en los sedimentos de la Bahía de Bluefields. Época de verano -2011.	92
Figura 7. Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos Totales en peces de la Bahía de Bluefields. Época de verano -2012.	99
Figura 8. Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos Totales en muestras de ostiones de la Bahía de Bluefields. Época de verano -2012.	102
Figura 9. Plaguicidas organoclorados detectados en los sedimentos de la Bahía de Bluefields. Época de invierno -2011.....	112
Figura 10. Concentraciones de los plaguicidas organoclorados en los sedimentos de la Bahía de Bluefields. Época de verano -2012	117
Figura 11. Corrientes superficiales de la Bahía de Bluefields. Fuente: CIMAB, 1996.....	126
Figura 12. Concentraciones totales de Aluminio, Cromo y Mercurio en las aguas de la Bahía de Bluefields. Época de verano - 2012.	131
Figura 13. Concentración de Metales Pesados en los sedimentos muestreados de la Bahía de Bluefields. Agosto - 2011.....	134
Figura 14. Concentración de metales pesados en los sedimentos de la Bahía de Bluefields. Época de verano - 2012.	139
Figura 15. Concentraciones de Mercurio total (Hg total) y Plomo total (Pb total) en las especies de peces y de ostiones muestreadas en la Bahía de Bluefields. Época de invierno - 2011.	141
Figura 16. Concentración de Mercurio total (Hg total) y Plomo total (Pb total) en peces de la Bahía de Bluefields. Época de verano - 2012.....	145

ÍNDICE DE ANEXOS

Tabla 1. Concentraciones de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP) en las aguas de la Bahía de Bluefields, expresados en $\mu\text{g.L}^{-1}$. (Época de Invierno-2011).....	180
Tabla 2. Concentraciones de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP) en las aguas de la Bahía de Bluefields, expresados en $\mu\text{g.L}^{-1}$. (Época de Invierno-2012).....	181
Tabla 3. Concentraciones de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP) en los sedimentos de la Bahía de Bluefields, expresados en ng.g^{-1} . (Época de Invierno-2011).....	182
Tabla 4. Concentraciones de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP) en los sedimentos de la Bahía de Bluefields, expresados en ng.g^{-1} . (Época de verano, 2012).....	183
Tabla 5. Concentraciones de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP) en peces de la Bahía de Bluefields, expresados en ng.g^{-1} . (Época de Invierno-2011).....	184
Tabla 6. Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP) en peces de la Bahía de Bluefields, expresados en ng.g^{-1} . (Época de verano, 2012).....	185
Tabla 7. Concentraciones de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP) en las muestras de ostiones de la Bahía de Bluefields, expresados en ng.g^{-1}	186
Tabla 8. Concentración de plaguicida organoclorado detectado en las aguas de la Bahía de Bluefields, expresado en ng.l^{-1} . Época de invierno, 2011.....	187
Tabla 9. Concentración de plaguicida organoclorado detectado en las aguas de la Bahía de Bluefields, expresado en ng.l^{-1} . Época de verano, 2012.....	188
Tabla 10. Concentración de plaguicidas organoclorados en el sedimento de la Bahía de Bluefields, expresado en ng.g^{-1} . Época de Invierno-2011.....	189
Tabla 11. Concentración de plaguicidas organoclorados en el sedimento de la Bahía de Bluefields, expresado en ng.g^{-1} . Época de verano, 2012.....	190
Tabla 12. Concentraciones de plaguicidas organoclorados en los peces de la Bahía de Bluefields, expresado en ng.g^{-1} . Época de Invierno-2011.....	191
Tabla 13. Concentraciones de plaguicidas organoclorados en los peces de la Bahía de Bluefields, expresado en ng.g^{-1} . Época de verano, 2012.....	192

Tabla 14. Concentraciones de plaguicidas organoclorados en los ostiones de la Bahía de Bluefields, expresado en ng.g^{-1} . Época de Invierno-2011.....	193
Tabla 15. Concentraciones de plaguicidas organoclorados en los ostiones de la Bahía de Bluefields, expresado en ng.g^{-1} . Época de verano, 2012.....	194
Tabla 16. Concentraciones de metales en muestras de agua de la Bahía de Bluefields, expresados en $\mu\text{g.L}^{-1}$ Época de Invierno - 2011	195
Tabla 17. Concentraciones de metales en muestras de agua de la Bahía de Bluefields, expresados en $\mu\text{g.L}^{-1}$ Época de Verano- 2012	196
Tabla 18. Concentraciones de metales en muestras de sedimento de la Bahía de Bluefields, expresados en $\mu\text{g.g}^{-1}$ peso seco. Época de Invierno- 2011	197
Tabla 19. Concentraciones de metales en muestras de sedimento de la Bahía de Bluefields, expresados en $\mu\text{g.g}^{-1}$ peso seco. Época verano- 2012.....	198
Tabla 20. Concentraciones de metales en muestras de peces y ostiones de la Bahía de Bluefields, expresados en $\mu\text{g.g}^{-1}$ peso seco. Época de Invierno-2011.....	199
Tabla 21. Concentraciones de metales en muestras de peces y ostiones de la Bahía de Bluefields, expresados en $\mu\text{g.g}^{-1}$ peso seco. Época verano- 2012	200
Tabla 22. Niveles de Mercurio estimado en los peces y el riesgo asociado con la exposición a través del consumo de peces para la población general.....	201
Tabla 23. Niveles de Mercurio observado en los peces y el riesgo asociado con la exposición a través del consumo de peces para la población general.....	203
Tabla 24. Niveles de Mercurio observado en los ostiones y el riesgo asociado con la exposición a través del consumo ostiones para la población general.	204
Tabla 25. Niveles de Plomo observado en los peces y el riesgo asociado con la exposición a través del consumo de peces para la población general.....	205
Tabla 26. Niveles de Plomo observado en los ostiones y el riesgo asociado con la exposición a través del consumo de ostiones para la población general.....	206
Tabla 27. Niveles de Mercurio estimado en los peces y el riesgo asociado con la exposición a través del consumo de peces para la población adulta.....	207
Tabla 28. Niveles de Mercurio observado en los peces y el riesgo asociado con la exposición a través del consumo de peces para la población adulta.....	209
Tabla 29. Niveles de Mercurio estimado en los ostiones y el riesgo asociado con la exposición a través del consumo de ostiones para la población adulta.....	211

Tabla 30. Niveles de Plomo estimado en los ostiones y el riesgo asociado con la exposición a través del consumo de ostiones para la población adulta.....	212
Tabla 31. Niveles de Plomo observado en los peces y el riesgo asociado con la exposición a través del consumo de peces para la población adulta.....	213
Tabla 32. Niveles de Mercurio estimado en los peces y el riesgo asociado con la exposición a través del consumo de peces para la población juvenil	214
Tabla 33. Niveles de Mercurio observado en los peces y el riesgo asociado con la exposición a través del consumo de peces para la población juvenil	216
Tabla 34. Niveles de Mercurio observado en los ostiones y el riesgo asociado con la exposición a través del consumo de ostiones para la población juvenil.....	217
Tabla 35. Niveles de Plomo observado en los peces y el riesgo asociado con la exposición a través del consumo de peces para la población juvenil.	218
Tabla 36. Niveles de Plomo observado en los ostiones y el riesgo asociado con la exposición a través del consumo de ostiones para la población juvenil.....	219
Tabla 37. Niveles de Mercurio estimado en los peces y el riesgo asociado con la exposición a través del consumo de peces para la población infantil.....	220
Tabla 38. Niveles de Mercurio observado en los peces y el riesgo asociado con la exposición a través del consumo de peces para la población infantil.....	222
Tabla 39. Niveles de Mercurio observado en los ostiones y el riesgo asociado con la exposición a través del consumo de ostiones para la población infantil.....	223
Tabla 40. Niveles de Plomo observado en los ostiones y el riesgo asociado con la exposición a través del consumo de ostiones para la población infantil.....	224
Tabla 41. Niveles de Plomo observado en los peces y el riesgo asociado con la exposición a través del consumo de peces para la población infantil.....	225

ANEXO DE FOTOS

Foto 1. Colecta de muestra y medición de los parámetros físicos-químicos del agua de la Bahía de Bluefields.....	226
Foto 2. Proceso para la detección de plaguicidas organoclorados en muestras de agua de la Bahía de Bluefields.....	226
Foto 3. Cromatógrafos de gases (Varian 3400-GC) utilizada para la detección de plaguicidas organoclorados, hidrocarburos policíclicos aromáticos y Espectrómetro de Absorción Atómica utilizado para la detección de metales pesados en muestras de agua, sedimento y tejido de peces y ostiones.....	227
Foto 4. Mojarra Negra, Lisa y, Palometa colectadas de la Bahía de Bluefields para el análisis de hidrocarburos policíclicos aromáticos, plaguicidas organoclorados y metales pesados.	227

ABREVIACIONES

- ATSDR:** Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades
- BMDL50:** Dosis de Referencia (Benchmark dose levels).
- CEQG:** Valores Guías Canadienses de Calidad Ambiental
- CIMAB:** Centro de Ingeniería y Manejo Ambiental de Bahías y Costas
- CIRA:** Centro para la Investigación en Recursos Acuáticos de Nicaragua
- CR:** Coeficiente de Riesgo
- CSQG:** Valores Guías Canadienses de Calidad para Sedimentos
- CWQG:** Valores Guías Canadienses de Calidad para Aguas
- DDD:** Diclorodifenildicloroetano
- DDE:** Diclorodifenildicloroetileno
- DDT:** Diclorodifeniltricloroetano
- FAO:** Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura
- HAP:** Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos
- IDP:** Ingesta Diaria Personal
- IDT:** Ingesta Diaria Tolerable
- ISQG:** Valor Guía Interino de Calidad para los Sedimentos (The Interim Sediment Quality Guidelines)
- JECFA:** Comité Mixto FAO/OMS de Expertos en Aditivos Alimentarios (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives)
- NOAA:** Administración de Océanos y Atmósfera de los Estados Unidos de Norteamérica.
- NTON:** Norma Técnica Obligatoria Nicaragüense
- OMS:** Organización Mundial de la Salud
- PC:** Peso Corporal
- PEL:** Nivel Probable de Efecto
- R.A.C.C.S:** Región Autónoma de la Costa Caribe Sur
- UNAN:** Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua
- US EPA:** Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de Norteamérica

US FDA: Agencia de Drogas y Alimentos de los Estados Unidos de Norteamérica

WHO: Organización Mundial de la Salud

RESUMEN

En el presente estudio se realizó un diagnóstico sobre la contaminación por hidrocarburos aromáticos, plaguicidas y metales pesados en el agua, sedimento y biota de la Bahía de Bluefields. Se ejecutaron dos muestreos en 8 sitios de la bahía. Con los resultados se evaluó el riesgo de exposición humana asociado a la ingesta de peces y ostiones contaminados. La determinación de los contaminantes se realizó utilizando técnicas analíticas de cromatografía de gases y absorción atómica, evaluándose los niveles encontrados con valores de referencia establecidos para la protección de la vida acuática y se estimó el riesgo de exposición humana a través de estimaciones probabilísticas del Coeficiente de Riesgo (CR) utilizando la técnica Monte Carlo. En el agua se encontró una gran variedad de hidrocarburos, destacándose el Antraceno, Benzo(a)antraceno, Fluoranteno y Pireno con concentraciones que sobrepasaron los valores guía canadienses de calidad en aguas para la protección de la vida acuática y en los sedimentos el Acenafteno superó el nivel probable de efectos. En muestras de ostiones y en las especies de Palometa y Bagre se cuantificaron hidrocarburos en concentraciones mayores a los valores de referencia para productos pesqueros establecidos en España. Los plaguicidas recurrentes en el agua fueron el Alfa-HCH y el Endosulfan II y en los sedimentos el pp-DDE y el Lindano. En los sedimentos el pp-DDE se determinó en niveles mayores al valor guía canadiense de calidad. En la especie de Bagre y en los ostiones se determinó la presencia de Gamma-clordano y pp-DDE, pero en concentraciones inferiores a los valores guía de la FDA. El Mercurio, Plomo y el Aluminio total fueron los metales que predominaron en las aguas de la Bahía de Bluefields y el Plomo y Mercurio en los sedimentos encontrados en el Muelle Municipal y las de Mercurio en Yaladina sobrepasaron los valores guía canadienses para la calidad de los sedimentos. Concentraciones de Plomo y Mercurio total también fueron encontradas en las muestras de ostiones y peces en concentraciones que no sobrepasaron los valores guía de la FD y de la OMS/FAO, sin embargo en la especie de Robalo se determinó el Mercurio en concentraciones mayores a los valores de referencia para productos pesqueros. Las probabilidades de riesgo potencial a la salud asociado a la exposición al Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones para la población de Bluefields resultó ser bajo. La acumulación de estos contaminantes en la biota y especialmente en los ostiones es un indicador del deterioro de la calidad de las aguas y sedimento de la Bahía de Bluefields.

Palabras claves: Contaminación, Exposición, Riesgo, Hidrocarburos, Plaguicidas, Metales.

I. INTRODUCCIÓN

Las lagunas costeras son ambientes donde un gran número de especies marinas migran para desovar; en el período de lluvia captan importantes volúmenes de agua protegiendo de esta manera a las costas de posibles inundaciones. Estos ecosistemas son receptores de sedimentos que son transportados principalmente a través de escorrentías superficiales desde las partes altas de la cuenca de drenaje. Adheridos a estos sedimentos también son transportados diversos tipos de sustancias alóctonas tales como hidrocarburos, plaguicidas y metales. Estas sustancias al ingresar a los cuerpos de agua persisten por mucho tiempo retenidos en los sedimentos y en la biota acuática, lo cual se convierte en un riesgo para la salud de la población consumidora de estos organismos.

La Bahía de Bluefields (Figura 1) es una laguna costera que está expuesta a la contaminación por hidrocarburos que son liberados principalmente por el uso de combustibles y lubricantes en el transporte acuático. Por ubicarse en la parte baja de la cuenca del Río Escondido, este cuerpo de agua se ha convertido en el receptor de los contaminantes que llegan a través de las aguas de escorrentía y que son producto principalmente de las actividades agrícolas, ganaderas y mineras que se practican en las partes altas de su cuenca. Por otro lado, el crecimiento urbanístico sin control de la ciudad de Bluefields favorece el vertido de aguas residuales sin ningún tratamiento a la Bahía.

Al entrar en contacto con los contaminantes presentes en el medio, la biota acuática (peces, moluscos y bivalvos) puede acumularlos en sus tejidos, convirtiendo a estos organismos en un riesgo para la salud de la población que los consume.

En el pasado se han realizado algunos estudios que han logrado establecer el estado de la contaminación de la Bahía de Bluefields, pero ninguno de estos trabajos ha evaluado los niveles de contaminantes en la biota asociando al riesgo al que se expone la población debido la ingesta de estos organismos.

El presente estudio además de diagnosticar las características y los niveles actuales de la contaminación (hidrocarburos aromáticos, plaguicidas organoclorados y metales) en cada compartimiento ambiental: agua, sedimento y biota, también evalúa el riesgo a la salud al cual se expone la población de Bluefields consumidora de peces y ostiones que se extraen de la Bahía. De esta forma se provee a las instituciones tomadoras de decisiones la información científica detallada y actualizada que puede tomarse como base para impulsar medidas y acciones que permitan proteger la vida acuática de la Bahía y minimizar los riesgos a los que se expone la población por la ingesta de estos organismos.

1.1 Área de estudio

El área en estudios es la Bahía de Bluefields, la cual se encuentra ubicada en la Región Autónoma del Atlántico Sur de Nicaragua (R.A.A.S.); en el municipio de Bluefields. La población de ésta región se concentra principalmente en la ciudad que lleva el mismo nombre y que se sitúa al costado oeste de la Bahía (Figura 1).

La Bahía de Bluefields es una laguna costera con una superficie aproximada de 176 km², su forma es alargada con orientación Norte–Sur (Figura 1), tiene una longitud de 30 km y un ancho que varía entre 3 y 8 km. La profundidad media es de 1m, encontrándose las mayores profundidades en el extremo norte, las que coinciden con el trazado de un canal que une al Río Escondido y al puerto del Bluff con la ciudad de Bluefields.

Se presentan dos estaciones climatológicas. Un período lluvioso entre mayo y diciembre que dura generalmente 8 meses y un período seco entre enero y abril (MARENA, 2005). Los meses de marzo (70 mm) y abril (97 mm), se caracterizan por ser los meses más secos. Las precipitaciones más intensas se presentan en los meses de julio (819 mm) y agosto (621 mm), siendo el mes de julio el que presenta los valores máximos de precipitaciones en el año (Luna, L., B., et al., 2005).

La humedad relativa oscila entre 95% y 100%. La temperatura media anual es de 26°C, presentándose las más altas (27.1 °C) entre los meses de abril y mayo, en tanto las más bajas se registran en el período de noviembre a enero (25 °C). La dirección de los vientos es de orientación Este a Oeste, entre los meses de enero a julio y desde el noreste, entre julio, y diciembre (Luna, L., B., et al., 2005).

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostras, 2011-2012

Según el tipo de sedimento en la Bahía, se pueden distinguir tres zonas principales: predominio de arenas en las salidas al mar y en la desembocadura del Río Escondido; arcillas cerca de la ciudad de Bluefields y limos en la parte sur e intermedios de la Bahía (Dumailo S., 2003). A lo largo del río Kukra prevalecen los sedimentos fluviales en los terrenos inundados, que presentan un drenaje pobre que se extiende hasta la Bahía de Bluefields (DANIDA, 1996).

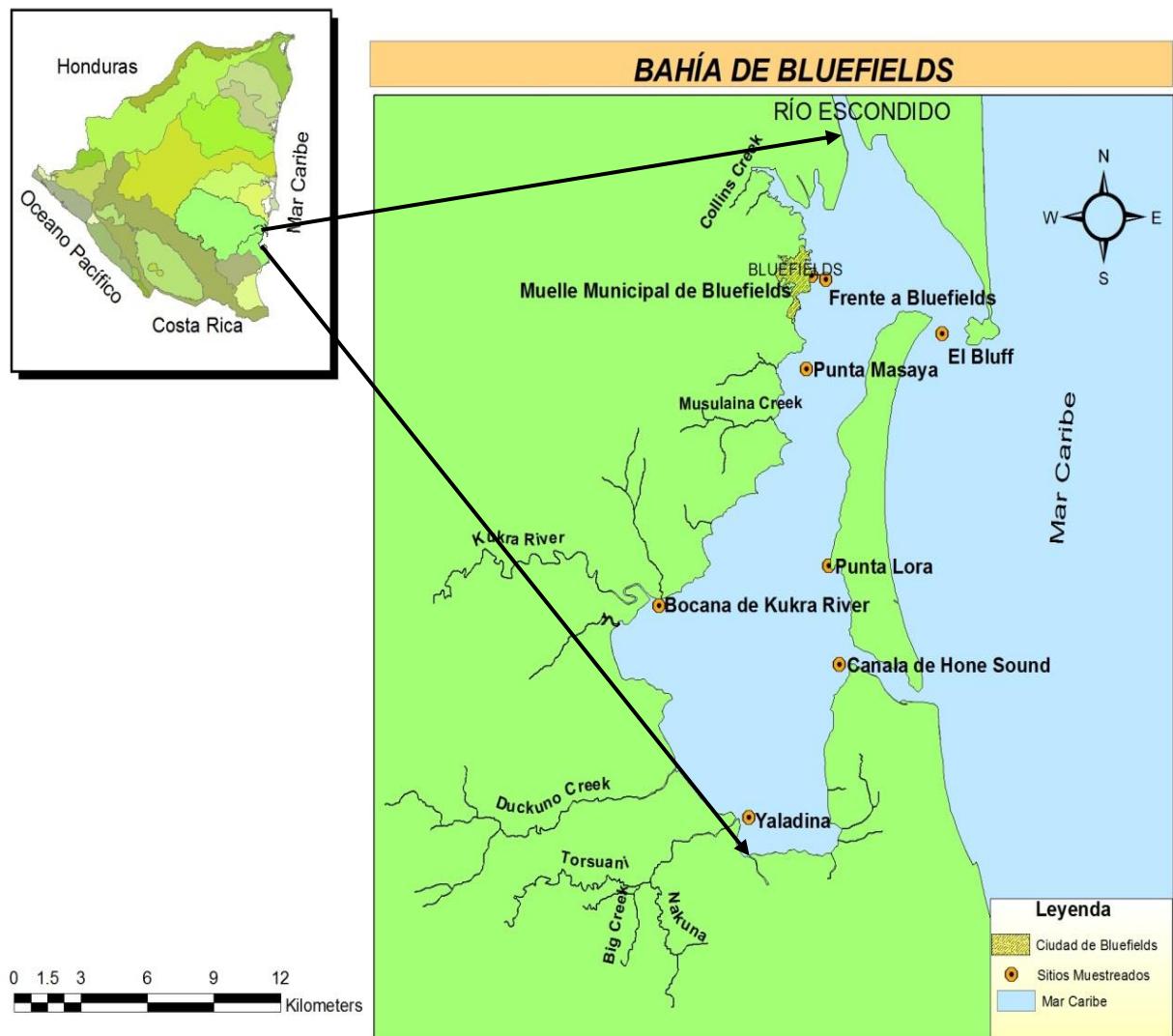


Figura 1. Área de estudio (Bahía de Bluefields) y sitios de muestreo. 2011-2012

Varios ríos desembocan en la parte sur de la Laguna de Bluefields. Entre los principales están; Kukra, Torsuani y el Dockuno (Figura 1). El Río Kukra y su cabecera formada por los caños Colorado, Papa Abraham, Poza Azul, El Caudal, El Limón y La Toboba se ubican en el Cerro Silva. Los tributarios del Río Kukra son los ríos: Caño Maíz, El Pavón, Negro, Las Pavas y Mountain Cow (Dumailo S., 2003).

Según censo realizado por INIDE (Instituto Nacional de Información de Desarrollo) en el año 2005, la población de la ciudad de Bluefields era de 45 547 personas, de las cuales 36 790 formaban parte de los 17 barrios que conforman la ciudad. La mayoría de estos barrios están asentados a la orilla de la Bahía y son los que mayormente ejercen influencia sobre ella.

La zona norte y sur de la Bahía de Bluefields tradicionalmente son conocidas por los pescadores y la población como “Lóbulos” (lóbulo norte y lóbulo sur). En el lóbulo norte se ubica la ciudad de Bluefields y el puerto de El Bluff; es el más expuesto a la contaminación debido principalmente a los siguientes factores: a) aguas negras y grises sin ningún tratamiento que llegan a la Bahía proveniente de la ciudad. b) desechos sólidos que son arrastrados y depositados en sus aguas producto de las escorrentías. c) residuos y desechos de aceites y combustibles remanentes de la actividad portuaria y del transporte acuático. En éste lóbulo desembocan además los ríos Escondido, Sconfra y Caño Negro entre otros, que pudieran estar transportando diversos contaminantes como fertilizantes o agroquímicos de uso reciente o plaguicidas persistentes utilizados en el pasado en las actividades agrícolas.

En el lóbulo sur se ubican varios cayos, siendo Rama Cay habitados por la última etnia Rama el más grande de todos. Esta zona es poco poblada, se practica una agricultura de subsistencia, el tipo de pesca es artesanal, los habitantes se

dedican a la extracción de ostiones de los bancos de fondo y la actividad relacionada con el transporte acuático es muy reducida. En éste lóbulo desembocan los ríos Docuno, Torsuani y Kukra, las riberas de este último es cultivada por las escasas familias de los indígenas Rama.

Los pescadores artesanales de la ciudad de Bluefields realizan sus faenas de pesca en la barra de Hone Sound ubicada en el lóbulo sur, la que, junto al puerto de El Bluff, ubicado en el lóbulo norte, representan las dos conexiones que tiene la Bahía con el Mar Caribe, y es a través de estas conexiones donde ocurren intercambios de agua dulce y salada.

Las especies de peces predominantes en la Bahía y que representan mayor valor económico por orden de importancia son las siguientes: róbalo, pargo, mero, corvina, roncadador, macarela y tiburón; pero de éstas especies solamente el róbalo, corvina, roncadador y macarela son capturadas por pescadores artesanales y comercializadas en las calles de Bluefields, ventas locales o destinadas para autoconsumo. El roncadador (*Micropogonias furnieri*) es la especie de mayor importancia comercial para los pobladores de Bluefields, (CABAL, S.A., 2006), debido a las grandes tallas que llega a alcanzar y por ser un pez carnoso con poca espinas en los músculos constituye un recurso apetecido por la población de Bluefields.

1.2 Antecedentes

Existen estudios previos sobre la presencia de hidrocarburos, plaguicidas organoclorados y metales pesados en las aguas y sedimentos de la Bahía de Bluefields, pero son pocas las investigaciones que han evaluado la presencia de estos contaminantes en los organismos acuáticos. Un primer estudio que incluyó análisis en la biota, fue realizado por el Centro de Ingeniería y Manejo Ambiental de Bahías y Costas (CIMAB) en el año de 1996, el cual evidenció la contaminación de la Bahía. Este estudio reportó la presencia de hidrocarburos disueltos y dispersos en concentraciones entre $1 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ y $6 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ en las aguas y entre $6 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ y $50 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ en los sedimentos. En ostiones (*Crassostrea rizophorae*) los valores reportados variaron entre $11 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ y $118 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Las concentraciones reportadas de los plaguicidas organoclorados: Heptacloro, Dieldrin y pp-DDD en las aguas de la Bahía se encontraron entre $1 \text{ ng}\cdot\text{l}^{-1}$ y $20 \text{ ng}\cdot\text{l}^{-1}$. En los sedimentos los compuestos mayormente detectados fueron el Heptacloro y el Dieldrin en concentraciones cuyos valores oscilaron entre $0,5 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ y $17,0 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ con una amplia distribución en el lóbulo norte, precisamente en la zona de mayor influencia antrópica (CIMAB, 1996).

En este mismo estudio, el CIMAB también reportó el contenido de metales en muestras de sedimentos superficiales y en ostiones. Las concentraciones en los sedimentos variaron desde $1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ hasta $25 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, observándose el siguiente comportamiento: Hierro (Fe) < Níquel (Ni) < Cobalto (Co). En los ostiones las concentraciones de metales como el Cobre (Cu) y el Hierro se encontraron en un rango de entre $200 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ y $700 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$; el Cinc (Zn) presentó valores entre $1\ 400 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ y $2\ 040 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

Otros estudios como el de González H., *et al.*, (1999), también reportó la presencia de Cobre, Plomo y Cinc en muestras de sedimentos superficiales colectados frente a la ciudad de Bluefields en concentraciones que variaron entre $5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ y $220 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, correspondiendo las más altas al Cinc. Mientras que en los ostiones

(*Crassostrea rhizophorae*), las concentraciones determinadas en peso seco oscilaron entre 1 246 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ y 2 216 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ para el Cinc; entre 243 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ y 1 143 para el hierro; y entre 269 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ y 592 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ para el Cobre. También se reportaron Manganeso, Níquel y Plomo.

En el año 2003, Dumailo, S., (Dumailo S., 2003), encontró plaguicidas organoclorados e hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) en perfiles de sedimentos (core) de la Bahía de Bluefields. Reportó concentraciones de pp-DDE en un rango entre 110 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ y 133 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$, así como valores de entre 6 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ y 7 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ para el pp-DDD y el pp-DDT. De los HAP analizados determinó Fluoranteno en concentraciones entre 19 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ y 500 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$.

El CIRA/UNAN en el año 2008 (CIRA/UNAN, 2008), realizó un trabajo para determinar hidrocarburos disueltos y dispersos en el agua superficial de la Bahía de Bluefields. Este estudio reportó concentraciones de hidrocarburos entre 3 $\text{ng}\cdot\text{l}^{-1}$ a 9 $\text{ng}\cdot\text{l}^{-1}$ en las aguas y entre 12 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ y 52 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ en los sedimentos.

Rosell, L., (2009), analizó Aluminio, Arsénico, Cadmio, Mercurio, Plomo y Cromo en las aguas de la Bahía de Bluefields. El Aluminio, fue el metal que presentó las concentraciones más altas (161,28 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$), seguido del Plomo con 111,78 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$.

Estudios realizados recientemente (RepCar, 2008-2011), reportaron plaguicidas organoclorados en los sedimentos de la Bahía. Durante la época de invierno se reportan Lindano y Heptacloro Epóxido en concentraciones inferiores a los 2 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ en la desembocadura de Kukra River; estos mismos compuestos se cuantificaron en el Estrecho de Hone Sound en concentraciones de hasta 5,37 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$. En la desembocadura del Río Torsuani se encontró Lindano en una concentración de 7,54 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$.

En general la mayoría de los estudios sobre la contaminación de la Bahía de Bluefields, analizan únicamente las concentraciones de los contaminantes en los diferentes compartimentos (agua, sedimento y biota); sin embargo, hasta el momento ninguno de ellos ha evaluado la probabilidad de riesgo a la salud de la población asociado a la exposición a través del consumo de peces y ostiones contaminados.

El presente estudio, además de determinar y evaluar la contaminación por hidrocarburos aromáticos, plaguicidas organoclorados y metales pesados en agua, sedimento y biota de la Bahía de Bluefields, también realiza una evaluación del riesgo de exposición humana por la ingesta de peces y ostiones contaminados con estas sustancias.

Cabe destacar que el riesgo para poblaciones humanas consumidoras de mariscos ha sido evaluado en otros países del mundo. Por ejemplo, Figueroa S., A., et al (2007), determinó la variación en el contenido de Cadmio, Cromo y Plomo en la almeja Catarina (*Argopecten ventricosus*) cuyas concentraciones son superiores a los límites establecidos por las Normas Oficiales Mexicanas (NOM 031-SSA1, 1993).

Este mismo autor evaluó el posible riesgo que implica el consumo de almeja con esos contenidos de metales, calculando la ración mínima segura por día en 1,5 g y 2,5 g (peso húmedo) de molusco para niños con un peso corporal de 18 kg y 30 kg. Para mujeres con peso de 50 kg, 60 kg y 70 kg, la ración mínima se estimó en 97,09 g, 116,50 g y 135,92 g respectivamente. Para hombres de 70 kg, 80 kg y 100 kg se determinaron raciones de 135,92 g, 155,33 g, 194,17 g de almejas correspondientemente, concluyendo que raciones superiores podría implicar un riesgo a la salud.

En Nicaragua, Picado *F*, y *otros*, (2010) realizaron un estudio en donde se integró el riesgo relativo de los peces, las aguas subterráneas y la sangre de pobladores de la cuenca del Río Artiguas (Sucio) expuestos a las concentraciones de Mercurio debido a la práctica minera en el área (Picado F. et al, 2010). Los autores del estudio encontraron que los macro invertebrados y los peces del río contaminado presentan las probabilidades más altas de riesgo por la exposición al Mercurio, mientras que las bacterias presentes en las aguas subterráneas y la población que consume peces del río contaminado con Mercurio presentan un riesgo relativamente bajo. Esta misma investigación determinó que los sedimentos del río Artiguas son la fuente de Mercurio más peligrosa para los macro invertebrados y estos organismos consecuentemente lo son para los peces. El consumo de estos peces resultó en 10% de probabilidad de que la concentración de Mercurio en la población de Santo Domingo excediera los niveles de la dosis de referencia (BMDL50, Benchmark dose levels).

A pesar de la diferencia entre la dinámica de las aguas y la presencia de otros contaminantes en los diferentes compartimentos de la Bahía de Bluefields, los hallazgos del estudio de Picado et, al. (2010) y de otros estudios podrían ser similares. Por lo tanto, en el presente estudio la evaluación del riesgo está dirigida a determinar de forma probabilística, la amenaza a la salud de la población que puede ser provocada por los contaminantes presentes en la Bahía de Bluefields. La información generada servirá de insumo para facilitar el establecimiento de directrices dirigidas a la gestión integrada del recurso y mitigar el impacto que puede ocasionar la contaminación que sufre este cuerpo de agua.

1.3 Planteamiento del problema

Por un lado, la contaminación por hidrocarburos, plaguicidas organoclorados y metales pesados se ha convertido en un problema ambiental para la Bahía de Bluefields. Parte de esta contaminación es generada por el transporte acuático de las flotas de pangas y otras embarcaciones de transporte acuático cuya circulación libera sustancias como combustibles (diesel y gasolina), lubricantes y por el manejo inadecuado de estos productos durante su comercialización en la ciudad. El uso de la gasolina en las embarcaciones que navegan en la Bahía y en el Río Escondido también aporta metales pesados como el Plomo a las aguas y sedimentos.

Por otro lado, la contaminación por plaguicidas persistentes como los organoclorados (por ejemplo, el DDT) empezó hace más de 50 años, cuando en Nicaragua este compuesto se utilizó con el propósito de erradicar los vectores transmisores de la malaria. En el año 1987, la fuerza devastadora del huracán Juana destruyó las bodegas que almacenaban este plaguicida, lo que trajo como consecuencia el transporte y dispersión de estos compuestos encontrando su destino en las aguas, en los sedimentos y en la biota de la Bahía.

Las minas ubicadas en los municipios de Santo Domingo y La Libertad en el departamento de Chontales afectan la cuenca del Río Escondido ya que los ríos Siquia y Mico generan una seria contaminación por metales pesados producto de las actividades mineras. La explotación en la mina del Mojón en la parte alta del Río Mico y las prospecciones de minerales metálicos como hierro y oro en el municipio de El Rama, al igual que la explotación de las minas Kisilala, Wawashang y Cerro Silva, también son fuentes importantes de metales pesados para la Bahía de Bluefields.

Por la relevancia económica, social y cultural y por la necesidad de proteger su calidad ambiental se seleccionó el ecosistema de la Bahía de Bluefields como objeto de estudio para determinar a través de un análisis cuantitativo, los niveles actuales de contaminación orgánica y por metales pesados de sus aguas y sedimentos, estableciendo y cuantificando la bioconcentración de estos analitos en los tejidos de especies que habitan en la laguna, para consecuentemente estimar el riesgo potencial a la salud de los pobladores que se alimentan de estos organismos.

Siendo lo antes expuesto el interés de ésta investigación se formula la siguiente pregunta rectora:

¿Cuál es el grado de contaminación de la Bahía de Bluefields por la presencia de hidrocarburos aromáticos policíclicos, plaguicidas organoclorados y metales pesados y el riesgo de exposición humana por la ingesta de peces y ostiones?

Las subsiguientes preguntas de investigación específicas son:

¿Cuáles el diagnostico actual de la contaminación por hidrocarburos aromáticos policíclicos, plaguicidas organoclorados y metales pesados en agua, sedimentos, peces y ostiones de la Bahía de Bluefields?

¿Son los niveles de contaminación de hidrocarburos aromáticos policíclicos, plaguicidas organoclorados y metales pesados en la Bahía de Bluefields una amenaza para la salud humana?

¿Cuáles son las probabilidades de riesgo de exposición humana al Mercurio y al Plomo asociado a la ingesta de peces y ostiones de la Bahía de Bluefields?

1.4 Justificación

Dado que:

i) La Bahía de Bluefields es permanentemente un reservorio natural de: a) los contaminantes que son liberados por el transporte acuático, b) los desechos sólidos y líquidos generados por la ciudad de Bluefields y c) de los contaminantes y cantidades importantes de sedimentos liberados por las actividades humanas y que llegan superficialmente a través del sistema natural de drenaje de su cuenca,

ii) las características morfológicas, la dinámica de las aguas y la poca profundidad hacen que este ecosistema sea vulnerable a la contaminación, la cual está evidenciada por la presencia de sustancias alóctonas (hidrocarburos, plaguicidas y metales) en las aguas y sedimentos, que por su prolongadas persistencias se presume que sus concentraciones pueden estar gradualmente en aumento y que por ser sustancias tóxicas representan un peligro potencial para la calidad de vida de algunos organismos acuáticos de este ecosistema,

iii) es una fuente potencial de alimento y la contaminación acumulada por los organismos acuáticos puede estar en aumento y la misma puede ser heredada a las poblaciones humanas, en este caso a los pobladores de la Ciudad de Bluefields quienes consumen peces, ostiones y otros organismos de la Bahía,

iv) en la actualidad no se ha establecido la relación entre los niveles de la contaminación observados en el medio abiótico y los cuantificados en organismos acuáticos de la Bahía que son representativos de la dieta alimenticia de los pobladores de la Ciudad de Bluefields, y

v) de aumentar la contaminación, lo que se visualiza a mediano plazo es un continuo deterioro de la calidad del ecosistema de la Bahía de Bluefields, y consecuentemente un detrimento en la calidad de vida de una fracción importante de la población de Bluefields,

Por tanto, la conjetura de que el descuido en el manejo y control de las emisiones de contaminantes tóxicos provocado por actividades económicas es el responsable directo del grado de deterioro de la calidad de la Bahía de Bluefields que luego se revierte en un riesgo de exposición humana, debe ser evidenciada. Esto es posible identificando las actividades humanas responsables de la contaminación y diagnosticando los niveles actuales de contaminación en los compartimiento (agua, sedimento, biota) y evaluado el riesgo de exposición humana.

Dilucidar el riesgo, los niveles y tipo de contaminación en el contexto presentado permitirá: i) establecer la base científica para generar nuevas líneas de investigación para futuros estudios con enfoque holístico para otros ecosistemas, ii) desarrollar estrategias para la protección y conservación de la Bahía, iii) reducir el riesgo de exposición a la contaminación en la población de Bluefields, y iv) facilitar información científica a los gobiernos locales y tomadores de decisiones para la elaboración de normas de uso, manejo y disposición adecuada de los contaminantes identificados en el estudio.

1.5 Objetivos de la investigación

1.5.1 Objetivo General

1.5.1.1 Evaluar el grado de contaminación por hidrocarburos aromáticos policíclicos, plaguicidas organoclorados y metales pesados, de la Bahía de Bluefields y las probabilidades del riesgo de exposición humana asociada a la ingesta de peces y ostiones contaminados.

1.5.2 Objetivos Específicos

1.5.2.1. Diagnosticar la contaminación actual por hidrocarburos aromáticos policíclicos, plaguicidas organoclorados y metales pesados en las aguas, sedimentos, peces y ostiones de la Bahía de Bluefields.

1.5.2.2. Determinar si los niveles de contaminación por hidrocarburos aromáticos policíclicos, plaguicidas organoclorados y metales pesados en la Bahía de Bluefields representan una amenaza para la salud de la población Blufilenses.

1.5.2.3 Evaluar las probalidades del riesgo de exposición humana al Mercurio y Plomo asociado a la ingesta de peces y ostiones de la Bahía de Bluefields.

II. MARCO TEÓRICO

2.1 Contaminación

Según la definición de GESAMP (Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection) y adoptada por la Comunidad Internacional en la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar, en su artículo 1.4; por “*contaminación del medio marino*” se entiende la introducción por el hombre, directa o indirectamente, de sustancias o de energía en el medio marino incluidos los estuarios, que produzca o pueda producir efectos nocivos tales como daños a los recursos vivos y a la vida marina, peligros para la salud humana, obstaculización de las actividades marítimas, incluidas la pesca y otros usos legítimos del mar, deterioro de la calidad del agua del mar para su utilización y menoscabo de los lugares de esparcimiento (Naciones Unidas, 1984). En esta definición, la contaminación de las cuencas hidrográficas es considerada conceptualmente con la inclusión de los “estuarios” (Escobar, J., 2002).

En este sentido los procesos hidrológicos son factores decisivos que afectan el destino de estos contaminantes en los sistemas acuáticos. Ellos proveen los principales caminos de transporte y el medio para la mayoría de los procesos de transformación química y biológica. También proporcionan, a través de la erosión y la lixiviación, la base natural o geoquímica de materia particulada y disuelta contenida en las aguas superficiales y subterráneas (Menéndez, A., N., 2010).

2.1.1 Contaminación orgánica

La presencia o el exceso en la concentración de una sustancia o agente (físico, químico o biológico) en determinado medio con alteraciones dañinas se considera contaminación (Vallejo, M., 1997). Los Contaminantes Orgánicos Persistentes

(COP), son sustancias químicas que tienen una elevada permanencia en el medio ambiente al ser resistentes a la degradación, son bioacumulables, incorporándose en los tejidos de los seres vivos y pudiendo aumentar su concentración a través de la cadena trófica (biomagnificación), son altamente tóxicos y provocan graves efectos sobre la salud humana y el medio ambiente y tienen potencial para transportarse a largas distancia, pudiendo llegar a regiones en las que nunca se han producido o utilizados (<http://www.istas.net>).

2.1.1.1 Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP)

Los hidrocarburos son los compuestos básicos formados únicamente por carbono e hidrógeno. Atendiendo a la naturaleza de los enlaces entre los átomos de carbono, pueden clasificarse en dos tipos: alifáticos y aromáticos. De acuerdo al tipo de estructuras que pueden formar, los hidrocarburos se pueden clasificar como acíclicos y cíclicos.

HAP son un grupo de sustancias compuestas por dos o más anillos aromáticos unidos, se producen cuando la materia orgánica que contiene carbono e hidrógeno es expuesta a temperaturas mayores a 700°C, en procesos pirolíticos y de combustión incompleta. La mayoría de los vertidos al medio, son a la atmósfera tanto para el caso de las emisiones naturales como de las antropogénicas, siendo estas últimas las predominantes (WHO, 2003).

Los HAP pertenecen al grupo de Contaminantes Orgánicos Persistentes (COPs) ya que, de acuerdo con el Protocolo de Contaminantes Orgánicos Persistentes firmado el 24 de junio de 1998 en Dinamarca, éstos reúnen las cinco características fundamentales: (i) ser tóxicos, (ii) persistentes, (iii) bioacumulables, (iv) ser transportados a través del aire y depositados a largas distancias, y (v)

causar efectos negativos sobre la salud y el medio ambiente tanto cerca, como lejos de su fuente emisora (Salgueiro L., R., 2008).

Los HAP se dividen en dos categorías principales:

1. Compuestos de bajo peso molecular, constituidos por menos de cuatro anillos, y
2. Compuestos de alto peso molecular, con más de cuatro anillos aromáticos en su estructura.

Los hidrocarburos en general, tienden a asociarse con la materia orgánica que contiene ácidos grasos y ceras tales como las membranas de las plantas y las cutículas. Los de bajo peso molecular son solubles en agua con una baja afinidad para ser adsorbidos en partículas ($\log K_{ow} < 5$), mientras que los más pesados son, generalmente, insolubles en agua y tienen una afinidad muy fuerte para adsorberse en las superficies de las partículas suspendidas en el agua ($\log K_{ow} > 5$) (Marino, D., 2009).

La Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR, 1995), ha considerado los siguientes 17 HAP que son los más dañinos: Acenafteno, Acenaftileno, Antraceno, Benzo[a]antraceno, Benzo[a]pireno, Benzo[e]pireno, Benzo[b]fluoranteno, Benzo[g,h,i]perileno, Benzo[j]fluoranteno, Benzo[k]fluoranteno, Criseno, Dibenzo[a,h]antraceno, Fluoranteno, Fluoreno, Indeno[1,2,3-c,d]pireno, Fenantreno y Pireno, además estos fueron identificados como los de mayores concentraciones presentes en los sitios de desechos peligrosos de la Lista de Prioridades Nacionales (NPL), que contiene los sitios más contaminados designados para limpieza a largo plazo por los Estados Unidos de Norte América.

2.1.1.1.1 Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos en el ambiente acuático

Los HAP llegan al medio ambiente por vía atmosférica y acuática. Cuando estos compuestos son emitidos al aire, algunos se encuentran en fase gaseosa, otros adsorbidos a partículas, mientras que los semivolátiles están en parte, en formas gaseosas y en parte adsorbidas a partículas, dependiendo de la temperatura y la concentración de éstas.

Los HAP se transfieren desde la atmósfera al agua superficial tanto por deposición seca como por sedimentación de las partículas y dependiendo de la temperatura se puede producir reemisiones. Los HAP son poco solubles en agua y se adsorben fuertemente a las partículas, aunque los compuestos de bajo peso molecular (con 3 o menos anillos) son más solubles que los de alto peso molecular (4 o más anillos) y su movilidad en las corrientes de agua está muy determinada por el transporte de partículas suspendidas y como resultado final terminan sedimentándose (Soriano S., J., 2009).

2.1.1.1.2 Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos en sedimentos

El sedimento es el principal sumidero de sustancias hidrófobas del medio marino. Los hidrocarburos se depositan rápidamente en él y se asocian a las partículas inorgánicas o a la materia orgánica. La capacidad de acumulación de hidrocarburos de un sedimento varía en función de sus características. La granulometría y sobre todo el contenido en materia orgánica, son los factores que determinan en mayor medida la cantidad de hidrocarburos que puede acumular el sedimento. Los hidrocarburos, especialmente los HAP, tienden a asociarse con gran afinidad a la materia orgánica, por tanto, cuanto mayor es el contenido de materia orgánica de un sedimento, mayor será su capacidad de acumular HAP. Los sedimentos de granulometría fina acumulan más HAP que los de grano

grueso, debido a que la relación superficie/volumen de grano es mayor, y por tanto tienen una mayor superficie disponible (Iniesta, R. y Blanco, J., 2005).

Los sedimentos de grano fino y fangos son característicos de estuarios y constituyen el hábitat de numerosas especies. Cuando se dan actividades humanas tales como vertidos, navegación, etc. en las proximidades de los estuarios, se pueden acumular contaminantes tales como los HAP en los sedimentos a niveles muy superiores a los de zonas prístinas (Soriano S., J., 2009)

2.1.1.1.3 Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos en organismos acuáticos

La acumulación de compuestos hidrófobos en organismos acuáticos está regulada principalmente por dos factores relacionados entre sí: hidrofobicidad y biodisponibilidad. La hidrofobicidad es la tendencia de una sustancia a evitar el contacto con disolventes polares como el agua. Para medir la hidrofobicidad de una sustancia se puede usar el coeficiente octanol/agua (K_{ow}).

Organismos como los moluscos pueden acumular en mayor o menor medida contaminantes disueltos en el agua, pero algunos acumulan además contaminantes del sedimento. La acumulación de los contaminantes del agua puede ser a partir de las formas disueltas (fundamentalmente a través de las branquias u otros órganos permeables en contactos con ella), o particulada (por ingestión), mientras que la acumulación a través del sedimento puede ser por contacto directo, ingestión de partículas o por disolución previa de los contaminantes en el agua intersticial (Iniesta, R., y Blanco, J., 2005).

Por otro lado los peces pueden servir como indicadores de contaminación de las aguas superficiales por HAP. Usualmente son los más visibles de la comunidad acuática por tanto los daños a la piel, aletas, ojos entre otras partes del cuerpo debido a la exposición al agua y sedimentos contaminados por HAP pueden ser observados a simple vista (Logan D., T, 2007).

A través de su ciclo de vida estos organismos pueden estar expuestos a los HAP contenidos en la columna de agua y en los sedimentos. Por ejemplo existen especies de peces que excavan en el sedimento para depositar sus huevos, mientras que otros tienen huevos que son demersales los que entran en contacto con los sedimentos. Existen larvas de peces que pueden vivir cerca del fondo y estar expuestas a la contaminación por los sedimentos, mientras que los huevos y larvas de otros peces pueden habitar las capas superficiales del agua donde las concentraciones de los HAP pueden ser altas (Wurl and Obbard, 2004).

Algunos peces adultos son de hábitat bentónico, como el pez plano (Pleuronectiformes) y el pez gato (Siluriformes), que entran en contacto directo con el sedimento; otros se alimentan de los macroinvertebrados que a su vez acumulan HAP. Otra vía de contaminación por HAP es a través de las agallas, las que poseen membranas finas para transferir el oxígeno del agua transportando grandes cantidades y exponiendo este órgano a los HAP presentes en el agua (Logan D., T, 2007).

2.1.1.2 Plaguicidas organoclorados (OC)

El término "plaguicida" es una palabra compuesta que comprende todos los productos químicos utilizados para destruir las plagas o controlarlas. En la agricultura, se utilizan herbicidas, insecticidas, fungicidas, nematocidas y

rodenticidas. El Código Internacional de Conducta Sobre la Distribución y Uso de Plaguicidas de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), establece que un plaguicida; *es la sustancia o mezcla de ellas, destinada a prevenir, destruir o controlar plagas, incluyendo los vectores de enfermedad humana o animal; las especies no deseadas de plantas o animales que ocasionan un daño duradero u otras que interfieren con la producción, procesamiento, almacenamiento, transporte y comercialización de alimentos; los artículos agrícolas de consumo, la madera y sus productos, el forraje para animales o los productos que pueden administrárseles para el control de insectos, arácnidos u otras plagas corporales* (FAO, 1986).

Según el uso al que se destinen los plaguicidas se clasifican de diferentes maneras. Los plaguicidas utilizados para el control de invertebrados incluyen a los insecticidas, nematocidas (para el control de ascárides, lombrices y/o gusanos; molusquicidas (para el control de caracoles y babosas). Los vertebrados son controlados mediante rodenticidas (para el control de roedores), avicidas (para el control de pájaros) y piscicidas para el control de peces. Los herbicidas se utilizan para controlar algunas plantas plaga, mientras que los reguladores de crecimiento, defoliantes y desecantes de plantas se utilizan con diferentes propósitos en el cultivo de plantas. Los fungicidas se utilizan contra los hongos, los bactericidas contra las bacterias y los alguicidas en el control de las algas.

Los plaguicidas organoclorados son los más ampliamente utilizados. Su estructura química corresponde a la de los hidrocarburos clorados, lo que les confiere una alta estabilidad física y química, haciéndolos insolubles en agua, no volátiles y altamente solubles en disolventes orgánicos. Estas características favorecen su persistencia en el ambiente y su lenta biodegradabilidad. La vida media de los plaguicidas organoclorados es de 5 años, aunque varía según el producto; por ejemplo, para el beta hexaclorociclohexano es de 3 años, para el aldrín de 6 años y para el DDT es de 30 años (OMS/OPS, 1990).

2.1.1.2.1 Plaguicidas organoclorados en el medio acuático

Al ingresar al sistema acuático por diversos mecanismos, los plaguicidas organoclorados ocasionan problemas de contaminación. Entre las rutas de entrada a los cuerpos de agua está el arrastre, infiltración y erosión de los suelos, principalmente de los agrícolas que fueron rociados con plaguicidas, el lavado de dichos suelos hace que éstos alcancen los ríos y ecosistemas costeros y marinos; también está el agua utilizada para lavar el material de rociado y que es vertida en estanques, ríos y lagunas; otra ruta es a través de la precipitación proveniente de la atmósfera o por transporte atmosférico (Niño, L. y Torres N., 2009).

La deriva de plaguicidas que logran transportarse después del rociamiento, derrames accidentales, aplicaciones en plantaciones situadas en las orillas de los sistemas acuáticos o introducción directa en ríos o estanques para matar peces, son vías por medio de las cuales los plaguicidas llegan al medio acuático. Una vez que los plaguicidas entran en el ecosistema acuático pueden ser transportados en el agua por advección (movimiento horizontal de los contaminantes disueltos), dependiendo de la velocidad y dirección de las corrientes o por dispersión, que involucra la mezcla de estas sustancias en la columna de agua donde experimentan reacciones físicas, químicas o biológicas que incluyen fotólisis, oxidación, hidrólisis, volatilización, transformaciones biológicas, adsorción y bioacumulación (Calva, L., G., y Torres, M del R., 1998).

En la fotólisis hay una oxidación fotoquímica del plaguicida que puede verse limitada por la concentración de oxígeno presente y por la cantidad de luz; sin embargo, éstos no suelen ser factores limitantes en las lagunas costeras. Durante la oxidación hay una reacción lenta del pesticida con el oxígeno disuelto, si en el medio existen concentraciones altas de materia orgánica disuelta y compuestos húmicos (sustancias derivadas de la descomposición de la vegetación), se libera peróxido de hidrógeno que también es oxidante. Cabe señalar que en aguas

naturales las oxidaciones a menudo son procesos mediados por microorganismos (Calva, L., G., y Torres, M del R., 1998).

En lo que se refiere a los mecanismos de hidrólisis, éstos son degradaciones de primer orden que pueden estar catalizadas por un ácido o por una base y puede incrementarse en presencia de sustancias húmicas en el agua. La volatilización, al ser el flujo del contaminante a través de la interfase agua-aire, da como resultado el reingreso de éste a la atmósfera (Calva, L., G., y Torres, M del R., 1998).

Otro mecanismo de transporte del plaguicida cuando se disuelve en el medio, es la distribución por difusión. En este proceso el conocimiento de la solubilidad en agua de un plaguicida es muy importante porque determina el comportamiento del plaguicida en ese medio, influyendo en la bioconcentración y la adsorción en sedimento. Es por ello que la solubilidad en agua medida a 20-25°C y la presión de vapor constituyen los parámetros más importante para predecir el comportamiento de un plaguicida en al ambiente (Dierksmeier, G., 2001).

2.1.1.2.2 Plaguicidas organoclorados en sedimentos

Los plaguicidas organoclorados, además de estar reaccionando en el agua, gran parte de estos compuestos se depositan paulatinamente en los sedimentos donde pueden experimentar hidrólisis, degradación anaerobia o se adsorben en partículas húmicas, minerales y arcillas, como el DDT y sus metabolitos, constituyendo así una fuente de sustancias tóxicas que pueden estar disponibles para los organismos asociados a los sedimentos (bentos) de los sistemas costeros (Goldberg, 1976).

La gran afinidad de éstos contaminantes por el material particulado fino, permite que puedan ser registrados en la columna de sedimento, debido a que tienen una limitada solubilidad en agua y un elevado coeficiente de partición hacia el material en suspensión, existiendo una estrecha relación entre los contaminantes y los niveles de materia orgánica presentes en los sedimentos (D. Muir., *et al.*, 1996).

2.1.1.2.3 Plaguicidas organoclorados en organismos acuáticos

Los plaguicidas organoclorados en el ambiente marino y estuarino, pueden afectar el desarrollo de los organismos e inclusive la salud humana por el consumo directo de especies como el ostión, camarón, mejillón, langostino, jaiba y peces.

Los productos orgánicos asociados con los sedimentos ingresan en la cadena alimentaria de diversas maneras. Los sedimentos son ingeridos directamente por los peces; no obstante, los sedimentos finos (en particular, la parte de carbono) constituyen el suministro alimentario de los organismos bénticos (que habitan en el fondo), que, a su vez, sirven de alimento para organismos superiores. En último término, los compuestos tóxicos se acumulan biológicamente en el pescado y otros depredadores superiores. Así pues, los plaguicidas transportados desde la tierra firme como parte del proceso de erosión y escorrentía se concentran en los depredadores superiores, incluido el hombre (Ongley, E., D., 1997).

En otras palabras cuando los organismos incorporan estas sustancias no nutritivas a través de la membrana branquial y/o el tejido epitelial y las almacenan en sus tejidos, se presenta el proceso de bioconcentración, si éste continúa a través del tiempo da lugar a la bioacumulación. Cuando los plaguicidas organoclorados no sólo se incrementan en los organismos de un nivel trófico inferior, sino que alcanzan a los de niveles tróficos sucesivos dentro de un ecosistema, se origina la biomagnificación (Calva, L., G., y Torres, M del R., 1998).

Por otro lado, todos los moluscos pueden acumular en mayor o menor medida contaminantes disueltos en el agua, pero algunos acumulan además contaminantes del sedimento. La acumulación desde el agua puede ser a partir de las formas disueltas (fundamentalmente a través de las branquias u otros órganos permeables en contacto con ella), o particulada (por ingestión), mientras que la acumulación del sedimento puede ser por contacto directo, ingestión de partículas o por disolución previa de los contaminantes en el agua intersticial. La importancia relativa del sedimento o el agua en la incorporación de contaminantes en los moluscos depende de su hábitat y tipo de alimentación (Iniesta, R., y Blanco, J., 2005).

2.1.1.2.4 Efectos de los plaguicidas organoclorados en los organismos

Algunos OC son particularmente tóxicos y sus efectos sobre la biota pueden ser letales o subletales ya que alteran procesos biológicos como la tasa de crecimiento y el intercambio de los iones de Na^+ y K^+ o bien, pueden provocar la muerte de los organismos. En los moluscos y crustáceos, el Endosulfán provoca una disminución de los aminoácidos libres en la hemolinfa (líquido sanguíneo de los invertebrados), así como la inhibición de la Na-K-ATPasa branquial. Tales perturbaciones alteran los procesos de osmoregulación y el consumo de oxígeno de los organismos, lo que a su vez repercute en su actividad normal. También se presentan alteraciones en la reproducción y el crecimiento de crustáceos y moluscos (bivalvos) (Espina, S., y C. Vanegas, 1996).

En los peces también los efectos se presentan generalmente durante el ciclo reproductivo, por ejemplo, el DDT y sus derivados alteran el preferendum final de la temperatura de reproducción en los peces, dando como resultado que la población no pueda alcanzar el área donde normalmente ocurre el desove; otro efecto es que los plaguicidas alteran el tiempo en el que el saco vitelino es absorbido. Además de influir sobre la reproducción, algunos OC ocasionan daños

en diferentes órganos de los peces como el hígado, riñón, cerebro, branquias, músculo, intestino y gónadas (Jonsson y Toledo, 1993).

2.1.2 Contaminación inorgánica

Algunos contaminantes inorgánicos no son particularmente tóxicos, pero aun así son un peligro para el medio ambiente porque son usados extensivamente. Estos incluyen fertilizantes como nitratos y fosfatos, que pueden provocar auges algales globales en las aguas superficiales, lo que hace que el nivel de oxígeno en el agua disminuya dando como resultado un stress oxigénico debido a la toma de oxígeno por parte de los microorganismos descomponedores de algas. A esto se le llama eutrofización.

2.1.2.1 Metales pesados

Los metales son sustancias naturales que se han formado por la meteorización de minerales desde los sitios donde fueron depositados durante la actividad volcánica. Algunos ejemplos de metales son: Plomo (Pb), Zinc (Zn), Manganeseo (Mn), Calcio (Ca) y Potasio (K). Se pueden encontrar en las aguas superficiales en sus formas iónicas estables. Los metales pueden reaccionar con otros iones para formar productos peligrosos. A menudo están implicados en reacciones de transferencia electrónica en las que el oxígeno está presente. Esto puede llevar a la formación de oxi-radicales (<http://www.lenntech.es>).

2.1.2.1.1 Metales pesados en el ambiente acuático

En los cuerpos lagunares, los metales pesados pueden estar presentes en el agua en tres formas distintas: coloidal, partículas minerales y cationes o iones

complejos. Las formas coloidales dan lugar a los hidróxidos; las partículas minerales se refieren a todas aquellas partículas sólidas que se encuentran suspendidas en el agua y por último se encuentran las fases disueltas (cationes o iones complejos) las cuales son captadas tanto por los organismos como por las arcillas, y es ésta última fase la que ocasiona la fijación del metal en el tejido orgánico, debido a la biodisponibilidad que presenta el metal en forma de catión, provocando que el metal interfiera en funciones básicas del organismo (Botello *et al.*, 1996).

Los mecanismos que regulan la presencia de metales en el agua, además de los bióticos (microorganismos) que tienden a variar el pH, son la solubilidad de las sales presentes en la columna de agua. Ambos mecanismos condicionan la biodisponibilidad de los metales, los cuales tienen efectos nocivos, ya que afectan a las cadenas alimenticias, cuando estos se acumulan en los organismos vivos. Los metales son persistentes y la mayoría de ellos no tienen una función biológica definida (Rosell, V. L., 2009).

El Pb no se considera uno de los metales más móviles en el medio ambiente, a menudo se une fuertemente a las partículas en suspensión y a los sedimentos (Berg *et al.* 1995, Hapke 1991), hay evidencias considerables de que el Pb de los sedimentos se encuentra disponible para las especies que se alimentan en ellos (Bryan y Langston 1992 citado por Labunska, I., Brigden, K., & Stringer, R., 2000).

La mayor parte del Pb queda retenido en los suelos y sedimentos y muy poco es transportado a las aguas superficiales o subterráneas. Sin embargo, es posible que se produzca un reingreso a las aguas superficiales como resultado de la erosión de partículas de suelo con contenido de plomo o mediante la conversión en sulfato de plomo, forma relativamente soluble, en la superficie del suelo o sedimento (ATSDR, 1997, Sadiq 1992, Alloway 1990).

En cambio las concentraciones elevadas de Mercurio (Hg) en los sistemas de agua dulce se deben principalmente a las descargas antropogénicas de Hg inorgánico. Los mecanismos biológicos para su eliminación son deficientes, y por eso, según lo que se sabe hasta el momento, el Hg es el único metal que se bio magnifica (es decir, se acumula progresivamente) a lo largo de la cadena alimentaria (WHO, 1989, ICME 1995). Aún en bajas concentraciones, el Mercurio es sumamente tóxico tanto para animales como para plantas; en consecuencia, cualquier aumento por sobre los niveles de referencia podría tener efectos perjudiciales sobre cualquier organismo expuesto (ATSDR, 1997).

El episodio de Minamata, es el primer caso documentado de la contaminación de los cursos de agua debido a material tóxico presente en los efluentes industriales. La causa se debió a la ingesta de alimentos que contenían sales alquil mercuriales, siendo los portadores del tóxico los peces y frutos consumidos por la población local cuya dieta se basaba exclusivamente en estas fuentes de proteínas y calorías (Smocovich, M. C., 2000).

La implementación de normas generalizadas sobre la eliminación de Hg ha reducido considerablemente la amenaza de incidentes similares. Aunque hay evidencias que vinculan los niveles de Hg total en el medio ambiente con los presentes en predadores superiores como los peces, el eje de la preocupación es la acumulación de metil Mercurio (MeHg).

El Mercurio inorgánico puede ser metilado por microorganismos naturales del suelo, de los sedimentos, del agua dulce y salada; y en este proceso intervienen diversas poblaciones microbianas en condiciones tanto aeróbicas como anaeróbicas (ATSDR, 1997).

El Mercurio y el Plomo están incluidos en la lista de sustancias peligrosas prioritarias acordada por la Tercera Conferencia del Mar del Norte (MINDEC 1990) y confirmada en la Cuarta Conferencia, llevada a cabo en 1995 en Esjberg, Dinamarca (MINDEC 1995), donde se acordó que las concentraciones ambientales de sustancias peligrosas deben ser reducidas a niveles cercanos a las concentraciones naturales en un plazo de 25 años (Labunska, I., Brigden, K. & Stringer, R. 2000).

2.1.2.1.2. Metales pesados en los sedimentos

Las actividades antropogénicas son fuentes importantes de metales pesados, éstos se encuentran presentes en los desechos industriales, domésticos y como producto de prácticas agrícola deficientes. Los sedimentos, son los principales reservorios de estos elementos y actúan como recursos secundarios de contaminación en el medio ambiente (Rubio, et al., 1996).

Los procesos de adsorción y la formación de complejos en medios naturales son responsables de que la mayor parte de los residuos de metales pesados se acumulen en los sólidos en suspensión y se incorporan rápidamente a los sedimentos, donde se presentan los mayores niveles de concentración. Por otra parte las aguas intersticiales, en contacto directo con los sedimentos, actúan como fuente o sumidero de estos contaminantes y en ellas se observan concentraciones intermedias entre las aguas superficiales y los sedimentos (Vullo, D. L., 2003).

Las trazas de metales presentan concentraciones relativamente elevadas en los sedimentos superficiales de las zonas costeras alteradas por el hombre y guardan relación de su concentración con el tamaño de las partículas y la cantidad de materia orgánica sedimentaria, alterando el equilibrio ecológico y biogeoquímico del ecosistema (Sadig, M., 1992).

Las costas con influencias de ríos constituyen uno de los ecosistemas más sensibles a ser afectados, ya que los metales al entrar en contacto con la zona marina sufren procesos (físicos, químicos y biológicos) que junto con algunos factores ambientales permiten su acumulación. La biodisponibilidad de metales en los sedimentos tiene una acción directa sobre algunas especies acuáticas, muchas de las cuales acumulan altas concentraciones de estos elementos con efectos crónicos en sus poblaciones (Acosta V., *et al* 2002).

Los efectos que provocan estos contaminantes sobre el medio ambiente cuando se encuentran en elevada concentración pueden ser: mortalidad de los peces, envenenamiento de ganado, mortalidad de plancton, acumulaciones en el sedimento, peces y moluscos, (Rosell, V. L., 2009).

2.1.2.1.3 Metales pesados en organismos acuáticos

La incorporación de metales en los tejidos blandos de los organismos está asociada a los niveles de biodisponibilidad de los elementos en la columna de agua o en el sedimento. La bioacumulación en los organismos marinos implica procesos de incorporación complejos, estos elementos se enlazan a una gran cantidad de moléculas orgánicas (Engel & Brouwer 1989).

Las vías de transporte por las que los organismos acuáticos incorporan metales pesados son a través de la columna de agua y el alimento ingerido. Una vez que se encuentran dentro del organismo sustituyen algunas funciones de éste como la inactivación de enzimas ya que se unen a los grupos sulfhídricos (-SH), también enlazan a los grupos carboxilos (-COOH) y aminas (-NH₂) de las proteínas (Botella, *et al.*, 1996). De esta forma, algunos organismos pueden acumular una gran cantidad de metales en su interior en relación a los niveles de metales en su entorno (Iniasta y Blanco 2005).

La concentración de metales en el agua superficial contribuye a la acumulación de metales en las branquias y riñones de los peces. Las branquias se exponen a los metales a través del agua ya que están constantemente en contacto directo. Los riñones están expuestos a los metales del agua porque la sangre fluye desde las branquias a la arteria carótida, que aporta sangre al riñón (Farell, 1993).

Estos compuestos no pueden ser transformados en componentes menos peligrosos, porque no son bio-degradables. Una defensa que tienen los organismos contra los metales es almacenarlos en los tejidos corporales donde no puedan causar ningún daño; aunque éstos necesitan de los metales, ya que son esenciales para su desarrollo y a menudo son componentes esenciales de las enzimas. Estos pueden formar metaloides y luego unirse a compuestos orgánicos para formar sustancias lipófilas que a menudo son altamente tóxicas y que pueden ser almacenadas en las reservas de grasa de los animales y humanos. Los metales también pueden unirse a macromoléculas celulares en el cuerpo humano.

2.2 Propiedades de los contaminantes orgánicos e inorgánicos

2.2.1. Características físico-químicas de los contaminantes orgánicos

2.2.1.1 Solubilidad

La solubilidad de un compuesto orgánico es importante en su distribución y movilidad, ya que los compuestos muy solubles tienden a distribuirse rápidamente en el suelo y la hidrosfera. La solubilidad acuosa de un compuesto orgánico viene determinada por la cantidad total que se disuelve en agua pura en condiciones específicas de temperatura. Cuando la solubilidad acuosa de los compuestos orgánicos se excede, se formará una segunda fase además de la acuosa. Las solubilidades comunes de los compuestos orgánicos se encuentran en el rango de 1 a 100.000 mg.kg⁻¹ (peso de compuesto orgánico por peso de agua pura); aunque numerosas sustancias pueden tener solubilidades superiores. La

diferencia entre el compuesto más soluble y el menos es aproximadamente del orden de los mil millones. Las sales solubles suelen reducir la solubilidad de estos compuestos, lo que explica que en las aguas marinas las sustancias orgánicas sean menos solubles que en las aguas dulces (C.M.J.A., 2003).

2.2.1.2 Coeficiente de partición octanol/agua (K_{ow})

Se han utilizado varios métodos para la estimación de la solubilidad de los compuestos orgánicos, de los cuales pueden destacarse dos: (1) el basado en la estructura química, y (2) el coeficiente de reparto octanol/agua. El primer método permite estimar la solubilidad de grupos particulares de compuestos, por ejemplo, hidrocarburos alifáticos y aromáticos. El coeficiente de reparto octanol-agua " K_{ow} ", es el cociente de la concentración másica de un compuesto en octanol, partido por la concentración en agua. Los compuestos químicos con valores altos de " K_{ow} " tienden a acumularse en las porciones lipídicas de los organismos y a concentrarse en suelos y sedimentos. Además, esta clase de compuestos se pueden transferir a los humanos a través de la cadena alimentaria. Por el contrario los compuestos con bajos " K_{ow} " tienden a distribuirse en el agua o aire (Castro V., G., 2007).

Normalmente este coeficiente alcanza valores muy altos para la mayoría de contaminantes hidrófobos, incluyendo los hidrocarburos, por lo que se suele emplear con más frecuencia el logaritmo del K_{ow} ($\log K_{ow}$). La solubilidad de las sustancias apolares en octanol y en lípidos biológicos es muy similar, por lo tanto, K_{ow} expresa la tendencia de un compuesto apolar a asociarse a los tejidos lipídicos de los organismos, y es, con frecuencia, directamente proporcional al Factor de Bioconcentración (FBC) (Iniesta, R., y Blanco, J., 2005).

Se dispone de numerosos datos del coeficiente de reparto entre una fase acuosa y una orgánica no miscible (octanol). Este coeficiente se determina con la siguiente ecuación:

$$K_{ow} = \frac{\text{Concentración de compuesto orgánico en octanol (mg)}}{\text{Concentración de compuesto orgánico en agua (mg)}}$$

Existe relación inversa entre la solubilidad en agua y el K_{ow} (C.M.J.A., 2003).

2.2.1.3 Volatilización

Volatilización, es el proceso que consiste en el cambio de estado de la materia sólida al estado gaseoso sin pasar por el estado líquido. La volatilización de los compuestos orgánicos naturales o sintéticos determina su transferencia de las aguas y suelos a la atmósfera. La información sobre la velocidad de volatilización de los compuestos orgánicos es importante para comprender su persistencia en el medio ambiente. Los factores que afectan la volatilización de los contaminantes desde el agua dependen de las propiedades químicas y físicas de los mismos (por ejemplo, solubilidad y presión de vapor), interacciones con materiales en suspensión y sedimentos, propiedades físicas de la columna de agua (profundidad, velocidad, turbulencia) y propiedades de la interfase agua-atmósfera. Las velocidades de volatilización, expresadas como vida media, pueden variar de horas a años (C.M.J.A., 2003).

2.2.1.4. Fotodegradación

La radiación solar permite y acelera algunas reacciones químicas. La fotólisis directa constituye el proceso en el que la absorción de luz por parte de un contaminante se traduce en la transformación del mismo (Castro V., G., 2007). Las reacciones fotoquímicas en las que participan la luz del sol son muy importantes para determinar el reparto de los contaminantes en el medio ambiente acuático y

puede también desempeñar un papel significativo en la degradación de los compuestos químicos en la superficie del suelo (C.M.J.A., 2003).

En los sistemas acuáticos, la fotólisis puede originar procesos directos e indirectos. En la fotólisis directa, la luz del sol es absorbida directamente por los compuestos orgánicos produciendo transformaciones químicas. La proporción en que se produce la fotólisis directa depende de la intensidad de la luz y el solapamiento de las características espectrales de la radiación solar y las correspondientes a los compuestos orgánicos. Con la fotólisis indirecta, otras sustancias como los minerales de la arcilla o las especies inorgánicas elementales absorben la luz del sol y bien inician una serie de reacciones que finalmente transforman los compuestos orgánicos o transfieren la energía de excitación a dichos compuestos orgánicos (C.M.J.A., 2003).

2.2.1.5 Persistencia

La persistencia refleja la capacidad de las sustancias de resistir a la degradación. (PNUMA, 1998). La persistencia o degradación de una sustancia química en el ambiente (suelo o agua) es un factor importante en la determinación de la probabilidad y el grado de exposición de los organismos a la sustancia de interés. Las tasas de remoción (o alteración) por procesos de degradación químicos, físicos y biológicos pueden ser usados para determinar la "vida media" del plaguicida.

Por "vida media" de un plaguicida se entiende el tiempo requerido (en días) para convertir la mitad de éste en otra(s) sustancia(s), en cualquiera de las matrices o compartimentos (suelo o agua/sedimento). La vida media se expresa como DT50 (Castillo et al., 1995). La persistencia está determinada por procesos bióticos y abióticos de degradación. Los procesos bióticos son la biodegradación y el

metabolismo; los procesos abióticos son fundamentalmente la hidrólisis, volatilización, lixiviación, fotólisis y oxidación (Calamari y Barg, 1993).

Los valores de vida media son importantes para comprender el impacto medioambiental potencial de un compuesto orgánico concreto. Por ejemplo, si un contaminante muy tóxico se vierte accidentalmente en un lago y la velocidad de fotólisis es muy pronunciada (DT50 pequeña), las consecuencias pueden ser mínimas, si los productos de la fotólisis no poseen propiedades tóxicas. Sin embargo, si un contaminante moderadamente tóxico se dispersa y su velocidad de fotólisis es lenta, el impacto medioambiental puede ser importante. (C.M.J.A., 2003). Los plaguicidas modernos suelen tener vidas medias breves, que reflejan el período durante el cual la plaga debe ser controlada (Ongley, E., D., 1997).

Las reacciones de hidrólisis implican una interacción entre un compuesto orgánico y el agua, produciéndose la rotura de un enlace y la formación de un nuevo enlace carbono oxígeno (ejemplo, $C-X + H_2O \rightarrow C-OH + H^+ + X^-$). La hidrólisis se considera como una de las reacciones más importantes que determina la distribución de los compuestos orgánicos en los sistemas acuáticos. No todos los compuestos orgánicos pueden experimentar hidrólisis, ya que muchos no poseen los grupos funcionales susceptibles de experimentar dicha reacción. Las reacciones de hidrólisis dependen generalmente del pH (C.M.J.A., 2003).

2.2.1.6 Productos de degradación

El proceso de degradación puede llevar a la formación de "productos degradados", cuya toxicidad puede ser mayor, igual o menor que la del compuesto original. Por ejemplo, el DDT se degrada en DDD y DDE. Existen dos mecanismos biológicos principales que son causa de degradación de los plaguicidas: 1) los procesos microbiológicos que se desarrollan en los suelos y en el agua y 2) metabolismo de

los plaguicidas ingeridos por organismos como parte de su suministro alimentario. Si bien ambos procesos son beneficiosos en el sentido de que se reduce la toxicidad de los plaguicidas, los procesos metabólicos causan ciertamente efectos negativos, por ejemplo, en los peces. La energía utilizada para metabolizar los plaguicidas y otras sustancias xenobióticas (productos químicos externos) no puede utilizarse para otras funciones corporales, lo que puede limitar gravemente el crecimiento y reproducción del organismo (Ongley, E., D., 1997).

2.2.2.3 Destino ambiental

El destino ambiental (comportamiento) de un plaguicida depende de la afinidad natural del producto químico con respecto a cada uno de los cuatro compartimentos ambientales: materia sólida (materia mineral y carbono orgánico en partículas), líquido (solubilidad en aguas superficiales y el agua contenido en el suelo), forma gaseosa (volatilización) y biota (Calamari y Barg, 1993).

Este comportamiento recibe con frecuencia el nombre de "compartimentación" y comprende, la determinación de los siguientes aspectos: coeficiente de absorción del suelo (K_{OC}); solubilidad; constante de Henry (H), y el coeficiente de partición n-octanol/agua (K_{ow}). Estos parámetros son bien conocidos en el caso de los plaguicidas y se utilizan para prever su evolución ambiental (Ongley, E., D., 1997).

2.2.2.4 Factores y toxicidad que influyen los plaguicidas en los sistemas acuáticos

Los efectos ecológicos de los plaguicidas en el agua están determinados por los siguientes criterios:

2.2.2 Toxicidad

La toxicidad puede ser definida como la capacidad inherente de una sustancia química para producir efectos adversos en los organismos vivos; éstos pueden dar como resultado un deterioro de tipo funcional y/o lesiones patológicas que pueden afectar el funcionamiento del organismo o reducir su capacidad para responder ante un factor de riesgo o de estrés adicional. Los efectos tóxicos se dividen en dos grandes grupos: agudos y crónicos, dependiendo del tiempo de exposición necesario para que se lleguen a manifestar o de la duración del efecto.

Toxicidad aguda o inmediata. Se refiere a los efectos tóxicos observados con una exposición única de corta duración (menos de 24 horas en animales de laboratorio). Los efectos más comúnmente estudiados son la capacidad letal y la sintomatología desarrollada en los casos subletales.

2.2.2.1 Bioacumulación

La bioacumulación se define como la incorporación y retención de una sustancia externa en el interior de un organismo, resultado del balance entre la entrada y la salida de dicha sustancia, debido a la interacción de distintos procesos. Si la fuente de contaminación es sólo el agua, es más apropiado hablar de bioconcentración, aunque se suele usar el término bioacumulación independientemente de la fuente (Soriano S., J., 2009).

2.2.2.2 Procesos de ad(b)sorción-desorción

La Adsorción es la separación de líquidos, de gases, de coloides o de materia suspendida en un medio por adherencia a la superficie o a los poros de un sólido. El proceso inverso a la adsorción se conoce como desorción. La absorción es el

proceso mediante el cual una sustancia retiene moléculas de otra que se encuentra en estado líquido o gaseoso.

En la sorción de los compuestos orgánicos por las arcillas y la materia orgánica participan las siguientes interacciones: fuerzas de Van der Waals, puentes de hidrógeno, interacciones dipolo-dipolo, intercambio iónico, protonación, intercambio de ligandos y/o reparto hidrofóbico. La sorción de numerosos contaminantes por suelos y sedimentos ha sido señalado como una forma eficiente de reducir su movilidad. La sorción puede también afectar la bioactividad, persistencia, biodegradabilidad, lixiviación, y volatilidad de los compuestos orgánicos (C.M.J.A., 2003).

El tipo y naturaleza de los grupos funcionales de la sustancia determina en gran manera su capacidad para ser adsorbida. En los suelos la superficie de las arcillas y los óxidos metálicos, así como la materia orgánica son los responsables de la adsorción de los compuestos orgánicos. La superficie de la arcilla puede actuar como adsorbente de un contaminante, que a su vez puede afectar la adsorción de otros (C.M.J.A., 2003).

2.3. Estuarios

Las lagunas costeras o estuarios, se definen como cuerpos de agua que proveen conexión entre el agua de origen continental y el medio marino, es decir, son zonas de transición donde se encuentran las aguas dulces y las saladas. El patrón de mezcla de las aguas dulces y saladas es el proceso dominante en el sistema, ya que ejerce una influencia controladora sobre todos los otros procesos. En efecto, la distribución de la salinidad afecta procesos físicos (circulación gravitacional, mezclado vertical, floculación y subsecuente deposición y resuspensión de partículas de sedimento fino), procesos químicos (especiación y

movilidad de sustancias químicas) y procesos biológicos (distribución de la biota acuática). Más aún, dado que la dispersión y/o atenuación de la concentración de contaminantes están gobernados por el régimen físico, químico y biológico del ambiente dentro del cual son introducidos, el patrón de mezcla de aguas eventualmente también controla estos fenómenos (Menéndez, A., N., 2010).

2.3.1 Sistemas naturales de la Bahía de Bluefields

Un "Sistema Natural" se define como un sistema geofísico que contiene una variedad de ecosistemas, los cuales están definidos por las interacciones entre las especies y los procesos naturales (Castro, A., 2007). Los diferentes ecosistemas de la Bahía de Bluefields forman parte de los "Sistemas Naturales" y se categorizan en 4 grupos: Sistema de Agua Dulce; Sistema de Agua Salobre; Sistema de Playas y Barras; y Sistema Marino.

Este sistema sustenta (principalmente en los ríos y caños asociados directamente a las llanuras de inundación) grandes poblaciones de peces en épocas críticas de sus ciclos biológicos, principalmente en los períodos de crecimiento y reproducción (Castro, A., 2007).

Las migraciones de peces que se dan por períodos en todo el sistema, favorecen la pesca tanto artesanal de la Bahía como de la zona marina adyacente a ésta, incluye además, moluscos, principalmente almejas y ostras (*Polimesoas* y *Crassoostreas*), crustáceos como los camarones y dos variedades de cangrejo azul (*Callinectes sapidus* y *Callinectes bocourti*). Estos últimos utilizan los manglares como área de refugio y crianza antes de iniciar sus respectivas migraciones hacia el mar (Castro, A., 2007).

2.3.2 Hidrología de la Bahía de Bluefields

La Bahía de Bluefields forma parte de un sistema lagunar costero con características de estuario, que abarca casi todo el litoral caribeño (Castro, A., 2007). El municipio de Bluefields comparte territorio con dos cuencas hidrográficas: en la parte sur con la cuenca número 65 (Río Punta Gorda) de 2,867.42 km² de área; y en la parte norte y central con la cuenca número 63 (entre río Escondido y Punta Gorda) que tiene 1,458.96 km² de área total. En esta última, drenan las aguas de los ríos Siquia, Mico y Rama, los que se confluyen para formar el río Escondido, el que junto con el Kukra son los que más influyen en el comportamiento de la Bahía ya que arrastran una enorme cantidad de sedimentos, los que progresivamente se transportan y acumulan en la bahía disminuyendo su profundidad. Otros afluentes significativos son los ríos Torsuani y Dokuno.

Entre los afluentes del Río Escondido se encuentran los ríos Siquia, Mico, Rama, Mahagony Creek, Hanna Creek, y Black Water. Su recorrido es de amplios Tablazos, numerosas curvas y antes de desembocar en la laguna de Bluefields forma un extenso delta, mientras la corriente principal adquiere una anchura de hasta 750 metros, con una extensión aproximada de 115 kilómetros (CABAL, S.A., 2006).

Los Caños Negros, se encuentran situados a unos 2 km al norte de la ciudad de Bluefields, entre los ríos Escondido y Hanna Creek; comprenden una serie de pequeños ríos en los cuales se forman sub cuencas (Hendy Creek, Old Creek, Long Creek, Short Creek). Dado que esta red desemboca en el Río Escondido en el Este y conecta con la Bahía en el Oeste, fue utilizada hasta la década de los 70s' para el transporte de carga y pasajeros a la ciudad de El Rama.

En las llanuras de inundación y en las áreas costeras predominan los suamos (extensas zonas inundadas de agua) perennes y estacionales, los que durante la estación lluviosa forman una red estacional continua cercana a la costa. El terreno elevado en que está construida la ciudad de Bluefields puede considerarse una "isla" estacional como resultado de esa red de canales de inundación (CABAL, S.A., 2006).

En el área existe un cierto número de subcuencas de captación que forman el principal sistema fluvial. Al norte, el río Escondido representa la cuenca más importante. El área total de drenaje del río es de unos 11,650 Km² aunque su longitud es de apenas 88 km. En el área central-sur, el río Kukra cumple una función similar (CABAL, S.A., 2006).

2.3.2.1 Descargas y circulación de agua dulce

El movimiento del agua es un factor ecológicamente importante en Bahías como la de Bluefields y se relaciona con elementos como las mareas, aporte de agua dulce y los vientos. El Río Escondido desemboca en la parte norte de la Bahía y descarga al mar Caribe frente a El Bluff y la brecha de El Bluff. El flujo de agua promedio del río es aproximadamente 580 m/s (UCA, 1995). El Kukra River localizado al sur de la Bahía mide aproximadamente 1200 Km², o sea, un 10% del área de la cuenca del Río escondido. Los flujos de agua saliente de la Bahía hacia el mar en esa zona se dirigen hacia Hone Sound. (Water Consult, 2001).

Se estima que el tiempo promedio de residencia del agua de la Bahía es entre 2 y 3 días, con solamente un día en el periodo de invierno y 5 días en verano entre los meses de marzo y abril (Water Consult, 2001). Sin embargo, estos valores son estimados para toda la Bahía y existen patrones locales en diferentes partes de la misma.

2.3.2.2 Velocidad y dirección de las corrientes

Las mareas y las descargas de agua dulce promueven las corrientes en la Bahía, los vientos también son importantes, particularmente entre los meses de diciembre a marzo (UCA 1995; Water Consult 2001). La mayoría de los movimientos de las corrientes se debe a una combinación del flujo del río Escondido y la dinámica de las mareas.

Los vientos también juegan un papel importante en la dirección de las corrientes, sobre todo entre los meses de diciembre y marzo, cuando los vientos más fuertes son los vientos alisios. Los Alisios son vientos regulares y moderados que soplan sobre la mitad del globo a una velocidad media de unos 20 Km/h. Son cálidos y secos en origen pero al atravesar las extensiones oceánicas se cargan de humedad y se enfrían. Los vientos Alisios circulan en el hemisferio Norte en dirección predominante desde el Nor-Este al Sur-Este en el hemisferio Sur del Sur-Este hacia el Nor-Oeste. Son bastante constante en el verano y más irregulares en invierno, cuando se ven afectados por otros factores meteorológicos (<http://www.fondear.org>).

Las mareas influyen sustancialmente sobre la circulación de las aguas dan lugar a una circulación de descarga con salida neta hacia el exterior de la laguna en toda la profundidad de la columna de agua durante la vaciante y a una circulación de almacenaje con una entrada neta hacia la laguna en todas las profundidades durante el llenante (Tabla1).

Tabla 1. Corriente de marea de la Bahía de Bluefields

Corrientes	Nivel	Período Seco	Período Lluvioso
		(cm/seg)	(cm/seg)
LLENANTE	Superficie	29,5 ± 1,8	41,5 ± 6,2
	Fondo	16,2 ± 3,4	23,1 ± 3,6
VACIANTE	Superficie	28,9 ± 7,1	55,2 ± 3,1
	Fondo	23,9 ± 6,4	34,2 ± 23,7

Fuente: CIMAB, 1996

2.3.2.3 Turbidez y sedimentos suspendidos en la Bahía de Bluefields

Los patrones de sedimentación en la Bahía de Bluefields son complejos debido a la interacción entre el flujo del río Escondido, el viento y las fuerzas de las mareas. Estos patrones son especialmente complicados en los alrededores de El Bluff y la Barra de Hone Sound, donde el agua de la Bahía se encuentra con el agua del mar. (UCA, 1995).

Los sedimentos entran a la Bahía de Bluefields de dos maneras:

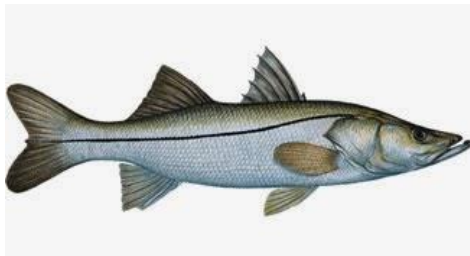
1. A través de los ríos que desembocan en ella (Kukra River, Caño Negro Mahagony Creek, Hanna Creek, Black Water y el río Escondido) de los cuales el río Escondido es el más importante
2. A través del canal de El Bluff y Hone Sound.

El río Escondido transporta cada año a la Bahía aproximadamente 5 millones de toneladas de material suspendido. La concentración promedio de sedimentos en suspensión es aproximadamente 320 mg/L (UCA 1995). Esto asciende a un promedio de cerca de 14 mil toneladas de sedimentos suspendidos diarios.

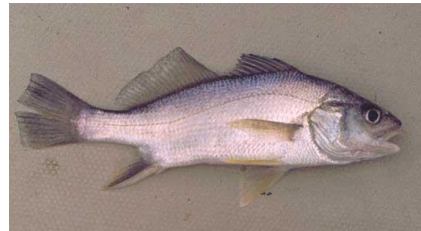
La distribución de sedimentos por el tamaño de partículas va desde la entrada del mar hasta la parte interna de la laguna y del norte al sur, coincidiendo con los movimientos principales de las mareas y corrientes, de tal manera, que los sedimentos en la parte noroeste presentan más arena (estación entrada al Río Escondido), y en la parte sureste el sedimento es limoso (estación entrada al Río Kukra) (UCA, 1995).

2.3.3 Peces predominantes en la Bahía de Bluefields

Las especies que representan un alto valor económico y se capturan con objetivo de exportación por orden de importancia son: róbalo (*Centropomus sp*), pargo (*Lutjanus sp.*), mero (*Epinephelus sp*), corvina (*Sciaenidae sp.*), macarela (*Scombridae sp*) roncadador (*Micropogonias furniei*) y el tiburón (*Carcharhinus sp.*) pero de éstos, solamente el róbalo, corvina además de la macarela son capturadas por pescadores artesanales al entrar a reproducirse en la laguna de Bluefields, comercializadas en las calles de la ciudad, ventas locales o son destinadas al autoconsumo (CABAL, S.A. 2006).



Centropomus sp.



Sciaenidae sp



Scombridae sp



Lutjanus sp.



Micropogonias furniei



marinus-catfish

Según afirman los pescadores, el róbalo (*Centropomus sp.*) está presente en todo el año, pero con mayor abundancia en ciertos meses. Las mejores capturas se obtienen en los meses de junio después de las lluvias de mayo, pues es cuando los ríos se desbordan y traen consigo los peces a la laguna. Las tallas oscilan entre 25 a 75 cm de longitud (CABAL, S.A. 2006).

El roncador (*Micropogonias furniei*) es otra de las especie de mayor importancia comercial para los pobladores blufileños. Según los pescadores de Bluefields este pez (corvina-roncador) se captura durante todo el año, con mayor abundancia al igual que el robalo en los periodos de lluvia (mayo a septiembre) (CABAL, S.A., 2006).

El bagre es otra especie que se captura comúnmente en la laguna, no con interés comercial, sino para auto consumo o carnada, predominan dos género: género *Bagre* especie *marinus-catfish* y al género *Cathorops sp.* Aunque no con importancia comercial como el róbalo y corvinas, esta especie es capturada en casi todo el periodo del año, pero con mayor abundancia de captura considerado por los pescadores entre los meses de Julio a Diciembre (CABAL, S.A., 2006).

Otra especie sin importancia comercial es la Lisa de la familia *Mugilidae*, género *Mugil* especie *Mugilcurema*. Esta especie es considerada por los pescadores

artesanales como poco comerciable, no es considerada como una especie apetitosa para la mesa y dieta de los Blufilenses.

Otra especies que se comercializadan en las calles de la ciudad de Bluefields son los ostiones (*Crassostrea rhizophorae*). Estas especies son importantes indicadores de calidad de agua en la Bahía de Bluefields. Los bancos existentes son los siguientes: Bella Vista, Santa María, Coco Cay, Halfway Cay, Hone Sound, Punta de Lora, Cayo Waru (CABAL, S.A., 2006).

La ostra de mangle, *Crassostrea rhizophorae* es una especie hermafrodita protándrica, de talla mediana-grande, que alcanza longitudes hasta de 100 mm, concha gruesa y de forma variable, generalmente alargada, de gris a negro. La valva superior es aplanada y más pequeña que la inferior La especie habita normalmente en los ecosistemas con manglar y salinidades superiores a 30%, comúnmente se encuentra adherida a las raíces del mangle rojo *Rhizophora mangle* y es explotada comercialmente, tanto a partir de la extracción natural como cultivada (Villarroel E., Buitrago E., y Lodeiros C., 2004).

2.4 Riesgo

El término “riesgo” describe la probabilidad de que, en una situación dada, una sustancia peligrosa produzca un daño y el término “peligroso” define la capacidad de una sustancia de producir efectos adversos en los organismos. Se dice que una persona esta en “riesgo” cuando está “expuesta” a un “peligro” y la magnitud del riesgo es una función de la peligrosidad de la sustancia y de la magnitud de la exposición (Peña C., et al 2001).

Para que exista un riesgo es necesario que se esté expuesto a una sustancia y que esta exposición represente un peligro para la salud. Se necesitan tanto el

peligro como la exposición, si alguno de ellos no tiene lugar entonces no hay riesgo (Peña C., et al 2001).

2.4.1 Evaluación del Riesgo (ER)

Para estimar el riesgo que presenta un tóxico en un sitio determinado es necesario conocer su toxicidad, la cantidad de tóxico que entra en contacto con el organismo o población en estudio y las condiciones en las que se da este contacto. La ER consiste en determinar si es tolerable el riesgo que enfrenta una población por estar expuesta a tóxicos en el ambiente de un sitio contaminado (Peña C., et al 2001).

2.4.1.1 Evaluación del Riesgo Ambiental

Los índices de toxicidad son los parámetros toxicológicos que se utilizan en la evaluación de riesgos y se obtienen de los estudios de dosis-respuesta. Se estiman en forma diferente los índices para cancerígenos y los índices para no cancerígenos. Los valores de estos parámetros son los que se comparan con las dosis suministradas que se estiman en los estudios de exposición a tóxicos ambientales. La mayoría de los valores publicados de los índices de toxicidad se calcularon en base a efectos observados experimentalmente en exposiciones controladas de animales de laboratorio (Peña C., et al 2001).

2.4.1.2 Evaluación del Riesgo para la salud humana

La evaluación de riesgos para la salud humana persigue determinar la probabilidad de aparición de consecuencias adversas para la salud humana (y las incertidumbres asociadas a las mismas) provocadas por la presencia de uno o varios contaminantes en un emplazamiento (De Miguel E., 2005).

La determinación y caracterización de los riesgos para la salud pública en un sitio determinado se lleva a cabo en cuatro pasos:

- Análisis de los datos.
- Evaluación de la exposición.
- Evaluación de la toxicidad.
- Caracterización de los riesgos (Peña, C., E., *et al* 2001).

2.4.1.3 Análisis de datos

El objetivo del análisis de los datos es identificar la información de buena calidad que existe sobre el sitio a evaluar y determinar la información que se necesita generar o captar para hacer la ER. En esta primera etapa se hace la selección preliminar de la lista de los tóxicos sobre los que se hará la evaluación de riesgos (Peña, C., E., *et al* 2001).

2.4.1.4 Evaluación de la exposición

Se hace una estimación de la magnitud actual y futura de las exposiciones humanas, de la frecuencia, duración así como de las rutas y vías potenciales de exposición (Peña, C., E., *et al* 2001).

2.4.1.5 Evaluación de la toxicidad

Consiste en obtener la información cualitativa y cuantitativa sobre los efectos adversos a la salud (cáncer, efectos sobre el desarrollo) que producen las sustancias, a las que la población está expuesta o pudiera llegar a estar expuesta.

En esta etapa se recopila la mejor información disponible sobre la magnitud de la respuesta tóxica como una función del nivel de exposición (Peña, C., E., *et al* 2001).

2.4.1.6 Caracterización de los riesgos

Conociendo la magnitud de las posibles exposiciones y la toxicidad de las sustancias involucradas, se estiman los riesgos para la salud a los que se enfrentan las diferentes poblaciones. Se evalúan los riesgos por cada tóxico de forma separada considerando cada una de las diferentes rutas de entrada. Se evalúan también los riesgos que representan las exposiciones a las mezclas de las distintas sustancias presentes en el sitio contaminado (Peña, C., E., *et al* 2001).

La caracterización de los riesgos consiste en determinar si estos son tolerables o no. A la evaluación de los riesgos presentes o futuros que pueden presentarse en determinado sitio antes controlar o reducir las exposiciones se le conoce como Evaluación de Riesgos de Línea Base (ERLB) (Peña, C., E., *et al* 2001).

2.4.1.7 Dosis

La dosis de exposición está definida por la cantidad de sustancia a la que se expone el organismo y el tiempo durante el cual estuvo expuesto. La dosis determina el tipo y magnitud de la respuesta biológica y éste es un concepto central de la toxicología. El efecto adverso o daño es una función de la dosis y de las condiciones de exposición (vía de ingreso, tasa de contacto con el medio contaminado, duración y frecuencia de las exposiciones, etc.) (Peña, C., E., *et al* 2001).

2.4.1.8 Efecto tóxico

Se define como efecto tóxico o respuesta tóxica, a cualquier desviación del funcionamiento normal del organismo que ha sido producida por la exposición a sustancias tóxicas. Sólo se consideran como desviaciones significativas los cambios irreversibles o los cambios que permanecen por un período de tiempo prolongado después de que la exposición ha cesado.

Los tóxicos se clasifican en:

- Cancerígenos
- No-cancerígenos
- Tóxicos para el desarrollo (Peña, C., E., *et al* 2001).

2.4.1.9 Análisis de riesgos

El análisis de riesgos es una técnica multidisciplinaria que utiliza conceptos desarrollados en varias ciencias en las que se incluyen a la toxicología, epidemiología, ingeniería, psicología, higiene industrial, seguridad ocupacional, seguridad industrial, evaluación de impacto ambiental, etc. El término análisis de riesgos se ha usado frecuentemente como un sinónimo de evaluación de riesgos (Peña, C., E., *et al* 2001).

2.4.1.8 Estimación de la exposición

Los tóxicos que interesa estudiar son aquellos que tienen probabilidad de llegar a estar en contacto con poblaciones humanas en cualquier lugar que éstas se encuentren. Se estudian los desplazamientos de los tóxicos en el medio ambiente desde las fuentes emisoras hasta el lugar de contacto con las poblaciones. Como

se mencionó anteriormente a este desplazamiento se le conoce como ruta de exposición. No se consideran relevantes los desplazamientos de tóxicos que no dan lugar a exposiciones humanas efectivas (Peña, C., E., *et al* 2001).

2.4.1.10 Escenario de exposición

Al área física que comprende el lugar donde se ubican las fuentes (puntuales o difusas) de entrada de los tóxicos, rutas de transporte y sitios donde las poblaciones entran en contacto con los medios contaminados recibe el nombre de escenario de exposición. El estudio del escenario consta de dos partes fundamentales; la descripción fisicoquímica del sitio y de las posibles poblaciones expuestas. Las características del sitio y de las poblaciones que interesan serán aquellas que son útiles para estimar las exposiciones (Peña, C., E., *et al* 2001).

2.4.1.11 Ruta de exposición

La trayectoria que sigue un tóxico desde la fuente de emisión hasta el contacto con las poblaciones seleccionadas como potencialmente expuestas, incluyendo la vía de ingreso del tóxico a los organismos expuestos, se denomina ruta de exposición. Una ruta está completa si hay una liberación de una sustancia desde una fuente, un escenario de exposición donde pueda ocurrir un contacto y una vía de exposición o ingreso (Peña, C., E., *et al* 2001).

2.4.1.12 Dosis de Referencia (DdR)

Dosis de referencia es el índice de toxicidad que más se utiliza en la evaluación de riesgos por exposición a sustancias no-cancerígenas. Es el nivel de exposición diaria que no produce un riesgo apreciable de daño en poblaciones humanas, incluyendo las subpoblaciones sensibles (Peña, C., E., *et al* 2001).

2.4.2 Software @RISK 5.7

El programa @Risk 5.7 utiliza la simulación Monte Carlo, que es una técnica matemática computarizada que permite tener en cuenta el riesgo en análisis cuantitativos y tomas de decisiones. Durante la simulación de Monte Carlo, los valores se muestrean aleatoriamente a partir de las distribuciones de probabilidad introducidas. Cada grupo de muestras se denomina iteración y el resultado correspondiente de esa muestra queda registrado. Esta operación se realiza cientos o miles de veces y el resultado es una distribución de probabilidad de posibles resultados (<http://www.palisade-lta.com/risk>).

Mediante el uso de distribuciones de probabilidad, las variables pueden generar diferentes probabilidades de obtener diferentes resultados. Las distribuciones de probabilidad más comunes son:

- ❖ Normal – O “curva de campana”. El usuario simplemente define la media o valor esperado y una desviación estándar para describir la variación con respecto a la media. Los valores intermedios cercanos a la media tienen mayor probabilidad de producirse.
- ❖ Lognormal – Los valores muestran una clara desviación; no son simétricos como en la distribución normal. Se utiliza para representar valores que no bajan de cero, pero que tienen un potencial positivo ilimitado.
- ❖ Uniform – Todos los valores tienen las mismas probabilidades de producirse; el usuario sólo tiene que definir el mínimo y el máximo.
- ❖ Triangular – El usuario define los valores mínimo, más probable y máximo. Los valores situados alrededor del valor más probable tienen más probabilidades de producirse, http://www.palisade-lta.com/risk/simulacion_monte_carlo.asp).

III. METODOLOGÍA DE TRABAJO

3.1 Diagnóstico de la contaminación de la Bahía de Bluefields

3.1.1 Campañas de muestreo y mediciones de campo

Para diagnosticar la contaminación de la Bahía de Bluefields se eligieron los compartimientos agua, sedimento y biota (peces y moluscos) los cuales fueron colectados en dos campañas de muestreo. En cada compartimiento se identificó y cuantificó contaminantes orgánicos (HAP y OC) e inorgánicos (Metales: Hg, Pb, As, Al y Cr). Las muestra de agua, sedimentos y organismos fueron colectadas en 8 sitios (figura 1), los cuales fueron geo referenciados con un sistema de posicionamiento Global modelo GPS map® 60CSx (± 4 a 6 m). La descripción de los sitios muestreados es presentada en la Tabla 2.

Tabla 2. Descripción de los sitios muestreados en la Bahía de Bluefields, agosto del 2011, enero del 2014.

Nombre del Sitio	Descripción del sitio
Yaladina	Ubicado en la zona sur de la Bahía, de poca influencia antropogénica.
Bocana de Kukra River	Ubicado en la zona sur de la Bahía, área de desemboque del Río Kukra con la Bahía.
Canala de Hone Sound	Ubicado en la zona sur de la Bahía. Es una de las áreas de entrada y salida de agua salada hacia la Bahía.
Punta de Lora	Ubicada en la zona sur de la Bahía cerca de uno de los bancos de ostiones que lleva el mismo nombre.
El Bluff	Ubicado en la zona sur de la Bahía a varios kilómetros del Puerto El Bluff a través del cual se da el intercambio de agua salada en la Bahía.
Frente a Bluefields	Ubicado en la zona norte de la Bahía, entre la desembocadura del Río Escondido y la ciudad de Bluefields.
Punta Masaya	Ubicado en la zona norte de la Bahía al costado sur de la ciudad y cerca del banco de ostiones de la zona que lleva el mismo nombre.
Muelle Municipal de Bluefields	Ubicado en la zona norte de la Bahía, cercano al muelle de las pangas de la ciudad de Bluefields.

La colecta de las muestras (agua, sedimento y biota) se realizó siguiendo los procedimientos operativos normalizados descritos en los manuales para el aseguramiento y control de la calidad de los laboratorios del CIRA/UNAN-Managua (PROC-CO-03: Procedimiento operativo del aseguramiento de la calidad para la colecta de muestras de agua, PROC-CO-04: procedimiento operativo del aseguramiento de la calidad para la colecta de muestras de sólidos suspendidos y sedimentos, PROC-CM-06: Manual de procedimientos operativos de aseguramiento y control de la calidad del laboratorio de Contaminantes Metálicos y PROC-CM-07: para colecta de muestras de agua y sedimentos).

Por cada sitio de muestreo en cada época del año (un muestreo por época) fueron colectadas una muestra de sedimento y tres de agua. En total se recolectaron 64 muestras (48 de agua y 16 de sedimentos). En ambos muestreos se colectó un total de 14 muestras de peces (Tabla 3). Las muestras de agua fueron colectadas en botellas plásticas con capacidad de 1L para el análisis de metales y en botellas de vidrio con capacidad de 1L para las determinaciones de compuestos orgánicos. Las muestras de sedimentos fueron captadas con un muestreador "Corer" tipo gravimétrico y se les realizó análisis de contaminantes orgánicos, metales pesados y granulometría.

Las muestras de biota (peces y ostiones) fueron compradas en los sitios seleccionados a pescadores del lugar y ostioneros que se encontraban realizando labores de pesca y de extracción de ostiones. Los ostiones fueron obtenidos de dos bancos de fondo; uno ubicado en el lóbulo norte de la Bahía (Punta Masaya) y el otro en el lóbulo sur (Punta de Lora). Las muestras colectadas fueron preservadas y transportadas en un termo con hielo previo a las determinaciones de laboratorio.

Al momento de la colecta de las muestras, parámetros y variables como, salinidad, oxígeno disuelto, pH, conductividad eléctrica y temperatura fueron medidos in situ con un refractómetro, modelo ABMNC N° de Serie 13662 (Salinity Refractometer), Medidor de oxígeno disuelto YSI 550A y un OAKTON – Waterproof pH/Conductímetro/TDS/°C/°Fmeter–pH/cond 300 series respectivamente.

3.1.2 Determinaciones de laboratorio

Las determinaciones fueron realizadas en los laboratorios de Contaminantes Orgánicos, Contaminantes Metálicos y Radio Química Ambiental del CIRA/UNAN.

3.1.2.1 Determinaciones de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) y plaguicidas organoclorados (OC)

3.1.2.1.1 Análisis de HAP y OC en agua

La metodología de análisis fue desarrollada en el laboratorio de contaminantes orgánicos (PON-CO-08) y se fundamenta en la extracción líquido-líquido con embudos de separación, utilizando diclorometano como solventes de extracción.

Un litro de muestra fue transferido a un embudo de separación. A la muestra se le agregó una cantidad conocida de estándar de recuperación (subrogado), seguidamente se le agregaron 100 mL de diclorometano y se extrajeron los plaguicidas agitando vigorosamente la muestra por 3 minutos. La muestra se dejó reposar por 10 minutos para permitir que la fase orgánica se separe de la fase acuosa, luego se separó el diclorometano (extracto) y se hizo pasar por sulfato de sodio (Na_2SO_4) anhidro. Esta operación fue repetida 2 veces más con porciones similares de diclorometano.

El extracto fue reconcentrado en un rotaevaporador a una temperatura de 35⁰C hasta un volumen de 2 mL. Al extracto se le realizó cambio de solvente a hexano, una destrucción de azufre para eliminar posibles interferencias, luego fue evaporado con flujo de nitrógeno y finalmente fue aforado a 1 mL. El análisis instrumental fue realizado inyectando alícuotas del extracto en cromatógrafos de gases (Varian 3400-GC), equipados con columnas capilares DB-5 y VF-5 MS, detectores de captura de electrones (ECD) y espectrometría de masas (Varian 220-MS) (PNUMA, 2008).

3.1.2.1.2 Análisis de HAP y OC en sedimentos

La metodología de análisis para la determinación de plaguicidas organoclorados e hidrocarburos aromáticos policíclicos en muestras de sedimento, fueron desarrolladas en el laboratorio de contaminantes orgánicos (PON-CO-09) y (PON-CO-12) respectivamente, fundamentados en la extracción sólido-liquido por Soxhlet, utilizando hexano y diclorometano como solventes de extracción.

10 g de sedimento (peso seco) fueron extractados con 20 mL de una mezcla hexano: diclorometano (1:1), la muestra fue agitada con vortex por 3 minutos y se aplicó sonificación por el mismo periodo de tiempo. Este procedimiento se repitió 3 veces. La muestra extractada fue reconcentrada en un rotaevaporador a una temperatura de 30⁰C, evaporada con flujo de nitrógeno y aforada con hexano a 1 mL. A la muestra se le practicó destrucción de azufre, fue evaporada con flujo de nitrógeno, aforada a 1 mL, y purificada por cromatografía en columna. El análisis instrumental se realizó inyectando alícuotas del extracto en cromatógrafos de gases (Varian 3400), equipados con columnas capilares DB-5 y VF-5 MS, detectores de captura de electrones (ECD) y espectrometría de masas (Varian 220-MS) (PNUMA, 2008).

3.1.2.1.3 Análisis de HAP y OC en Tejido Biológico: peces y ostiones

La metodología de análisis para la determinación de hidrocarburos aromáticos y plaguicidas, en muestras de tejido biológico, fue desarrollada en el laboratorio de contaminantes orgánicos (PON-CO-14) y se fundamenta en la extracción sólido-liquido por Soxhlet, utilizando hexano y diclorometano como solventes de extracción.

10 g de tejido (peso húmedo) fueron extractados por espacio de 08 horas con cada uno de los solventes (hexano y diclorometano), la muestra se reconcentro en un rotaevaporador y se le aplicó una destrucción de azufre para eliminar interferencias, seguidamente se le realizó una limpieza por cromatografía en columna utilizando Florisil de alta pureza como adsorbente.

El análisis instrumental para determinar plaguicidas organoclorados se realizó inyectando 1 μL del extracto purificado en un cromatógrafo de gases Varian 450, equipado con columna capilar DB5 y detector de captura electrónica (ECD Ni).

Para el análisis instrumental de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), se inyectaron 2 μL del extracto purificado en un cromatógrafo de gases Varian 450, equipado con columna capilar VF-5 ms y detector de espectrometría de masas (Varian 220-MS).

3.1.2.2 Determinaciones de metales pesados

Las determinaciones analíticas de los metales en las muestras de agua fueron realizadas en el Laboratorio de Contaminantes Metálicos del CIRA/UNAN-Managua. A todas las muestras tanto de agua como sedimentos y organismos

acuáticos colectadas durante el invierno se les analizó Mercurio y Plomo. En el muestreo de la época de verano además del Mercurio y Plomo fueron analizados en las muestras de agua y sedimento el Arsénico y el Cromo. El Aluminio fue analizado únicamente en las muestras de agua debido a que el procedimiento operativo para el análisis de Aluminio en muestras de sedimento no ha sido establecido en el laboratorio de Contaminantes Metálicos.

3.1.2.2.1 Análisis de metales en agua

3.1.2.2.1.1 Plomo total en agua

La determinación de las concentraciones totales de Plomo en las aguas naturales se llevó a cabo por espectrometría de absorción atómica a través de atomización electrotérmica según el procedimiento operativo normalizado (PON-CM-24) del Laboratorio. La instrumentación utilizada fue un Espectrómetro de Absorción Atómica AA240Z y un Tubo de Grafito Atomizador GTA-120.

El principio del método, cuyo límite de detección es de $4,64 \mu\text{g.L}^{-1}$, es la atomización de la muestra a través del calentamiento electro térmico gradual de la misma en un tubo de grafito. El proceso de calentamiento es realizado en tres etapas: la etapa de secado durante la cual el solvente es removido de la muestra; en una segunda etapa conocida como mineralización en la cual se remueve las moléculas orgánicas o materiales inorgánicos; y finalmente una tercera etapa (atomización) en la cual el Plomo presente en la muestra es atomizado. En este estado los átomos libres de Plomo absorben una cantidad de energía emitida por una lámpara de cátodo hueco del mismo elemento. La absorbancia es directamente proporcional a la concentración de átomos presentes.

La cuantificación de la concentración en la muestra de sedimento fue realizada por interpolación lineal de la relación concentración-absorbancia (curva de calibración) obtenida desde las lecturas de soluciones estándares cuyas concentraciones se encuentran en el rango de 10 a 30 $\mu\text{g.L}^{-1}$.

Concentraciones de Plomo en blancos y en material certificado fueron también determinadas para el aseguramiento de la calidad de los datos obtenidos.

3.1.2.2.1.2 Mercurio total en agua

La determinación de las concentraciones totales de Mercurio en las aguas se llevó a cabo por espectrometría de absorción atómica a través de la técnica de generación de vapor frío, cuyo límite de detección instrumental es de 0,09 $\mu\text{g.L}^{-1}$ según el procedimiento operativo normalizado (PON-CM-17) del Laboratorio. La instrumentación utilizada fue un Espectrómetro de Absorción Atómica de Secuencia Rápida AA240FS y un Generador de Vapor VGA-76.

El principio del método es la generación de vapor de Mercurio (Hg^0) desde su estado de valencia +2. El Mercurio es reducido con un agente reductor (NaBH_4) en condiciones ácidas. Previo a la reducción, las muestras de agua fueron digeridas con un oxidante fuerte (HNO_3 concentrado). El vapor de Mercurio formado se hace pasar a través de una celda ubicada en el paso óptico de la luz emitida por una lámpara de cátodo hueco de Hg de un espectrofotómetro de absorción atómica, donde la absorbancia es medida en función de la concentración de Mercurio presente en la muestra.

La cuantificación de la concentración en la muestra de agua fue realizada por interpolación lineal de la relación concentración-absorbancia (curva de calibración)

obtenida desde las lecturas de soluciones estándares cuyas concentraciones son preparadas en el rango de 1 a 10 $\mu\text{g.L}^{-1}$.

Concentraciones de Mercurio en blancos y en material certificado fueron también determinadas para el aseguramiento de la calidad de los datos obtenidos.

3.1.2.2.1.3 Aluminio y Cromo total en agua

La determinación fue realizada utilizando un horno de grafito GTA-120 acoplado a un espectrofotómetro de absorción atómica AA-240Z según los procedimientos operativos normalizados correspondiente para cada metal (PON-CM-01, PON-CM-12) del Laboratorio. Un volumen fijo de muestra fue calentado electro térmicamente, generándose una población de átomos libres de manera que la absorción atómica pudiera ser medida.

Esto es realizado generalmente en tres etapas, en la etapa de SECADO durante la cual el solvente es removido de la muestra; en una segunda etapa la de MINERALIZACIÓN en la cual se remueve las moléculas orgánicas o materiales inorgánicos; y una tercera etapa de ATOMIZACIÓN en la cual el Cromo es atomizado y absorbe una cantidad de energía emitida por una lámpara de cátodo hueco, produciéndose una señal con forma de pico. La altura (o área) del mismo puede ser relacionada a la cantidad del elemento determinado.

3.1.2.2.1.4 Arsénico en agua y sedimentos

La determinación del Arsénico total en agua se realizó utilizando un generador de hidruros VGA-77 acoplado a un espectrofotómetro de absorción atómica AA-240FS según el procedimiento operativo normalizado (PON-CM-02, PON-CM-04)

del Laboratorio, en el cual fue realizada la generación de hidruro con un reductor a partir de uno de los estados de valencia del Arsénico. Las muestras fueron sometidas a una digestión bajo condiciones fuertemente oxidantes con ácido clorhídrico (HCl) concentrado, llevando al Arsénico hasta el máximo estado de oxidación, en este caso As (V).

Una vez en este estado es primeramente reducido con Yoduro de Potasio (KI) en medio ácido hasta As (III) y luego una segunda reducción con Borohidruro de Sodio (NaBH_4) en medio ácido, hasta la formación de la Arsina (AsH_3). Este hidruro gaseoso es pasado sobre una llama aire: acetileno de un espectrofotómetro de absorción atómica.

3.1.2.2 Análisis de metales en sedimentos

3.1.2.2.1 Plomo total en sedimentos

La determinación de las concentraciones totales de Plomo en muestras de sedimentos se llevó a cabo por espectrometría de absorción atómica a través de la técnica de llama según el procedimiento operativo normalizado (PON-CM-25) del Laboratorio.

La instrumentación utilizada fue un espectrómetro de absorción atómica de secuencia rápida AA240FS cuya fuente de excitación de los átomos de Plomo es la llama producida por la combustión de aire y acetileno. El límite instrumental para estas determinaciones es de $0,5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

Este método consiste en la digestión del sedimento con agua regia. El Plomo total en la muestra digestada es medido por la técnica de espectrometría de llama.

Algunas interferencias durante la determinación de Plomo a través de esta técnica son las altas concentraciones de carbonatos, fosfatos, yoduros y fluoruros que pudiesen estar presentes en los sedimentos.

El principio del método es la atomización de la muestra a través del calentamiento térmico provocado por una llama producto de la combustión de aire y acetileno. En el estado de atomización los átomos libres de Plomo absorben una cantidad de energía emitida por una lámpara de cátodo hueco del mismo elemento y la absorbancia es medida en un espectrómetro de absorción atómica. El valor de absorbancia registrado es directamente proporcional a la concentración de átomos presentes en la muestra.

La cuantificación de la concentración en las muestras de sedimentos fue realizada por interpolación lineal de la relación concentración-absorbancia (curva de calibración) obtenida desde las lecturas de soluciones estándares cuyas concentraciones se encuentran en el rango de 0,5 a 10 $\mu\text{g.L}^{-1}$.

Concentraciones de Plomo en blancos y en material certificado fueron también determinadas para el aseguramiento de la calidad de los datos obtenidos.

3.1.2.2.2 Mercurio total en sedimentos

La determinación de las concentraciones totales de Mercurio en sedimentos se llevó a cabo por espectrometría de absorción atómica a través de la técnica de generación de vapor frío (límite de detección instrumental es de 0,002 $\mu\text{g.g}$) según el procedimiento operativo normalizado (PON-CM-18) del Laboratorio. La instrumentación utilizada fue un espectrómetro de absorción atómica de secuencia rápida AA240FS y un generador de vapor VGA-76.

El principio del método es el mismo que el método para la determinación de Mercurio en agua, sin embargo para lograr el máximo estado de valencia del Mercurio presente en el sedimento, la muestra es sometida a digestión con $K_2Cr_2O_7$ en medio ácido. Previo a esto, la muestra de sedimento es secada, homogenizada y pasada a través de un tamiz con tamaño de malla de 600 μm .

La cuantificación de las concentraciones en las muestras de sedimento fue realizada por interpolación lineal de la relación concentración-absorbancia (curva de calibración) obtenida desde las lecturas de soluciones estándares cuyas concentraciones son preparadas en el rango de 1 a 10 $\mu g.L^{-1}$.

Concentraciones de Mercurio en blancos y en material certificado fueron también determinadas para el aseguramiento de la calidad de los datos.

3.1.2.2.3 Cromo en sedimentos

Este método (PON-CM-13) consiste en la digestión del Cromo total presente en la muestra de suelo o sedimento con agua regia por 1 hora a 80 °C en un baño María. El Cromo total en la muestra digestada es medido por la técnica convencional de espectrometría de llama.

3.1.2.2.3 Análisis de metales en organismos acuáticos

3.1.2.2.3.1 Plomo total en peces y ostiones

Según el procedimiento (PON-CM-28), en una cápsula de porcelana se pesaron 30 gramos de cada muestra (peces, ostiones). A estas se les agregaron 15 mL de

una solución de $\text{Mg}(\text{NO}_3)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, se homogenizaron con una espátula plástica y fueron secadas en una plancha de calentamiento a $130\text{ }^\circ\text{C}$. Las muestras deben quedar completamente secas para evitar salpicaduras en el proceso de la calcinación. La calcinación de las muestras se realizó en muflas cuya temperatura se aumentó lentamente con un incremento de $50\text{ }^\circ\text{C}$ hasta llegar a los $500\text{ }^\circ\text{C}$. Alcanzada esta temperatura, las muestras fueron calcinadas durante 16 horas y después de este período se dejaron enfriar a temperatura ambiente.

Después de la calcinación, las cenizas pueden contener todavía excesiva cantidad de carbón. Si se presentaba esta situación, a las muestras se le agregaban de 1 a 2 mL de agua deionizada e igual cantidad de HNO_3 concentrado, luego las muestras se volvieron a colocar en la plancha de calentamiento y después fueron llevadas a la mufla para su calcinación por un período entre 2 a 3 horas. Después de calcinadas, las muestras se dejaron enfriar. Si aún no se lograba convertir las muestras a cenizas blancas el proceso se repetía hasta obtener las cenizas blancas. Estas cenizas posteriormente se disolvieron en 15 mL de ácido clorhídrico 1 N y la muestra quedó lista para ser analizada.

El instrumental de análisis utilizado fue un espectrómetro de absorción atómica VARIAN SpectrAA-240FS, cuyo límite de detección es de $0,05\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

Las muestras de peces utilizadas en los recobros fueron filetes de curvina comprados en supermercados locales, las cuales fueron analizadas bajo las mismas condiciones de laboratorio y siguiendo el mismo procedimiento de análisis aplicado a las muestras de peces y ostiones colectadas en la Bahía de Bluefields.

3.1.2.2.3.2 Mercurio total en peces y ostiones

La determinación de las concentraciones totales de Mercurio en muestras de peces y ostiones se llevó a cabo por espectrometría de absorción atómica a través de la técnica de generación de vapor frío cuyo límite de detección instrumental es de $0,002 \mu\text{g.g}^{-1}$ según el procedimiento operativo normalizado (PON-CM-20) del Laboratorio.

La instrumentación utilizada es un espectrómetro de absorción atómica de secuencia rápida AA240FS y un generador de vapor VGA-76.

El principio del método es el mismo que el método para la determinación de Mercurio en agua, sin embargo, para lograr el máximo estado de valencia del Mercurio presente en la muestras de pescado, la muestra (2,0 gramos de músculo) fue sometida a una digestión fuertemente ácida (H_2SO_4) con un agente oxidante como el peróxido de hidrógeno (H_2O_2). Previo a esto, la muestra fue secada y homogenizada.

La cuantificación de la concentración en la muestra de peces y ostiones se realizó por interpolación lineal de la relación concentración-absorbancia (curva de calibración) obtenida desde las lecturas de soluciones estándares cuyas concentraciones fueron preparadas en el rango de 1 a $10 \mu\text{g.L}^{-1}$.

Concentraciones de Mercurio en blancos y en material certificado fueron también determinadas para el aseguramiento de la calidad de los datos obtenidos.

3.1.2.3 Análisis de materia orgánica y granulometría en sedimentos

3.1.2.3.1 Análisis de materia orgánica (MO) en los Sedimentos

Para el análisis se empleó el método de materia oxidable mediante ácido crómico con H_2SO_4 y valor de dilución (Walkley-Black). Procedimiento Operativo Normalizado del laboratorio de radioquímica ambiental (PON-RQA-03). La materia orgánica se determinó una vez que el sedimento fue secado en condiciones ambientales. Para esto se colocaron las muestras en bandejas plásticas y se dejaron secar al aire. Se pesaron 5 g de muestra a las que se le adicionaron 10 mL de $K_2Cr_2O_7$ 1N, se agitó y se le añadió 20 mL de H_2SO_4 concentrado, agitándose para homogenizar y se dejó reposar durante 30 min.

Luego se le añadieron 200 mL de agua destilada, 10 mL de H_3PO_4 concentrado, 0.2 g de fluoruro de sodio (NaF) y 1 mL de una disolución de difenilamina. La valoración se llevó a cabo con $(SO_4)_2Fe(NH_4)$ (FAS). Posteriormente los cálculos fueron realizados para la determinación de la materia orgánica utilizando la siguiente fórmula:

$\%MO = (10 \times 1.34) (1 - T/S)$ donde T= es la cantidad de en mL de FAS gastado para la muestra y S= es la cantidad de FAS gastado para el blanco.

3.1.2.3.2 Análisis Granulométrico

El análisis se realizó por el método de la pipeta de Kohn y la clasificación se hizo de acuerdo a las Normas Austriacas 1-1061-88 en el laboratorio de Radioquímica

Ambiental según el procedimiento operativo normalizado (PON-LAB-RQA-02) del laboratorio.

El sedimento se trató con peróxido de hidrogeno (H_2O_2) al 15% para destruir lamateria orgánica y el análisis de tamaño de granos se realizó usando los métodos estándar de tamizado y pipeteo.

10 g de muestra fueron pesados, se le añadió 50 mL de H_2O_2 al 5% después se dejó secar en baño maría a $80^\circ C$, se le adicionó 25 mL de solución dispersante (pirofosfato de sodio) 10 H_2O (decahidratado) a partir del cual se dejó reposar por 12h. Seguidamente, la muestra fue agitada en un agitador de aspas metálico por 3 min y se dejó reposar por 1 min y nuevamente fue agitado por 3 min. Una vez que se completó este procedimiento, la muestra fue tamizada con 3 tamices (630 μm para partículas gruesa, 200 μm partículas medianas y 63 μm para partículas finas).

Los tamices fueron colocados una sobre la otra de mayor a menor tamaño y puestos sobre una cápsula de porcelana de 1,000 mL de capacidad. El tamizado fue realizado lavando las partículas retenidas en cada uno de los tamices con agua destilada. Después de cada lavado, las partículas retenidas en los tamices, fueron colocadas en capsulas de porcelana de 50 mL de capacidad y llevadas al horno a $100^\circ C$ por aproximadamente 12h.

Los residuos del lavado obtenidos al final del tamizado en la cápsula de porcelana fueron vertidos en una probeta de 1000 mL de capacidad y se aplicó el pipeteo de Kohn. La muestra en la probeta fue agitada una sola vez por 1min, con la pipeta de Kohn se extrajeron 20 mL de alícuota y se virtieron en una capsula de porcelana de 20 mL previamente pesadas. El procedimiento fue repetido aproximadamente 37 min después que sedimentara la muestra en la probeta.

Posteriormente se repitió el pipeteo 6 h después, obteniendo así 3 alícuotas en capsulas de porcelanas de 20 mL, las cuales fueron llevadas al horno para el secado por aproximadamente 12h.

Las cápsulas con las alícuotas secadas, fueron colocadas y transportadas en desecadores para ser pesadas. El peso de las cápsulas fue restado al resultado del peso total de las cápsulas con las alícuotas. A estos resultados les fueron realizados los cálculos pertinentes en una hoja de Excel, para luego hacer la determinación del porcentaje de las partículas de limo grueso, fino, medio y arcilla utilizando el esquema de clasificación y extural de suelo.

3.1.3 Evaluación de la contaminación

Los resultados obtenidos fueron evaluados comparándolos con valores guía de calidad internacionalmente establecidos de acuerdo a los efectos toxicológicos, que distintos contaminantes tienen sobre los ecosistemas, así como para valorar la calidad de los compartimientos abióticos (agua, sedimentos, etc.).

Los valores guías utilizados para la evaluación de la contaminación detectada en cada matriz, fueron tomados de las siguientes fuentes:

1. En Agua:

- **Canadiana Water Quility Guideline for the Protection of Aguatic Life (CWQG), 2007.** Summary Table. Update 7.1. December 2007. Summary of Canadian Water Quility guidelines for the protection of aguatic life.
- **Norma Técnica Obligatoria Nicaragüense para la Clasificación de los Recursos Hídricos (NTON 05 007-98).** Normas Jurídicas de Nicaragua. Publicado en La Gaceta N° 30 el 11 de Febrero del 2000.

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

- **República Argentina.** Decreto N° 831/1993. Anexo I - Anexo III - Anexo IV - Anexo V – Anexo VI.
<http://www.estrucplan.com.ar/Legislacion/Nacion/Decretos/Dec00831-93-Anexo2.htm>.

2. En Sedimento

- **Canadian Environmental Quality Guideline CCME.** Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Summary Table.<http://sts.ccme.ca/?chems=all&chapters=3> Last update Tuesday, August 28, 2012.

3. En Biota

- US. FDA 2001: US. Food and Drugs Administration.
- NOM-031-SSA1-1993. Norma oficial mexicana, Bienes y Servicios. Productos de la pesca. Moluscos bivalvos frescos-refrigerados y congelados. Especificaciones sanitarias
- Legislación de España, 1995. Para nivel máximo de Plomo y Mercurio en mariscos.
- Unión Europea y Reino Unido. Límite máximo para mariscos establecido para metales en ciertos peces (Burger, J., *et al.*, 2007).
- US. EPA 2001: US. Environmental Protection Agency. Valor crítico establecido para metil Mercurio en peces.

3.1.3.1 Evaluación del riesgo asociado a la exposición a metales a través del consumo de peces y ostiones.

El riesgo a la salud de la población de Bluefields asociado a la exposición a metales a través de la ingesta de organismos acuáticos de la Bahía de Bluefields, los cuales contienen concentraciones importantes de Mercurio (Hg) y Plomo (Pb), fue evaluado para la población en general (0-100 años) y las subpoblaciones:

infantil (0-14 años), juvenil (15-25 años) y adulta (26-100 años). Este riesgo es inferido a través de la probabilidad que el Coeficiente de Riesgo (CR), el cual ha sido definido como la razón entre la exposición y el efecto probable, sea inferior, igual y superior a la unidad ($p(\text{CR}) < 1$, $p(\text{CR}) = 1$, $p(\text{CR}) > 1$). Esto se traduce respectivamente en la no existencia de riesgo, la existencia de riesgo potencial y la existencia de alto riesgo.

Las estimaciones probabilísticas del riesgo fueron realizadas con la técnica Monte Carlo a través del programa @RISK 5.7 para Excel 2003 (Palisade Corporation) adoptando dos vías: i) Estimando las concentraciones de exposición (concentraciones de Hg en peces) a través de las concentraciones observadas (cuantificadas en el laboratorio) en los sedimentos de la Bahía de Bluefields y ii) utilizando directamente las concentraciones de exposición de Hg y Pb observadas en los peces y ostiones.

Tabla 3. Especies de peces colectadas en la Bahía de Bluefields para el análisis de metales.

Sitios de Muestreos	Época de Invierno	Época de Verano
	Agosto, 2011	Enero, 2012
Especies		
Bocana de Kukra River	Mojarra Negra	
Canala de Hone Sound	Robalo Bagre	Robalo Bagre Lisa Palometa
Punta de Lora	Palometa Mojarra Negra	Lisa Mojarra Negra Robalo
El Bluff	Palometa Robalo Bagre	Mojarra Negra Robalo
Frente a Bluefields	Mojarra Negra Palometa	

Para las estimaciones probabilística del riesgo también fue necesario el uso de expresiones matemáticas que relacionan la exposición y los niveles de Mercurio y Plomo en la cadena trófica, así como el uso de información obtenida de la literatura científica e información de los pobladores de la ciudad de Bluefields, la cual se obtuvo a través de una encuesta (anexo-1). La encuesta fue realizada en una muestra poblacional que corresponde al 5% del total de viviendas existentes, que para el año 2005, según el INIDE eran de 7 431 en los 17 barrios de la ciudad de Bluefields (Tabla 4).

Las viviendas en las que se realizó la encuesta habitan entre 2 y 8 personas de diferentes edades. El número total de encuestados fue de 1 650.

Tabla 4. Cantidad de viviendas habitadas por barrio de la ciudad de Bluefields y número de viviendas encuestadas (5% de las viviendas ocupadas).

Barrio	*Cantidad total de viviendas	viviendas encuestadas
Loma Fresca	567	28
Pancasan	760	38
Old Bank	233	12
Beholden	325	16
Ricardo Morales Avilés	339	17
19 de Julio	469	23
San Mateo	866	43
New York	132	7
Tres Cruces	164	8
Pointeen	100	5
Central	240	12
Teodoro Martínez	433	22
Punta Fría	260	13
El Canal	364	18
Fátima	711	36
San Pedro	542	27
Santa Rosa	926	46
Total	7431	372

*Fuente: INIDE, 2005

3.1.3.1.1 Evaluación del riesgo de exposición al Hg a través del consumo de peces, basado en las concentraciones estimadas en los peces

El riesgo de exposición al Hg, a través de la ingesta de peces, para la población de Bluefields fue estimado extrapolando la distribución probabilística de las concentraciones observadas (resultados de laboratorio) en los sedimentos hacia los peces y desde estos organismos hacia la población de Bluefields. La distribución probabilística de las concentraciones de Hg en los peces fue estimada asumiendo que la vía principal a través de la cual acumularon el Hg, fue debido a la ingesta de Macro Invertebrados (MI), los cuales adquieren este metal a través de la ingesta de los sedimentos de la Bahía.

Los cálculos se realizaron utilizando las siguientes ecuaciones:

3.1.3.1.2 Concentración de Hg en los Macro Invertebrados

$$C_{MI-S} = C_S \times R \times F \ (\mu g \cdot g^{-1}) \quad (\text{Ecuación 1; referencias en Picado et al, 2010})$$

En donde C_{MI-S} : es la distribución probabilística de los valores de las concentraciones de Hg acumulado en los macro invertebrados ($\mu g \cdot g^{-1}$), C_S : es la distribución probabilística (Tabla 5) de los valores de las concentraciones de Hg observadas en las muestras de sedimento de la Bahía de Bluefields colectados en ambos muestreos ($\mu g \cdot g^{-1}$), R : es la distribución probabilística de los valores de la fracción correspondiente al Hg orgánico en los sedimentos (adimensional) (Tabla 5) y F : es la distribución probabilística de los valores (Tabla 5) del número de veces el contenido de Hg orgánico en los macro invertebrados en relación al contenido de Hg total en los sedimentos (adimensional).

Tabla 5. Distribución probabilística de los datos de las variables de la ecuación 1 utilizada para la estimación de la distribución probabilística de las concentraciones de Hg en los Macroinvertebrados).

Parámetro	Distribución	Referencia en
R	RiskUniform	Picado et al, 2010
F	RiskUniform	Picado et al, 2010
C _s	RiskLognorm	De este estudio

3.1.3.1.3 Concentración de Hg en los peces

La distribución probabilística de las concentraciones de Hg en los peces se estimó extrapolando la distribución probabilística de las concentraciones estimada en los macro invertebrados a través de la siguiente ecuación:

$$C_{\text{peces-MI}} = C_{\text{MI-s}} \times AE \times \frac{TI_{\text{Hg-peces}}}{Ke} (\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}) \text{ (Ecuación 2; referencias en Picado et al, 2010)}$$

En donde: $C_{\text{peces-MI}}$ es la distribución probabilística de los valores de la concentración de Hg en los peces debido a la ingesta de macro invertebrados ($\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$), AE: es la distribución probabilística de los valores (Tabla 6) de la eficiencia de los peces en la asimilación del Hg (adimensional), $TI_{\text{Hg-peces}}$: es la distribución probabilística de los valores (Tabla 6) de la tasa de ingesta de Hg en los peces ($\text{g} \cdot \text{día}^{-1}$) y la Ke; es la distribución probabilística de los valores (Tabla 6) de la tasa de eliminación del Hg en los peces (días^{-1}).

Tabla 6. Distribución probabilística de las variables de la ecuación 2 utilizada para la estimación de la distribución probabilística de las concentraciones de Hg en los Peces.

Parámetro	Distribución	Referencia en
AE	RiskUniform	Picado et al, 2010
$Tl_{Hg-peces}$	RiskUniform	Picado et al, 2010
Ke	RiskExpon	Picado et al, 2010

3.1.3.1.4 Ingesta Diaria Personal de Hg a través del consumo de peces

Para la estimación de la exposición al Hg de la población en general y subpoblaciones de la ciudad de Bluefields a través del consumo de peces se utilizó la ecuación 3.

$$IDP = P_{orc} \times TIP \times 1000 (C_{peces-MI})/PC \text{ (}\mu\text{g.kg.día}^{-1}\text{)} \text{ (Ecuación 3; referencias en Picado et al, 2010).}$$

Tabla 7. Distribución probabilística de las variables de la ecuación 3 utilizada para la estimación de la exposición al Hg.

Parámetro	Distribución	Referencia en
P_{orc}	RiskUniform	Picado et al, 2010
$C_{peces-MI}$	RiskExtravalue	De este estudio

En donde: P_{orc} ; es la distribución probabilística de los valores (Tabla 7) del porcentaje de Hg orgánico en peces en relación con el contenido de Hg total en los mismos. TIP ; es la distribución probabilística de los valores de la Tasa de Ingesta

Personal de peces de la población encuestada de la ciudad de Bluefields (kg.día^{-1}) (Tabla 17), $C_{\text{peces-MI}}$, es la distribución probabilística de los valores de las concentraciones de Hg en los peces por la ingesta de MI ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) y PC; es la distribución probabilística de los valores del Peso Corporal (PC; Kg) de la población encuestada (Tabla 17).

De acuerdo a la distribución probabilística de los valores de la TIP (Tabla 17) y a la distribución probabilística de los valores del PC (Tabla 17) de cada grupo poblacional se estimó los coeficientes de riesgos.

3.1.3.1.5 Coeficiente de Riesgo

Una vez determinada la distribución probabilística de los valores de la IDP de Hg para la población en general y para cada subgrupo poblacional, se estimaron distribución probabilística de los Coeficientes de Riesgo para cada grupo poblacional, así como la probabilidad de que estos excedieran la unidad.

$CR = IDP (\mu\text{g.kg.día}^{-1}) / IDT (\mu\text{g.kg.día}^{-1})$ (Ecuación 4; referencias en Picado et al, 2010)

La distribución probabilística de los valores de la Ingesta Diaria Tolerable (IDT) en la ecuación anterior fue conformada con valores guías establecidos por diferentes países y organizaciones internacionales (USEPA, FAO/WHO, FDA y JECFA) (JECFA, 1999, FAO/WHO, 2004, Nakagawa et al., 1997) para la ingesta de Hg. Todas las estimaciones probabilísticas fueron realizadas con un número de iteraciones de 10 000 y un número de simulaciones de 5.

3.1.3.1.6 Evaluación del riesgo de exposición al Hg a través del consumo de peces y ostiones basado en las concentraciones observadas en ambos organismos.

Para evaluar el riesgo de exposición al Hg basado en la distribución probabilística de las concentraciones observadas en los peces y en los ostiones se utilizaron las ecuaciones 3 y 4 y las distribuciones probabilísticas de los valores de las variables involucradas. En la ecuación 3 la distribución probabilística de los valores de la variable $C_{\text{peces-MI}}$ es reemplazada por la distribución probabilística de los valores de las concentraciones totales de Hg cuantificada en los peces (Tabla 8). Luego la distribución probabilística de los CR y la probabilidad de que estos excedieran la unidad fueron calculadas para cada grupo poblacional siguiendo los mismos procedimientos descritos previamente.

Tabla 8. Distribución probabilística de los datos de entrada al Modelo Matemático utilizado para calcular el coeficiente de riesgo para el Hg y Pb a través del consumo de peces.

Datos de entrada al modelo de riesgo	Función probabilística	Mínimo	Máximo	Medio (DS)
$C_{\text{peces-Hg}}$	RiskExpon	0.0124	1.45	0.149 (0.136)
$C_{\text{peces-Pb}}$	RiskExtravalue	7.88E-02	0.982	0.305 (0.0955)

La evaluación del Riesgo de exposición a través de la ingesta de Hg por el consumo de ostiones fue realizado siguiendo el mismo procedimiento utilizado en la evaluación del riesgo de exposición al Hg basado en las concentraciones observadas en los peces. En este caso en la ecuación 3 la distribución probabilística de los valores de la variable $C_{\text{peces-MI}}$ es reemplazada por la distribución probabilística de los valores de las concentraciones totales de Hg cuantificada en los ostiones.

3.1.3.1.7 Evaluación del riesgo debido a la exposición al Pb a través del consumo de peces y ostiones basado en las concentraciones observadas en ambos organismos.

La evaluación de la probabilidad del riesgo observada por la ingesta de Pb a través del consumo de peces y ostiones, fue calculada a partir de las ecuaciones 3 y 4 y de las distribuciones probabilísticas de los valores de las variables involucradas. Para el cálculo de la IDP de Pb fue utilizada la ecuación 3, en donde la distribución probabilística de los valores de la variable $C_{\text{peces-MI}}$ es reemplazada por la distribución probabilística de los valores de las concentraciones totales de Pb cuantificada en los peces ($C_{\text{peces-Pb}}$) (Tabla 8). La distribución probabilística de los valores del P_{orc} es omitida al realizar este cálculo.

La distribución probabilística de los valores de la TIP de peces y ostiones al igual que el PC correspondiente a la población en general y a cada subgrupo poblacional es reemplazada en la ecuación al momento de la determinación de la distribución probabilística de los valores de la IDP de Pb.

Una vez obtenida la distribución probabilística de la IDP de Pb observado por el consumo de peces y de ostiones, la distribución probabilística de este valor es reemplazado en la ecuación 4, para la realización del cálculo de la distribución probabilística del coeficiente de riesgo que resulta de la división de la distribución probabilística de la IDP de Pb entre la distribución probabilística del IDT de Pb. Este mismo ejercicio es repetido para evaluar la probabilidad del riesgo de exposición al Pb de cada subgrupo poblacional.

3.1.3.1.8 Evaluación del riesgo, en la población de Bluefields, asociado a la exposición a DDT y HAP a través del consumo de peces y ostiones.

La evaluación del riesgo de exposición al DDT e Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos a través del consumo de peces y ostiones no fue realizada ya que en los organismos analizados no se detectaron concentraciones de estos compuestos y/o la información generada fue insuficiente para las estimaciones probabilísticas, lo cual podría resultar en una subestimación del riesgo. Otro factor limitante fue la carencia de datos de IDT y/o RfD para algunas sustancias detectadas como el DDE.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) en Agua, Sedimentos y Tejidos en la Bahía de Bluefields

4.1.1 HAP en agua (Época de invierno)

Los hidrocarburos detectados con mayor y en orden de frecuencia en las aguas de la Bahía fueron el Naftaleno, Acenafteno y Acenaftileno en el 75%, 62% y 50% del total de sitios (8) muestreados respectivamente. La presencia y distribución de estas moléculas se relaciona con sus altas solubilidades en el agua, cuyos valores respectivos son: 12 500 a 34 000 $\mu\text{g.L}^{-1}$, 1 900 $\mu\text{g.L}^{-1}$ y 3 420 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Neff, J. M. 1979). Otro hidrocarburo detectado en las aguas de la Bahía fue el 1-Metil Fenantreno, sin embargo este fue detectado únicamente en el sitio Yaladina, pero es el hidrocarburo que presentó la mayor concentración (0,84 $\mu\text{g.L}^{-1}$), el cual sumado a la presencia de otros hidrocarburos hace que este sitio sea el más contaminado con hidrocarburos (Figura 2; Anexo Tabla 1).

A diferencia de los resultados obtenidos de la contaminación por hidrocarburos en las aguas de la Bahía de Bluefields durante la época de verano (Figura 3), en la época de invierno éstas fueron más bajas (Figura 2). Esto pudo haberse dado por el efecto prominente de la mezcla de las aguas marinas con las aguas dulces proveniente de los ríos durante el invierno, lo que hizo que la contaminación se diluyera.

Otro factor que afecta la prevalencia de la contaminación por hidrocarburos en las aguas de la Bahía es la salinidad. La salinidad se relaciona de forma inversa con la solubilidad de los HAP, siendo éstos menos tóxicos por la disminución de su biodisponibilidad (McElroy *et al.*, 1989). En invierno, la salinidad de las aguas

varió entre 3‰ y 6‰, lo que hace suponer que los bajos niveles de sales propician la solubilidad de estos compuestos en la columna de agua aumentando su concentración y por ende propiciando su bioacumulación en los organismos, ya que los mismos tienen valores altos de K_{ow} (Naftaleno; 3,37, Acenafteno, 3,98; Acenaftileno; 4,07) bien altos (Salazar, C., L., 2008).

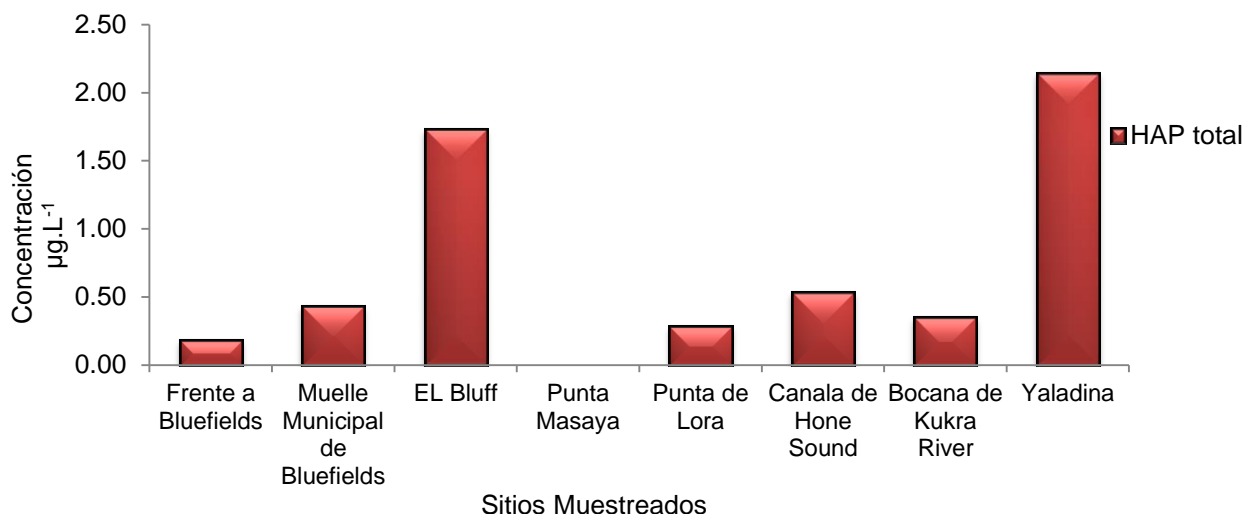


Figura 2. Concentración de Hidrocarburo Aromáticos Policíclicos Totales detectados en las aguas de la Bahía de Bluefields, Época de invierno – 2011.

Según la Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR, 1995) existen más de 100 compuestos diferentes de HAP y entre ellos ha considerado a 17 HAP de interés debido a que existe un volumen mayor de información sobre estos, por el daño que ocasionan y por sus características que son representativas de todos los HAP.

Mientras que la Agencia para la Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos de Norteamérica (US EPA) ha seleccionado 16 HAP como contaminantes cuyo estudio debe considerarse prioritario. En ambas listas se encuentran: el

Naftaleno, Acenafteno, Acenaftileno y Criseno, los cuales fueron detectados en las aguas de la Bahía de Bluefields.

Cabe destacar, que a pesar de que el sitio Yaladina no presenta influencia antropogénica, es precisamente en este lugar donde se cuantificó el mayor número de HAP. Esta situación probablemente se deba al sistema de circulación norte-sur de las corrientes de agua que podrían estar favoreciendo el desplazamiento de los contaminantes asociados al material en suspensión y que han sido previamente liberados en otras áreas de la Bahía. Los HAP en la columna de agua son retenidos en presencia de materias orgánicas disueltas tales como los ácidos húmicos, los que incrementan la solubilidad de estos compuestos (Pinal *et al.*, 1990).

Además del patrón de circulación de las corrientes, la naturaleza hidrofóbica de los HAP hace que estas sustancias se asocien a las partículas suspendidas en la columna de agua y que por los procesos hidrodinámicos, como la turbulencia, son distribuidos heterogéneamente por toda la laguna. De igual forma la distribución y movilización de estos compuestos en los cuerpos de agua están determinados por la transformación en metabolitos polares a través de la foto oxidación y degradación biológica (Salazar, C., L., 2008). Por tanto la detección de estos compuestos en la columna de agua está en dependencia de su concentración y la transformación a metabolitos polares.

BjØrseth, A., y Randhal, T., (1985), sostienen que la presencia de HAP en el ambiente puede provenir de dos fuentes: natural y antropogénicas, siendo la principal fuente la que es producto de las actividades antropogénicas. En el caso de la Bahía de Bluefields, la presencia de estos compuestos en sus aguas, es atribuida principalmente a la combustión incompleta del combustible fósil generada durante las actividades del transporte acuático. Estudios reportan que el mal

manejo, el almacenamiento de hidrocarburos y la planta de ENEL (Empres Nicaragüense de Energía), que funcionó en la ciudad de Bluefields desde mediados de los años sesenta hasta mediados de los años noventa son algunas de las principales causas de contaminación por hidrocarburos a la Bahía (Dumailo, S., 2003).

Actualmente en la ciudad de Bluefields la Distribuidora Nicaragüense de Petróleo (DNP) –PetroNic recepciona mensualmente un aproximado de 100 mil galones de gasolina y 20 mil galones de diesel. Una de las estaciones de gasolina (Laguna # 3), ubicada en el barrio Pointeen a la orilla de la Bahía, vende a los pangueros aproximadamente el 28% del total del producto que recepciona. El mal manejo del combustible durante esta actividad genera contaminación directa a la Bahía.

El CIMAB en 1996 reportó concentraciones totales de HAP entre $1,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ y $6,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ en la Bahía de Bluefields. Comparando estas concentraciones con las reportadas en este estudio durante la época de invierno se observa una diferencia en un orden de magnitud en las concentraciones.

De todos los HAP observados en la época de invierno, solamente se han establecido valores guías de concentración Canadienses (CWQG, 2007) en agua para la protección de la vida acuática para el Acenafteno y el Naftaleno que corresponden a $5,8 \mu\text{g.L}^{-1}$ y $1,1 \mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente. Las concentraciones acuosas detectadas de estos dos compuestos en la Bahía de Bluefields están por debajo de los valores de referencia. Debido a que no se han establecido valores guía en agua para los otros HAP detectados, sus concentraciones no fueron evaluadas.

La presencia de HAP en las aguas de la Bahía de Bluefields en lo general puede ser atribuida a la actividad portuaria de la ciudad y al transporte acuático en lo

particular. Una vez que ingresan en el medio, está influenciada por los factores físicos, químicos, biológicos y las condiciones hidrológicas las cuales son diferentes a lo largo del año.

4.1.2. HAP en Agua (Época de verano)

El Antraceno no fue detectado en la época de invierno, pero si en la época de verano, en 6 de los 8 sitios de muestreo. En cambio el Naftaleno que fue reportado en 6 de los 8 sitios muestreados durante la época de invierno, para la época de verano tuvo presencia en 1 de los sitios muestreados. Las formas metiladas (homólogos alquil) del Naftaleno, constituyeron el 21% del total de los HAP detectados. El Naftaleno es más soluble y tóxico, siendo más tóxicos sus compuestos alquilos con efecto sobre los invertebrados bénticos y peces.

Los HAP más recurrentes fueron el Antraceno y el 2,6-Dimetil Naftaleno (anexo-Tabla 2), ambos estuvieron presentes en 6 sitios equivalente al 75% del total de sitios muestreados. El Fluoreno, el 1,6,7-Trimetil Naftaleno y el 2-Metil Naftaleno estuvieron presente en 4 sitios equivalente al 50% del total de sitios muestreados. (Figura 3).

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostras, 2011-2012

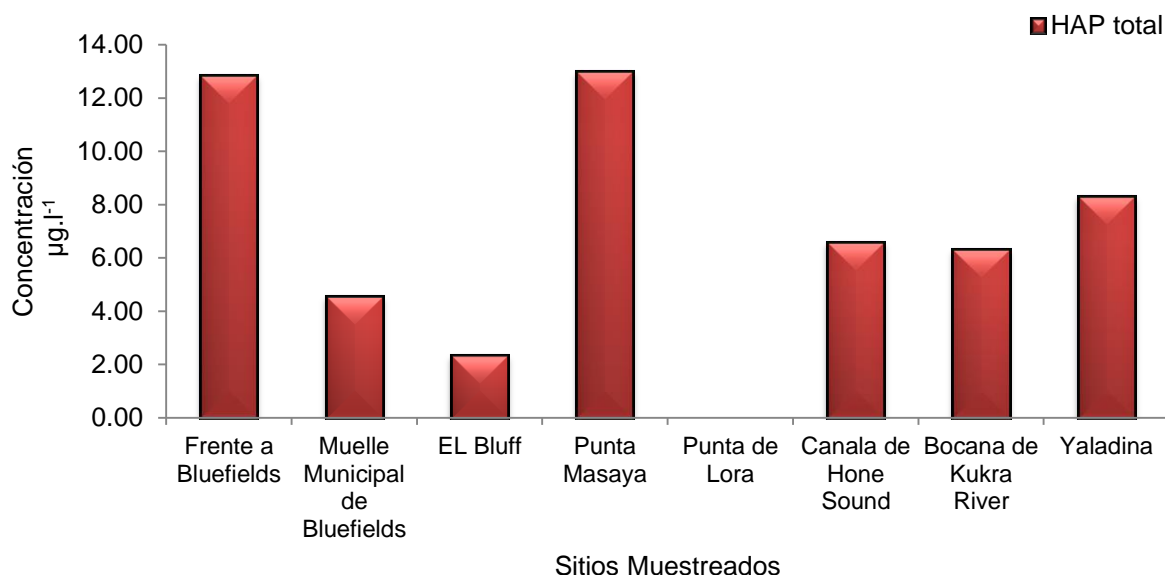


Figura 3. Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos Totales (HAP) detectadas en las aguas de la Bahía de Bluefields. Época de verano -2012.

El Antraceno es un compuesto de bajo peso molecular (contiene 3 anillos en su estructura) y es un xenobiótico de prioridad para la EPA. Está distribuido en el ambiente acuático, puede generarse a partir de la combustión incompleta, provenir tanto de fuentes naturales como antropogénicas y asociarse a la materia particulada del suelo y de los sedimentos. El Antraceno puede evaporarse pero no hidrolizarse, ser sujeto a fotólisis cerca de la superficie del agua y a biodegradación. Su vida media es de 4,3 – 5,9 días. Las concentraciones de Antraceno detectadas en este estudio, se encuentran dentro del rango promedio presente en el ambiente acuático determinado en $<10 \mu\text{g.L}^{-1}$ (Irwin, R.J., 1997).

En ensayos de laboratorio fue descubierto que el Antraceno al igual que otros HAP es un compuesto foto tóxico, debido al estado de excitación de los mismos en presencia de oxígeno y radiación UV de la luz solar en los sistemas acuáticos, lo que aumenta más la toxicidad de los mismos (Irwin, R.J., et al., 1997).

La presencia de HAP en la Bahía de Bluefields puede ser atribuida a la combustión del combustible fósil durante el tráfico de las embarcaciones. Por ejemplo, la gasolina contiene una pequeña pero significativa cantidad de HAP incluyendo el Naftaleno y los alquiles del Naftaleno. Este compuesto conforma entre 0,09% y 0,49% del peso de la gasolina y entre 0,08% y 0,5% del volumen de varios tipos de gasolina (Irwin, R.J., et al., 1997).

Se considera que los HAP tienen tiempo de residencia corto en el agua y su presencia es el resultado de una contaminación reciente o crónica, su degradación es de semanas a meses usualmente debido a la acción microbiana, pero existen otros procesos que contribuyen a la degradación de los HAP en la columna de agua, siendo la oxidación química, foto degradación y la degradación microbiana las más importantes.

HAP de bajo peso molecular como el Acenafteno, Naftaleno y Fluoreno pueden perderse rápidamente de la columna de agua debido a la volatilización y degradación microbiana, mientras que los de mayor peso molecular como el Benzo(a)Antraceno y Benzo(a)Pireno son más susceptibles a perderse debido a la foto oxidación y ser removidos de la columna de agua por el proceso de sedimentación.

La variedad de HAP presentes en el agua de la Bahía, puede también estar influenciada por la tasa y duración de la foto degradación. Este proceso varía de un compuesto a otro, siendo afectado por la temperatura, turbidez y profundidad del agua (Irwin, R.J., et al., 1997). La Bahía de Bluefields tiene una profundidad promedio de 1m; durante la época lluviosa, las aguas de la Bahía se vuelven turbias, debido al aporte de agua cargada de partículas en suspensión, proveniente de los afluentes, mientras que la temperatura para esta época osciló

entre los 25°C a 27°C. Estos factores podrían contribuir en la lenta remoción de los compuestos a través del proceso de foto degradación.

Otros procesos que influyen en la presencia de HAP en el agua, es la bioturbación, es decir la mezcla de sedimento por acción biológica, principalmente en la interfase agua-sedimento que hace que sustancias como los HAP se reincorporen a la columna de agua. Estos compuestos al ingresar en la columna de agua son retenidos en presencia de materias orgánicas disueltas tales como los ácidos húmicos, los que incrementan su solubilidad (Pinal *et al.*, 1990). Cabe destacar que 5 de los 6 HAP detectados en la época de invierno estuvieron presentes en la época de verano (anexo-Tabla 2), observándose durante esta época un aumento en las concentraciones desde varias unidades hasta un orden de magnitud.

En otro estudio realizado en un reservorio para agua potable en los Estados Unidos, 1997, fueron observadas concentraciones totales de HAP < o iguales a 4 µg.L⁻¹ durante la temporada más alta de las actividades de los barcos, mientras que los HAP en fase acuosa no fueron detectados durante la temporada baja de actividad de las embarcaciones (Irwin, R.J., et al., 1997). Esta situación también sucede en la Bahía de Bluefields, ya que en la época de verano que corresponde con las mayores actividades del transporte acuático es cuando fueron detectados la mayor variedad de HAP con pesos moleculares que variaron desde 152,20 g.mol⁻¹ (Acenaftileno) a 276,30 g.mol⁻¹ (Indeno(1,2,3-c,d)Pireno). Mientras que durante la época de invierno que se caracteriza por una baja actividad del transporte acuático, se presentaron menor número de HAP (Figura 2), concentraciones más bajas predominando los que presentan mayores valores de solubilidad en agua: Naftaleno, Acenafteno y Acenaftileno.

La guía Canadiense de calidad de agua dulce para la protección de la vida acuática (CWQG, 2007) únicamente ha establecido valores de referencia de concentración para 8 de los 17 hidrocarburos detectados en el agua de la Bahía, estos son: el Acenafteno ($5,8 \mu\text{g.L}^{-1}$), el Antraceno ($0,012 \mu\text{g.L}^{-1}$), Benzo(a)Antraceno ($0,018 \mu\text{g.L}^{-1}$), Fenantreno ($0,4 \mu\text{g.L}^{-1}$), el Fluoranteno ($0,04 \mu\text{g.L}^{-1}$), Fluoreno ($3,0 \mu\text{g.L}^{-1}$), Naftaleno ($1,1 \mu\text{g.L}^{-1}$), y Pireno ($0,025 \mu\text{g.L}^{-1}$).

En Yaladina, los HAP que sobrepasaron los valores guías Canadienses de calidad para la protección de la vida acuática son: Antraceno ($0,59 \mu\text{g.L}^{-1}$) y el Benzo(a)Antraceno ($0,21 \mu\text{g.L}^{-1}$), mientras que en la Bocana de Kukra River, las concentraciones de Antraceno ($0,87 \mu\text{g.L}^{-1}$) y en Canala de Hone Sound el Antraceno ($0,64 \mu\text{g.L}^{-1}$) y el Pireno ($0,21 \mu\text{g.L}^{-1}$) fueron los compuestos que superaron los valores guías Canadienses.

En El Bluff, las concentraciones de HAP detectados, que superaron los valores guías fueron; el Antraceno ($1,46 \mu\text{g.L}^{-1}$) y el Fluoranteno ($0,26 \mu\text{g.L}^{-1}$) mientras que Frente a Bluefields, el Antraceno ($8,55 \mu\text{g.L}^{-1}$), el Fenantreno ($0,48 \mu\text{g.L}^{-1}$) y el Pireno ($0,47 \mu\text{g.L}^{-1}$). En Punta Masaya, el Antraceno ($5,71 \mu\text{g.L}^{-1}$), el Benzo(a)Antraceno ($0,48 \mu\text{g.L}^{-1}$), Fluoranteno ($0,13 \mu\text{g.L}^{-1}$), Fluoreno ($4,03 \mu\text{g.L}^{-1}$) y el Pireno ($0,49 \mu\text{g.L}^{-1}$) fueron los HAP que superaron los valores guías, siendo el sitio con el mayor número de HAP detectados que sobrepasaron los valores guías. En el Muelle Municipal de Bluefields únicamente las concentraciones del Antraceno ($0,49 \mu\text{g.L}^{-1}$) superó este valor guía (anexo-Tabla 2).

Los compuestos que superaron los valores guías fue por varias unidades a un orden de magnitud en algunos sitios muestreados. Los HAP producto de la foto degradación son de preocupación debido a la capacidad carcinogénica, mutagénica y en general de su toxicidad. Estos presentan un riesgo para aquellos organismos que viven o se alimentan de los sedimentos contaminados con HAP y

para la biota (pescados y ostiones) que viven en cuerpos de agua somera expuestos a estos contaminantes (Irwin, R.J., *et al.*, 1997), como es el caso de la Bahía de Bluefields.

4.1.3. HAP en los Sedimentos (Época de invierno)

La naturaleza hidrofóbica de los HAP tiende a que estos compuestos se asocien con las partículas suspendidas en la columna de agua para luego ser depositadas en los sedimentos, convirtiéndose este compartimento ambiental en un reservorio importante de estos compuestos (Simpson, *et al.*, 2005). El único de HAP detectado en los sedimentos fue el Benzo(e)Pireno detectado en el Muelle Municipal de Bluefields en una concentración de 39,33 ng.g⁻¹ peso seco. Este compuesto puede provenir de la combustión incompleta del combustible fósil, (especialmente de los motores de diesel), es persistente en el medio ambiente debido a su alto peso molecular (252,31 g.mol⁻¹) que lo hace menos soluble en agua. Tiene potencial carcinogénico (Irwin, R.J., *et al.*, 1997), su K_{ow} de 6,21 hace que tenga una mayor afinidad hacia la materia orgánica (sedimentos) (Salazar C., L., 2008) y que sea altamente bioacumulable en los organismos acuáticos.

Cabe destacar que los HAP detectados en las aguas de la Bahía no aparecen en el sedimento debido a que son de bajo peso molecular, por ende soluble en agua, lo que aumenta el potencial para la exposición a los organismos acuáticos. Como ejemplo se encuentran el naftaleno, antraceno, pireno, detectados en las aguas para la época de verano.

Las concentraciones de contaminantes en los sedimentos son generalmente varios órdenes de magnitud mayores que las existentes en el medio acuático (Pino E., V., 2002). Esto mismo fue observado en los resultados reportados, por ejemplo el Benzo(e)Pireno detectado en los sedimentos, presentó una concentración de

dos órdenes de magnitud superior a las concentraciones detectadas en las aguas de la Bahía.

En otras zonas de la Bahía y principalmente en el lóbulo sur el tráfico acuático es limitado y la turbulencia generada por la entrada de agua a través de la barra de Hone Sound probablemente dispersa a la mayoría de HAP en la columna de agua los que se adhieren mayormente a las partículas suspendidas. Esto explica la presencia de más HAP en las aguas de la Bahía que en el sedimento. Sin embargo, a diferencia del resto de HAP detectados en las aguas, el Benzo(e)Pireno es el menos soluble y el más pesado, lo que posibilita su deposición en la fase sedimentaria.

La presencia de HAP en los sedimentos de la Bahía ha sido reportada en otros estudios. El CIMAB en el año 1996, reportó concentraciones en un intervalo entre 6000 ng.g^{-1} y 50000 ng.g^{-1} de hidrocarburo total en los sedimentos de toda la Bahía. Otro estudio reportó concentraciones entre 19 ng.g^{-1} y 500 ng.g^{-1} para el Fluoranteno Frente a Bluefields donde casi todos los HAP fueron detectados. El Benzo(a)Antraceno, Acenafteno, Antraceno, Criseno, Fenentreno y Fluoreno entre otros fueron los más frecuentes en las estaciones muestreadas. El Benzo(e)Pireno no fue detectado (Dumailo, S., 2003).

Por ejemplo en la zona urbana de la Bahía de Puget en los Estados Unidos, el Benzo(e)Pireno fue detectado en el 100% de las muestras, con una media de 214 ng.g^{-1} de peso seco y una mediana de 159 ng.g^{-1} ; mientras que en la zona no urbana de la Bahía fueron detectados en el 57% de las muestras con una media de 26 ng.g^{-1} y una mediana de 25 ng.g^{-1} (Irwin, R.J., *et al.*, 1997), evidenciando una mayor contaminación en la zona urbana. Comparando la concentración media detectada en la zona urbana con las concentraciones del Benzo(e)Pireno

detectado en este estudio, los de la zona urbana son mayores en un orden de magnitud que las reportados para este estudio.

La NOAA (Nacional Oceanic and Atmospheric Administration) (1990), sugiere que no existe suficiente información disponible para determinar algún nivel guía para el Benzo(e)pireno, sin embargo en dos de los estudios revisados por la NOAA, algunos efectos fueron asociados con el Benzo(e)pireno, en el rango 194 000 y 624 000 ng.g⁻¹. Estas concentraciones son mayores a las detectadas en este estudio por lo tanto se podría suponer que la probabilidad de riesgo para la biota debido a las concentraciones del Benzo(e)pireno detectadas en la Bahía de Bluefields, se podría considerar mínima.

4.1.4 HAP en los Sedimentos (Época de verano)

En la época de verano en los sedimentos de la Bahía de Bluefields fueron reportados 6 HAP en 4 de los 8 sitios muestreados. En Yaladina, Bocana de Kukra River y Canala de Hone Sound fue recurrente el Benzo(e)Pireno, siendo este el único HAP detectado en estos sitios muestreados. El Muelle Municipal de Bluefields, fue el sitio más contaminado presentando 5 HAP, siendo las concentraciones de Acenafteno (15,89 ng.g⁻¹), Criseno (41,72 ng.g⁻¹), 2-Metil Naftaleno (13,91 ng.g⁻¹), el 2,6-Dimetil Naftaleno (29,8 ng.g⁻¹) y el Pireno (47,68 ng.g⁻¹) detectadas (Figura 4).

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostras, 2011-2012

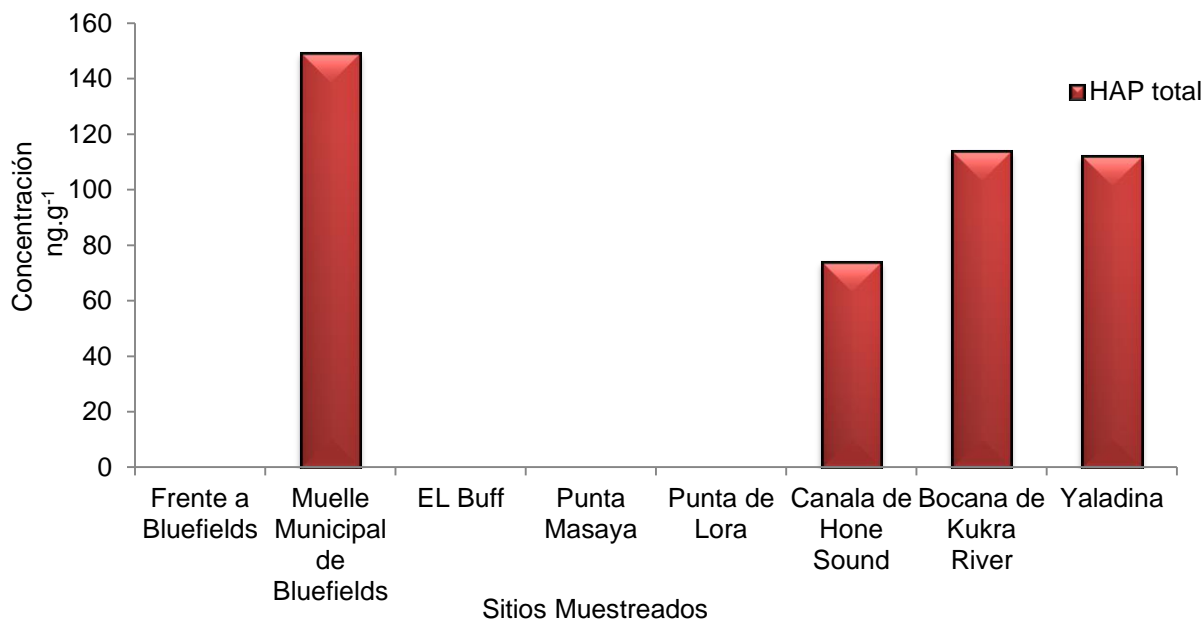


Figura 4. Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos Totales (HAP) en los sedimentos de la Bahía de Bluefields. Época de verano -2011.

De todo los HAP detectados en los sedimentos, el 83% fueron reportados en el Muelle Municipal de Bluefields. Las concentraciones variaron entre (15 ng.g^{-1} a 114 ng.g^{-1}), observándose un aumento tanto en el número de HAP como en las concentraciones en comparación con el muestreo realizado en la época de invierno. El Benzo(e)Pireno fue el compuesto en común encontrado en ambos muestreos, pero con una mayor presencia (50%) para esta época. Las concentraciones detectadas de este compuesto aumentaron en varias unidades a un orden de magnitud (70 ng.g^{-1} a 114 ng.g^{-1}) en comparación con la época de invierno.

Yaladina, Bocana de Kukra River, Canala de Hone Sound y el Muelle Municipal de Bluefields son los sitios con los mayores porcentajes de materia orgánica (M.O.) reportados en la Bahía (5,20%, 7,53%, 6,08% y 8,00% respectivamente) (Tabla 16). Estos resultados se asocian a las altas concentraciones de HAP detectados en estos sitios. Estudios afirman que el transporte, distribución y biodisponibilidad

en el ambiente acuático y terrestre de los HAP depende de su partición en el agua, la materia orgánica disuelta y la MO en el suelo o en el sedimento (Mastrángelo, M., *et al.*, 2005). Debido a que los sedimentos y el suelo presentan altos contenido de MO, las concentraciones de los contaminantes son más altas. Comportamiento que fue observado para esta época.

Las concentraciones de HAP detectados en la época de verano en los sedimentos, fueron de dos órdenes de magnitud mayor que las reportadas en agua. Esto resultados son similares a los resultados reportados en la época de invierno y corroboran las observaciones hechas por Pino E., V., (2002), que afirma que las concentraciones de los contaminantes en los sedimentos son generalmente varios órdenes de magnitud mayores que las existentes en el medio acuático.

Además del Benzo(e)Pireno, también fueron detectados en el Muelle Municipal de Bluefields el Acenafteno ($15,89 \text{ ng.g}^{-1}$) y las formas alquiles o isómeros del Naftaleno (2-Metil Naftaleno; $13,91 \text{ ng.g}^{-1}$ y 2,6-Dimetil Naftaleno; $29,8 \text{ ng.g}^{-1}$). Por otro lado el Acenafteno puede ser transportado adherido a las partículas suspendidas (Irwin, R.J., *et al.*, 1997). Lo que supone que este contaminante pudo haberse transportado por las corrientes provenientes del Río Escondido y depositarse en los sedimentos del Muelle Municipal de Bluefields. Este compuesto es uno de los HAP de mayor solubilidad en agua por tener bajo peso molecular. Por otra parte el Pireno y el Criseno detectado en el Muelle Municipal de Bluefields, son de alto peso molecular (4 y 5 anillos respectivamente), más persistentes en el ambiente y su biodegradación probablemente es más lenta en el sistema acuático pero el más importante en estos sistemas que son afectados de forma crónica por la contaminación (Irwin, R.J., *et al.*, 1997).

Por otro lado la presencia del Acenafteno en los sedimentos puede deberse al proceso de sorción y biodegradación. El transporte de este compuesto puede ser afectado significativamente por el proceso de sorción sobre las partículas en la columna de agua y la subsecuente sedimentación así como el particionamiento a la materia orgánica en los sedimentos (Irwin, R.J., *et al.*, 1997). Estos compuestos al ingresar a la Bahía a través de las escorrentías, pueden adherirse a los sedimentos para ser transportados y bioacumularse en la biota acuática convirtiéndose en un riesgo para la salud de la población consumidora.

El Acenafteno detectado en el Muelle Municipal de Bluefields fue el único compuesto que superó el valor guía Interino para la calidad de los sedimentos (ISQG; por sus siglas en inglés) para sedimentos de agua dulce y marina. Mientras que el 2,6-Dimentil Naftaleno detectado en el mismo sitio de muestreo anteriormente mencionado y el Benzo(e)Pireno detectado en Yaladina, Bocana de Kukra River y Canala de Hone Sound no tienen establecidos valores guía para sedimento por tanto, los niveles detectados no pueden ser valorados ni determinar si estas concentraciones presentan un riesgo para la biota de la Bahía de Bluefields. Sin embargo los HAP detectados para los cuales si se han determinado valores de referencia, en su mayoría estos no fueron superados, lo que hace suponer que no representan un riesgo para la biota acuática de la Bahía.

Aunque estas concentraciones en su mayoría no fueron superadas, en muchos casos los sedimentos de los lagos cercanos a las áreas urbanas están propensos a la contaminación por HAP debido a las escorrentías que contienen tanto combustible crudo y fuentes de combustión, mientras los sedimentos de zonas remotas, como el caso de los sitios de muestreos ubicados al sur de la Bahía (Yaladina, Bocana de Kukra River, Canala de Hone Sound y Punta de Lora) son contaminados primordialmente por deposición atmosférica de materiales de combustión.

4.1.5. HAP en Biota (Época de invierno)

De las cuatro especies de peces colectadas en la época de invierno (Bagre, Palometa, Mojarra Negra y el Robalo), en el Bagre (*Arius spp.*) colectado en Canala de Hone Sound y Palometa (*Eugerres plumieri*) colectadas en Punta de Lora fueron detectados concentraciones de Acenafteno, el único HAP presente en sus tejidos. En el Bagre se reportó una concentración de Acenafteno de 21,92 ng.g⁻¹ y la Palometas (29,99 ng.g⁻¹) colectada en Punta de Lora (Anexo-Tabla 13).

La palometa habita en aguas costeras poco profundas, en zonas de mangle, sobre los fondos de barro y es de hábitos alimenticios bénticos (Copépodos, ostrácodos bivalvos, foraminíferos, insectos, detritus y peces juveniles) (Díaz, R., S. y Aguirre, L., A., 2007). Estas características hacen que esta especie esté en constante contacto con los sedimentos del fondo, los que se convierten en un reservorio de los contaminantes y vía de exposición para los organismos acuáticos.

Los peces demersales y especialmente los bentónicos, viven en contacto directo con el sedimento; y las especies que de él se alimentan suelen acumular mayores cantidades de hidrocarburos que las especies que sirven de alimento a los peces pelágicos, esto hace que la acumulación de hidrocarburos a través del alimento sea mayor. Por lo tanto es habitual que estos peces, al igual que muchas de sus presas, ingieran ciertas cantidades de sedimento al alimentarse, lo que incrementa la cantidad de hidrocarburos aportados en la dieta (Iniesta, R. y Blanco, J., 2005). En sí, estudios reflejan que los HAP al ingresar con el alimento son metabolizados por un sistema inductor de Monooxigenasa de función mixta (MFO) en el epitelio intestinal antes de ser absorbido, por el contrario cuando éstos y otros compuestos orgánicos hidrófobos son incorporados a través de las branquias, son transportados en el torrente sanguíneo por todo el cuerpo y pueden acumularse en

cualquier tejido, especialmente si está bien irrigado y tiene un alto contenido en grasa (Neff *et al.*, 1979).

Las especies que presentan altos contenidos de agua (% de humedad) como el Robalo y el Bagre, presentan bajo contenido de grasa, mientras que la Palometa (considerada como una tilapia rayada) se considera de contenido graso medio (Izquierdo C., Pedro., *et al.*, 1999). Entonces la acumulación de estos compuestos en el tejido de la Palometa, además de estar relacionada con el hábitat y hábitos alimenticios, también se ve influenciada por el contenido de grasa corporal y a los valores de $\log K_{ow}$ de los compuestos detectados, los que varían entre (4 a 7). Estos valores son representativos para compuestos con alta hidrofobicidad, por lo que son acumulables.

Varios autores afirman que la principal vía de entrada de hidrocarburos a los peces es en su forma disuelta y las branquias es el tejido encargado de este intercambio. Sugieren que al estar los HAP en equilibrio no hay transporte neto entre el organismo y el agua y el contaminante estará más concentrado en el interior del pez que en el agua según el factor de bioconcentración (BCF), el que está directamente relacionado con el coeficiente de partición octanol/agua del compuesto. Por ejemplo el Naftaleno al ingresar al pez es transformado por hidroxilación en diferentes compuestos (1-Naftol (un grupo hidroxilo) y el Naftaleno-1,2-diol (dos grupos hidroxilo) y conjugados de sulfato, ácido mercaptúrico, glucósidos y glucurónidos) (Iniasta, R. y Blanco, J., 2005).

Otras especies como los moluscos pueden acumular hidrocarburos en sus tejidos hasta niveles en varios órdenes de magnitud por encima de su concentración en el agua (Neff, 2002). Los resultados de este estudio muestran que los ostiones en sus tejidos acumularon HAP hasta en dos órdenes de magnitud más que las concentraciones encontradas en las aguas de la Bahía.

La mayor variedad de HAP se detectó en los ostiones colectados en el banco ubicado en el lóbulo norte de la Bahía (Punta Masaya), donde se reportaron una sumatoria total de HAP de 396 ng.g^{-1} (Figura 6). Estos son: el Acenafteno ($24,75 \text{ ng.g}^{-1}$), Acenaftileno ($26,65 \text{ ng.g}^{-1}$), Fenantreno ($36,17 \text{ ng.g}^{-1}$), 1-Metil Fenantreno ($104,72 \text{ ng.g}^{-1}$) y el 2,6-Dimetil Naftaleno ($203,72 \text{ ng.g}^{-1}$), mientras que en el banco ubicado en el lóbulo sur de la Bahía (Punta de Lora) solamente se cuantificó el Acenafteno en una concentración de $29,72 \text{ ng.g}^{-1}$ (Anexo –Tabla 7).

Como antes fue mencionado, el arrastre de los contaminantes asociados al material en suspensión que previamente fue liberado en otras áreas de la Bahía queda retenido en este sitio. Debido a la hidrofobicidad de estos compuestos ellas tienden a asociarse con las partículas en suspensión. Estas partículas pueden ser incorporadas a través del intercambio por difusión pasiva entre el molusco y el agua.

El CIMAB en 1996 reportó concentraciones de hidrocarburos totales en ostiones (*Crassostrea rizophorae*) de $11,0 \mu\text{g.g}^{-1}$ ($11\ 000 \text{ ng.g}^{-1}$) y $118,0 \mu\text{g.g}^{-1}$ ($118\ 000 \text{ ng.g}^{-1}$). Las concentraciones reportadas en este estudio fluctuaron entre 24 ng.g^{-1} y 204 ng.g^{-1} , lo que sugiere que las concentraciones de estos compuestos en este organismo disminuyeron considerablemente a lo largo de los años.

En España después del accidente del “Prestige” fue prohibida la captura o extracción de productos del mar para el consumo cuya suma de concentraciones de 6 HAP (Benzo(a)Antraceno, Benzo(b)Fluoranteno, Benzo(k)Fluoranteno, Benzo(a)Pireno, Dibenzo(a,h)Antraceno y Indeno(1,2,3-c,d)Pireno) fuese superior a 200 ng.g^{-1} de peso seco para moluscos y crustáceos, y mayor de 20 ng.g^{-1} de peso seco para los pescados (Armendáriz, R., C., *et al.*, 2006).

En los ostiones de la Bahía de Bluefields no fue detectado ninguno de los HAP prohibidos en España por lo que no es posible compararlos con estos valores de referencia. Para la gran mayoría de HAP conocidos no se han establecido valores guía para productos pesqueros de consumo humano.

En la Palometa colectada en Frente a Bluefields se detectó el Indeno(1,2,3-c,d)Pireno y el Benzo(b)Fluoranteno, ambos compuestos con 125,68 ng.g⁻¹, para una concentración total de 251,36 ng.g⁻¹. Esta concentración supera las suma de las concentraciones de los 6 HAP prohibidos en España en los productos de mar para el consumo. Por tanto se puede considerar que los niveles detectados de este compuesto supone un peligro para la salud de la población de blufilenses consumidora de este organismo.

En otros países como Marruecos se señala que los bivalvos (*Perna perna*) dieron valores para la sumatoria de 14 HAP ($\Sigma 14$ HAP) de 3,4 a 34,6 ng.g⁻¹ y de 87 ng.g⁻¹ a 109 ng.g⁻¹ (peso fresco) en áreas cercanas a las ciudades (Moukrim, A., 2002). En la costa española del Mediterráneo, muestras de moluscos (*Mytilus sp.*) presentaron valores de 25 ng.g⁻¹ a 82 ng.g⁻¹ (Baumard P., H., *et al.*, 1998). Las concentraciones detectadas en este estudio son mayores a las reportadas en los estudios antes mencionados.

A pesar de que los moluscos (bivalvos) son especies bentónicas, la incorporación de hidrocarburos se realiza fundamentalmente en forma disuelta por difusión pasiva, siendo muy baja la incorporación desde el sedimento, incluso en las especies infaunales como las almejas, el berberecho y las navajas (Neff, 2002). Esto supone, que los bivalvos están afectados especialmente por la concentración de hidrocarburos en la columna de agua, y no tanto por los hidrocarburos presentes en el sedimento. Por tanto, la cantidad total de hidrocarburos presentes en el agua o en el sedimento no es proporcional a su acumulación en los

organismos marinos y resulta imprescindible determinar su biodisponibilidad para tener una idea de su potencial tóxico (Iniesta, R., y Blanco, J., 2005). En este sentido los HAP presentes en la columna de agua de la Bahía de Bluefields probablemente fueron la vía a través del acual los ostiones acumularon estos compuestos en sus tejidos.

4.1.6. HAP en Biota (Época de verano)

Las concentraciones de HAP en un medio acuático son generalmente más altas en los sedimentos, intermedios en la biota acuática y bajos en la columna de agua. (Irwin, R.J., *et al.*, 1997). Esta condición fue observada en los resultados reportados en ambos muestreos. Para esta época de muestreo, las concentraciones de HAP fueron reportadas en la mayoría de las especies colectadas en la Bahía. En Canala de Hone Sound se detectaron HAP en cuatro especies. En todas las especies (Bagre, Robalo, Lisa, Palometa y la Mojarra Negra), el 2,6-Dimetil Naftaleno fue el compuesto más recurrente ya que se presentó en todas estas especies. La concentración más alta se reporta en la Palometa ($68,08 \text{ ng.g}^{-1}$) colectada en Canala de Hone Sound.

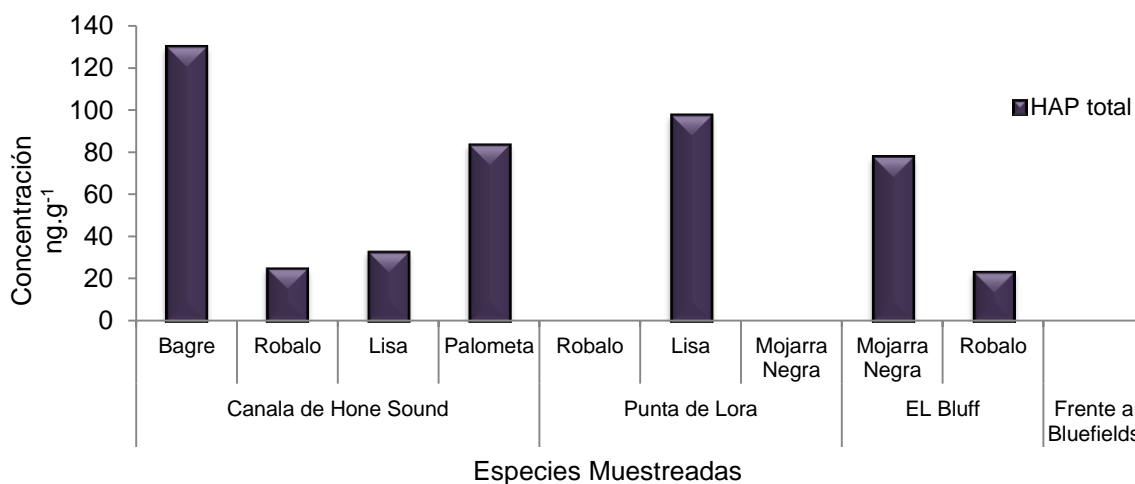


Figura 5. Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos Totales en peces de la Bahía de Bluefields. Época de verano -2012.

El segundo compuesto mayormente encontrado fue el 1-Metil Fenantreno, detectado en el Bagre, en la Lisa colectada en Canala de Hone Sound y en la Lisa colectada en Punta de Lora. Las mayores concentraciones de este compuesto se cuantificaron en el Bagre ($49,51 \text{ ng.g}^{-1}$). El Benzo(a)Pireno fue el segundo HAP que presentó mayores concentraciones (53.99 ng.g^{-1}) y se cuantificaron en la Mojarra Negra colectada en El Bluff (Anexo-Tabla 6).

Estudios sugieren que la mayor parte de los hidrocarburos biodisponibles se encuentran asociados al sedimento y a la materia orgánica, por tanto, la vía de acumulación de hidrocarburos predominante en esta fase es la ingestión de alimento o partículas de sedimento y los organismos que más expuestos están a los hidrocarburos son los detritívoros (Inieta, R., y Blanco, J., 2005). Por ejemplo la Lisa (*Mugils sp*) usualmente habita en los fondos arenosos y lodosos; se alimenta de zooplancton (larvas), detritus, micro algas y organismos bénticos (peces juveniles y adultos) (Moreira, F., 1992), al igual que la Mojarra Negra (*Cichlidae*) que prefiere habitar en fondos blandos, con abundante vegetación y materia orgánica, sus hábitos alimenticios varía entre omnívoros, zooplantófagos, carnívoros y herbívoros (Valtierra-V., M., et al., 2001), estas condiciones hace a estos organismos sean susceptibles a estos contaminantes a través de la ingesta y el contacto directo con el sedimentos contaminados con HAP.

El Bagre colectado en Canala de Hone Sound, fue la especie en la que se detectó el mayor número de HAP con concentraciones relativamente altas, las que oscilan entre los 24 ng.g^{-1} y 40 ng.g^{-1} (Anexo-Tabla 6). Estudios reportan que en general los compuestos de alto peso molecular se bioconcentran más que aquellos compuestos de bajo peso molecular (Irwin, R.J., *et al.*, 1997). Los HAP detectados en el Bagre fueron tanto de bajo peso molecular (1-Metil Fenantreno y 2,6-Dimetil Naftaleno) como de alto peso molecular (Perileno y Benzo(k)Fluoranteno). En el caso de este estudio los HAP de bajo peso molecular detectado en el Bagre,

presentaron las mayores concentraciones (1-Metil Fenantreno; $40,16 \text{ ng.g}^{-1}$ y 2,6-Dimetil Naftaleno; $34,42 \text{ ng.g}^{-1}$).

Estudios sugieren que los organismos sólo acumulan las sustancias biodisponibles, por tanto, es importante conocer además de la concentración total de un contaminante, la concentración de la fracción biodisponible. Probablemente los HAP que fueron detectados son las fracciones que estaban biodisponibles para ser acumulados por la biota (peces) de la Bahía. Cabe mencionar que a diferencia de la época de verano, los resultados de la época de invierno fueron reportados un mayor número de HAP, la mayoría de los cuales fueron detectados en la Palometa.

En general en el verano, la Palometa colectada Frente a Bluefields presentó los 15 HAP analizados, siendo el Acenafteno el HAP recurrente. Este compuesto fue el único detectado en el Bagre colectado en Canala de Hone Sound y en la Palometa en Punta de Lora. En cambio en la época de invierno las concentraciones de los 7 HAP detectados, estuvieron presente en 7 de las 9 especies analizadas.

Por otro lado en los bivalvos son varios los procesos encargados de la incorporación y depuración de los hidrocarburos, siendo el más importante el intercambio por difusión pasiva entre el agua y el molusco, que es el proceso que regula en mayor medida la incorporación de sustancias. Los resultados reflejan que las concentraciones de HAP detectadas en ostiones variaron entre los 23 ng.g^{-1} a 58 ng.g^{-1} y entre 24 ng.g^{-1} y 50 ng.g^{-1} en Punta Masaya y Punta de Lora respectivamente (Anexo-Tabla 7), siendo detectados los mismos HAP en ambos sitios a diferencia del Benzo(a)Antraceno que únicamente fue detectado en Punta de Lora. La concentración total de HAP detectado en los ostiones colectados en Punta Masaya fue de $205,08 \text{ ng.g}^{-1}$ y en los ostiones colectados en Punta de Lora de $185,48 \text{ ng.g}^{-1}$ (Figura 8).

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

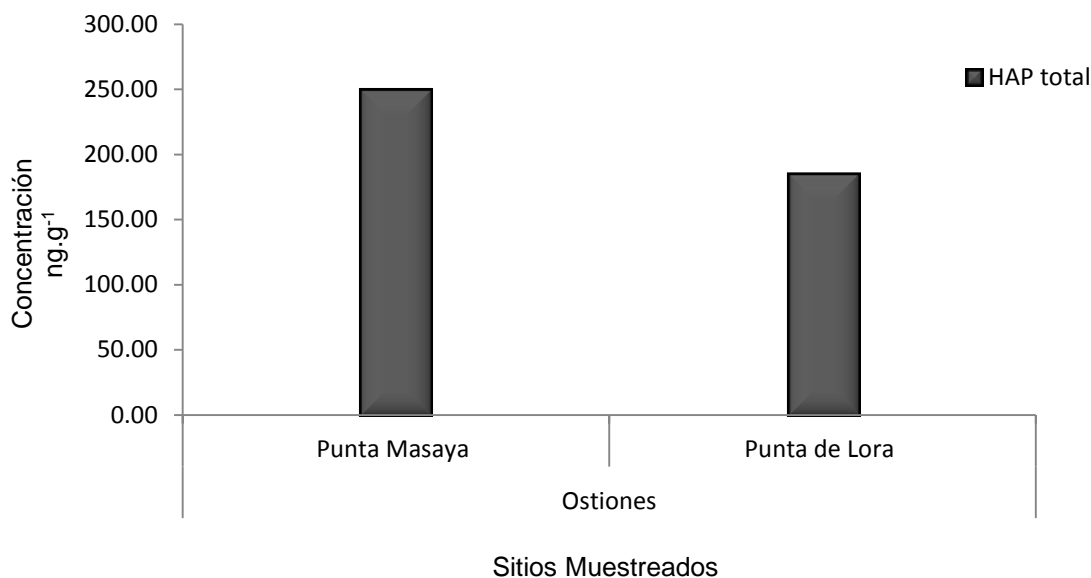


Figura 6. Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos Totales en muestras de ostiones de la Bahía de Bluefields. Época de verano -2012.

Estudios han demostrado que los moluscos (mejillones) expuestos a una mezcla de HAP con cantidades de 2 a 6 anillos aromáticos, los acumulan sin ninguna preferencia de tamaños (Baussant et al, 2001). En este caso los HAP detectados son de 2 a 4 anillos, siendo el 1-Metil Fenantreno de 3 anillos el que presentó las mayores concentraciones en ambos sitios muestreados (Anexo-Tabla 7).

Pero por otro lado los HAP de alto peso molecular (4 a 6 anillos) como el Fluoranteno y el Benzo(a)Antraceno ambos detectados en ostiones, son más persistentes que los de bajo peso molecular (2 a 3 anillos) como es el Antraceno, Fluoreno, 1-Metil Fenantreno y 2,6-Dimetil Naftaleno y tienden a tener mayor impacto potencial crónico y carcinogénicas. (Irwin, R.J., *et al.*, 1997). Cabe recalcar que los únicos dos compuestos en común para ambos muestreos fueron el 1-Metil Fenantreno y el 2,6-Dimetil Naftaleno que son de bajo peso molecular.

Debido a que algunos de los HAP tienen baja solubilidad y naturaleza hidrofóbica, tienden a asociarse principalmente con la materia orgánica e inorgánica en

suspensión y a las capas de sedimentos (Irwin, R.J., *et al.*, 1997), por tanto los organismos más afectados por estos compuestos son los que habitan permanentemente en el fondo (bentónicos), especialmente los que tienen una movilidad reducida o nula (sésiles). Por la nula movilidad de los ostiones en los bancos de fondo de la Bahía, éstos son incapaces de evitar las condiciones dañinas o adversas. Por tal razón, actúan como integradores de los efectos de varios niveles de contaminantes, siendo estas características las que hacen a este grupo ideal como organismos centinelas o biomonitores para evaluar la calidad del medio (Freire y Labarta, 2003).

Cabe mencionar que la mayoría de los HAP detectados durante la época de invierno estuvieron presentes en el banco de Punta Masaya, mientras que en este muestreo correspondiente a la época de verano, la distribución de éstos fue homogénea en ambos sitios (Punta Masaya y Punta de Lora). Lo que probablemente se deba a que la temporada de muestreo correspondió con el pico más alto del transporte acuático (Pangas), incrementando las concentraciones de los HAP asociados a las partículas suspendidas, las que fueron dispersadas por las corrientes de agua, y transportados hasta la zona sur de la Bahía.

La valoración de estos compuestos con valores guía es complicada, debido a que no existen guía en muchos países para los diferentes HAP presentes en los productos pesqueros. De los siete HAP detectados en peces y seis en ostiones, el (Benzo(a)Antraceno y el (Benzo(k)Fluoranteno y el Benzo(a)Pireno) en peces son los únicos HAP detectados de los 6 (Benzo(a)Antraceno, Benzo(b)Fluoranteno, Benzo(k)Fluoranteno, Benzo(a)Pireno, Dibenzo(a,h)Antraceno y Indeno(1,2,3-c,d)Pireno) prohibidos en España cuya suma de concentraciones no debe exceder los 200 ng.g⁻¹ en los moluscos y crustaceos y 20 ng.g⁻¹ para los pescados (Armendáriz, R., C., *et al.*, 2006).

Si se comparan las concentraciones de Benzo(a)Antraceno ($24,66 \text{ ng.g}^{-1}$) detectado en Punta Masaya no supera la concentración establecida en cambio el (Benzo(k)Fluoranteno ($24,86 \text{ ng.g}^{-1}$) detectado en el Bagre colectado en Canala de Hone Sound y Benzo(a)Pireno ($53,99 \text{ ng.g}^{-1}$) detectado en la Mojarra Negra colectado en El Bluff, ambas concentraciones supera los 20 ng.g^{-1} correspondiente a la sumatoria de los 6 HAP prohibidos en España.

Por otro lado se ha establecido un límite máximo para el Benzo(a)Pireno en bivalvos de 10 ng.g^{-1} y en carne de pescado no ahumado $2,0 \text{ ng.g}^{-1}$ por la Comisión de las Comunidades Europeas del 19 de diciembre de 2006 (Reglamento Comunitario 1881/2006), por el que se fija el contenido máximo de determinados contaminantes en los productos alimenticios. Por tanto basados en estos niveles establecidos, se podría suponer que existe un riesgo potencial para la población consumidora de estos productos pesqueros ya que estos superan los niveles guías establecidos en estos organismos.

4.2. Plaguicidas Organoclorados en agua, sedimentos y tejidos biológicos de la Bahía de Bluefields

4.2.1. Plaguicidas organoclorados en agua. (Época de invierno)

Es importante conocer los niveles de residuos de plaguicidas organoclorados en los ambientes acuáticos, porque estas moléculas alteran el equilibrio de los ecosistemas, los cuales están constituidos por numerosos factores bióticos y abióticos interrelacionados entre sí. Cualquier alteración en alguno de estos componentes integradores representa un riesgo para el resto de componentes, desde un punto de vista holístico (García D., J., 2002).

De los plaguicidas organoclorados analizados en las muestras de agua, el Alfa-Hexaclorociclohexano (Alfa-HCH) fue el único compuesto detectado. Este fue detectado en tres de los ocho sitios muestreados, observándose las mayores concentraciones en el Muelle Municipal de Bluefields y Punta Masaya (2,09 ng.l⁻¹ y 2,04 ng.l⁻¹ respectivamente), con valores similares. En Punta de Lora ubicado en la zona sur, se observó la menor concentración (1,43 ng.l⁻¹).

Tabla 9. Resultado de plaguicidas organoclorados en muestras de agua de la Bahía de Bluefields, expresados en ng.l⁻¹ (Época de invierno-2011).

Sitios muestreado	Plaguicida Alfa-HCH
Punta de Lora	1,43
Punta Masaya	2,04
Muelle Municipal de Bluefields	2,09

El Alfa-HCH es uno de los componentes principales del HCH técnico, que es el compuesto intermedio para la fabricación del Gamma-HCH (Lindano) enriquecido (PNUMA, 2007), siendo el isómero más frecuentemente encontrado en los compartimientos ambientales.

El Alfa-HCH tiene el potencial para ser transportado a grandes distancias, persistir por muchos años en el ambiente y tiende a asociarse con suelos y sedimentos debido a su baja polaridad (poca solubilidad en agua). Se considera que los sedimentos y los suelos agrícolas erosionados poseen alto contenido de plaguicidas, convirtiéndose en los principales poluentes de las aguas (García C., D., J., 2002).

En el caso de la laguna de Bluefields la presencia del Alfa-HCH en las aguas podría atribuirse al uso del HCH técnico en los cultivos de subsistencia y en el cultivo de palma africana en la cabecera del río Kukra al igual que en la siembra

de subsistencia en la cuenca del Río Escondido (DANIDA 1996). La erosión de los suelos en las cuencas de ambos ríos, es el mecanismo de transporte el cual propicia el arribo de esta y otras sustancias a las aguas de la laguna. Se estima que a través del arrastre ambos ríos, Kukra y Escondido, depositan en la Bahía un promedio entre 0,7 y 5,0 millones de toneladas de material suspendido respectivamente (PANIC 1993). Este material podría contener una cantidad considerable de Alfa-HCH el cual podría estar ingresando a la laguna.

Una vez en el sistema lagunar de la Bahía, el Alfa-HCH podría permanecer en forma suspendida asociado a las partículas coloidales presentes en la columna de agua. Sin embargo, en la interface sedimento-agua tienen lugar los procesos de adsorción y desadsorción, que regulan la concentración de estos contaminantes en el agua, (García D., J., 2002). Además de este proceso la distribución de los compuestos organoclorados entre la columna de agua y la fase sedimentaria está condicionada por su hidrofobicidad, la cual está representada por los valores del coeficiente de partición octanol-agua (K_{ow}), a mayor K_{ow} mayor tendencia de estas compuestos a asociarse a sustratos orgánicos (sedimentos, biota). En el caso del Alfa-HCH su $\log K_{ow}$ es de 3,8 lo que indica que tiene potencial para bioacumularse (ATSDR, 2005).

Sin embargo, este plaguicida no fue detectado en la biota de la laguna, este comportamiento puede atribuirse al hecho de que el Alfa-HCH no fue detectado en la mayoría de los sitios muestreados, situación que pudo ser generada por el patrón de uso de este plaguicida en la cuenca de la Bahía. En este sentido, ambas situaciones pueden explicar las pocas posibilidades de su acumulación en los tejidos de los peces y ostiones.

Por otro lado, la vida media hidrolítica del Alfa-HCH indica dependencia con la temperatura. A una temperatura de 20°C y a pH 8, el período de semi

desintegración es de 0,8 años, a menos temperatura (5°C, pH 7,8) aumenta a 26 años, mientras que con pH 8 y 0°C la hidrólisis es más lenta con un período de semi desintegración estimado de 63 años (PNUMA, 2007).

En este estudio las mediciones de la temperatura y de pH en situ durante el muestreo oscilaron entre los 28,9°C a 31,9°C y el pH entre los 6,42 a 8,35 respectivamente. Bajo estas condiciones, se podría asumir que la vida media para el Alfa-HCH sería de menos de un año. Lo que sugiere que hay un aporte constante de este producto químico a la Bahía.

En Nicaragua en la década de los 80's fueron prohibidos aproximadamente 29 plaguicidas entre ellos el Lindano, de cuya producción intermedia se obtiene el Alfa-HCH (Ruiz. M., J., 2004). Teniendo esta prohibición aproximadamente 19 años de haberse decretado implicaría que este plaguicida debió haberse degradado por completo en la Bahía. Se podría suponer entonces que este compuesto sigue siendo utilizado en zonas agrícolas aledañas a la Bahía de Bluefields.

Por otro lado las concentraciones del Alfa-HCH detectados en las aguas de la laguna no superan las Normas para la Clasificación de los Recursos Hídricos de acuerdo a sus usos para el tipo 3 (Aguas marinas o medios costeros destinados a la cría y explotación de moluscos para su consumo humano) y del tipo 4 (Aguas destinadas a balnearios, deportes acuáticos, pesca deportiva, comercial y de subsistencia) en la que establecen un límite máximo para los plaguicidas organoclorados de 0,2 mg.L⁻¹ (200 000 ng. L⁻¹) respectivamente.

La guía Canadiense de calidad de agua dulce superficial para la protección de la vida acuática (CWQG, 2007 por sus siglas en inglés) y la legislación de la República de Argentina, decreto N° 831/1993 que hace referencia a los valores

guías Canadienses (CWQG, 1987), establece una concentración máxima aceptable de $0,01 \text{ ug.L}^{-1}$ (10 ng.L^{-1}) para el Lindano y Alfa-BHC respectivamente. Ninguna de las concentraciones detectadas en los sitios muestreados en la Bahía de Bluefields son mayores a los niveles guías de estos países.

El Alfa - HCH y Gamma - HCH (Lindano) fueron observados en 1996 en las aguas de la Bahía en concentraciones de $11,8 \text{ ng.L}^{-1}$ y $2,7 \text{ ng.L}^{-1}$ respectivamente (CIMAB, 1996). Estos valores son superiores a los observados en este estudio. Posteriormente la presencia del Alfa - HCH fue reportada por el proyecto Reduciendo el Escurrimiento de Plaguicidas al Mar Caribe (REPCar, 2008-2011). En este estudio se refleja que la presencia de este compuesto corresponde a menos del 5% en relación con todos los demás compuestos detectados. Este estudio, también reportó la asociación de compuestos orgánicos persistentes con el arrastre de sólidos suspendidos proveniente de las cuencas hidrográficas del Rio Escondido y Cuenca entre Rio Escondido y Punta Gorda, las cuales drenan en la Bahía.

Comparando todas estas observaciones con las del presente estudio, se podría suponer que la presencia del Alfa-HCH ha ido disminuyendo, ya que sus concentraciones en este compartimento ambiental fueron de varias unidades menos.

4.2.2. Plaguicidas organoclorados en agua (Época de verano)

Del grupo de plaguicidas organoclorados analizados en este período, únicamente fue detectado el Endosulfan II en un solo sitio de los ocho muestreados. Este compuesto fue reportado en la Bocana de Kukra River, que es uno de los sitios que mayormente influye en el aporte de material en suspensión a la Bahía.

El Endosulfan II es conocido como Beta-endosulfan y junto con el otro isómero (Alfa-endosulfan) conforman el Endosulfan técnico en una proporción de 3 a 7 respectivamente. Ambos isómeros son bastantes resistentes a la foto degradación, no así los metabolitos del Endosulfan técnico (Sulfato de Endosulfan y diol de Endosulfan) que son susceptibles a la fotólisis (Volger, B., 2008).

Una vez incorporado en el agua de los ríos, a temperatura normal y expuesta a la luz solar, el Endosulfán desaparece al cabo de 4 semanas. A la primera semana aparece su primer producto de degradación que es el sulfato de Endosulfán, producto que se encuentra con más frecuencia en el agua. La degradación se genera en aguas con pH neutros, pero bajo condiciones de extrema alcalinidad, la vida media es de 1 día (Carvalho et al., 1999).

En general en aguas superficiales, el Endosulfán se elimina rápidamente ya sea por hidrólisis (Vida media < 11-19 días a pH 7, y Vida media > 4- 6 horas a pH 9), o se absorbe en el sedimento. Estudios sobre el comportamiento del Endosulfan en los sedimentos de diferentes cuerpos de agua, muestran que este producto se elimina rápidamente del agua para ser absorbido por el sedimento, con una limitada disponibilidad para los organismos acuáticos. Una vez que ingresa al sedimento la ruta de degradación es la misma que en el suelo, lo que significa que la biota acuática no está expuesta de forma significativa al Endosulfan (Volger, B., 2008).

Según ATSDR (2000), el escurrimiento producto de la precipitación puede arrastrar el Endosulfán que se encuentra adherido a las partículas del suelo hacia las aguas superficiales. Una vez ingresado en éstos cuerpos de agua, el Endosulfán no se disuelve fácilmente, la mayor parte se adhiere a las partículas del suelo flotando en el agua o se adhiere al sedimento del fondo. La fracción del Endosulfán que se disuelve en el agua es degradada con el tiempo.

Cabe destacar que una vez que estos contaminantes son descargados en el ambiente acuático sufren procesos físicos, químicos y biológicos que van a definir sus concentraciones y destino en el medio acuático. Esos procesos incluyen el transporte debido a las características advectivas/dispersivas del cuerpo de agua, adsorción, volatilización, difusión, hidrólisis, fotólisis, biodegradación, bioconcentración y bioacumulación (CEPIS, 1998).

El haber detectado el Endosulfán II en un solo sitio de la Bahía, probablemente fue debido al proceso de transporte de las moléculas generado por las características advectivas/dispersivas de la Bahía. Debido a que la vida media del Endosulfan es apenas de días, su detección evidencia la reciente aplicación en las áreas aledañas a la Bahía.

Los niveles guía Canadienses de calidad de agua dulce superficial para la protección de la vida acuática (CWQG, 2007), y la legislación de la República de Argentina según decreto N° 831/1993 que refiere a los valores guía Canadienses (CWQG, 1987), establecen una concentración máxima aceptable de $0,02 \mu\text{g.L}^{-1}$ (20 ng.l^{-1}) para ambos compuestos; Endosulfan I y Endosulfan II (Alfa y Beta) respectivamente. Por otro lado, la legislación de la República de Argentina que hace referencia la USEPA (1991) y a la legislación federal de Brasil (1986), establece niveles guía de $0,087 \mu\text{g.L}^{-1}$ (87 ng.l^{-1}) y $0,034 \mu\text{g.L}^{-1}$ (34 ng.l^{-1}) para aguas saladas y salobres superficiales respectivamente. La concentración detectada ($1,10 \text{ ng.l}^{-1}$) en la Bocana de Kukra River, no superó ninguno de los valores guías citados.

Uno de los primeros estudios realizados por el CIMAB en el año 1996 para evaluar las concentraciones de plaguicidas organoclorados reportó el Endosulfán y su metabolito (sulfato de Endosulfán) en los sedimentos de 17 ng.g^{-1} y valores entre $0,30 \text{ ng.g}^{-1}$ a $0,80 \text{ ng.g}^{-1}$ respectivamente, no así en sus aguas (CIMAB, 1996). El

programa de monitoreo del proyecto REPCar realizado en el periodo del 2008 al 2011, se reportan concentraciones de Endosulfan II en aproximadamente el 5% de los resultados analíticos para los plaguicidas individuales en muestras de agua. Cabe destacar que en este último estudio no fueron reportados los valores para dichas concentraciones, por lo que no se podrá valorar las variaciones en las concentraciones detectadas con las de este estudio.

4.2.3 Plaguicidas organoclorados en sedimentos (Época de invierno)

Los plaguicidas Lindano y pp-DDE fueron detectados en el 87% de los sitios muestreados. El Lindano presenta las mayores concentraciones, y estas oscilaron entre $2,00 \text{ ng.g}^{-1}$ y $7,00 \text{ ng.g}^{-1}$, reportándose los mayores niveles en los sitios Yaladina y Bocana de Kukra River con $4,53 \text{ ng.g}^{-1}$ y $6,66 \text{ ng.g}^{-1}$ respectivamente. En cambio, las concentraciones del pp-DDE principal metabolito del pp-DDT, oscilaron entre $0,05 \text{ ng.g}^{-1}$ y $6,00 \text{ ng.g}^{-1}$, presentando las mayores concentraciones en el Muelle Municipal de Bluefields con $5,40 \text{ ng.g}^{-1}$, seguido de la Bocana de Kukra River con $0,24 \text{ ng.g}^{-1}$, (Figura 9).

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostras, 2011-2012

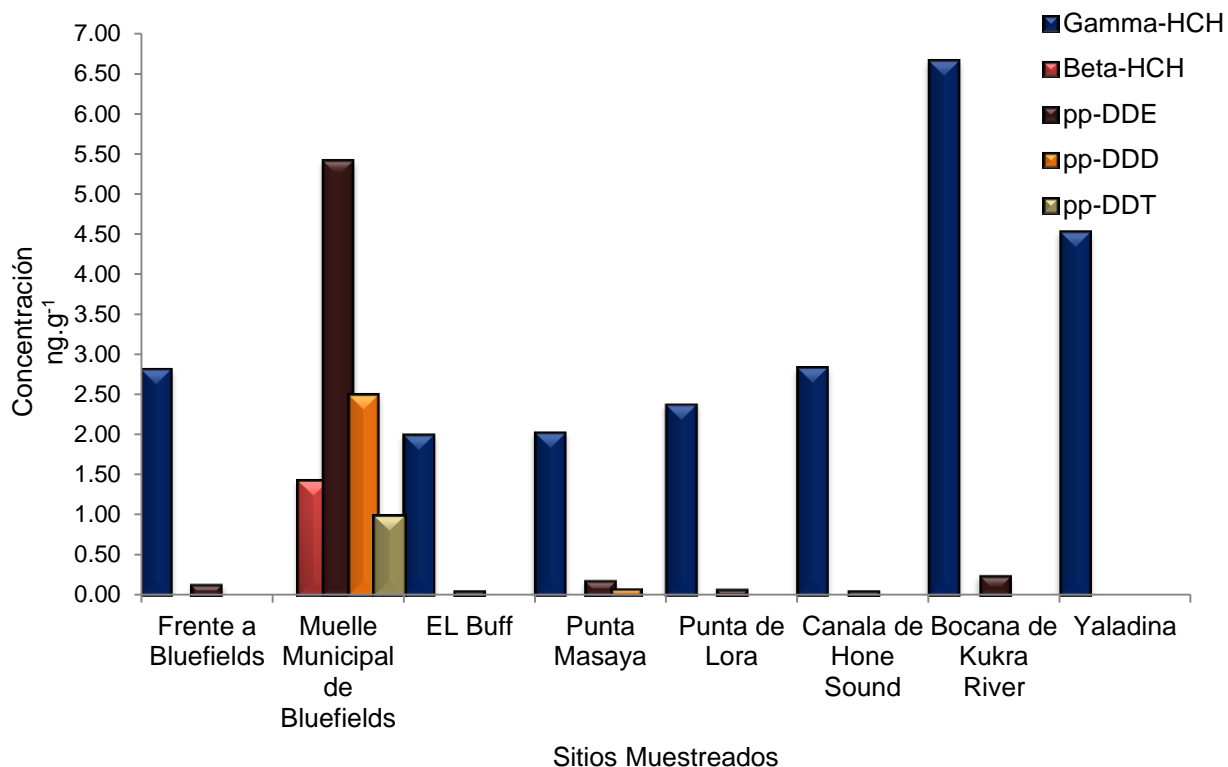


Figura 7. Plaguicidas organoclorados detectados en los sedimentos de la Bahía de Bluefields. Época de invierno -2011.

Por otro lado las concentraciones más altas de Lindano fueron observadas en los sitios muestreados en el lóbulo sur de la Bahía de Bluefields; Bocana de Kukra River; 6,66 ng.g⁻¹, Yaladina; 4,53 ng.g⁻¹ y Canala de Hone Sound; 2,84 ng.g⁻¹ siendo la Bocana de Kukra River el que presenta las mayores concentraciones. Las mayores concentraciones de Lindano detectadas en esta área, podría atribuirse a la acumulación de sedimentos contaminados en la zona, ocasionado por el patrón de circulación de las corrientes de agua dentro de la Bahía.

Repcar (2008-2011), también reportó niveles de Lindano (1,67 ng.g⁻¹) en la desembocadura del Kukra River, en la desembocadura del Río Torsuani (7,54 ng.g⁻¹) y en la Salida al Mar Caribe – Estrecho de Hone Sound (1,63 ng.g⁻¹) en invierno del 2008, sobrepasando éstos los valores guía establecidos por la NOAA

para los sedimentos. En general el Lindano fue el plaguicida más recurrente detectado en las muestras tanto para agua como de sedimento.

En el resultado del análisis de plaguicidas organoclorados en los sedimentos de la Bahía de Bluefields se detectó el isómero Beta-HCH solamente en El Muelle Municipal de Bluefields (Figura 9). Este isómero al igual que el Alfa-HCH, se produce como elemento constitutivo del HCH técnico utilizado como insecticida organoclorado, ambos pueden transformarse biológicamente en Beta-HCH, (PNUMA, 2008).

A pesar que el Beta-HCH solamente se encontró en un sitio, se considera que es el isómero más recalcitrante debido a su estructura química. USEPA (2006) afirma que los isómeros del HCH son resistentes a los procesos abióticos como la fotólisis y la hidrólisis (salvo con pH básico). El Beta-HCH está moderadamente asociado con la materia orgánica y está biodisponible en el medio ambiente y para la biota (PNUMA, 2008).

Comparando las concentraciones de Lindano detectado en los sedimentos de todos los sitios muestreados en la Bahía de Bluefields ($2,00 \text{ ng.g}^{-1}$ a $7,00 \text{ ng.g}^{-1}$) con los valores guía Canadienses de calidad ambiental (CEQG) para los sedimentos de cuerpos de agua dulce y marina, este compuesto superó los valores guía interino de calidad de los sedimentos (ISQG; $0,94 \text{ ng.g}^{-1}$ y $0,32 \text{ ng.g}^{-1}$) así como los valores de concentración a la cuales probablemente se observe algún efecto (PEL; $1,38 \text{ ng.g}^{-1}$ y $0,99 \text{ ng.g}^{-1}$) respectivamente.

Por otro lado, las concentraciones detectadas de pp-DDT ($0,98 \text{ ng.g}^{-1}$) en el Muelle Municipal de Bluefields, no superó los valores guías (ISQG; $1,19 \text{ ng.g}^{-1}$) y (PEL; $4,77 \text{ ng.g}^{-1}$) establecido para los sedimentos de agua dulce y marina respectivamente. En cambio en este mismo sitio las concentraciones detectadas

del pp-DDE ($5,41 \text{ ng.g}^{-1}$) superó los valores ISQG ($1,42 \text{ ng.g}^{-1}$ y $2,07 \text{ ng.g}^{-1}$) para sedimentos de aguas dulces y marinas/estuarinas respectivamente, los valores guía PEL ($6,75 \text{ ng.g}^{-1}$ y 374 ng.g^{-1}) para ambos cuerpos de agua no fueron superados.

Siempre en el Muelle Municipal de Bluefields, las concentraciones detectadas de pp-DDD; ($2,50 \text{ ng.g}^{-1}$) superó el valor guía ISGQ ($1,22 \text{ ng.g}^{-1}$) para los sedimentos de cuerpos de agua marina, pero no así el valor guía de agua dulce (ISGQ; $3,54 \text{ ng.g}^{-1}$). En cuanto a los valores guía PEL ($8,51 \text{ ng.g}^{-1}$ y $7,81 \text{ ng.g}^{-1}$) para los sedimentos de ambos cuerpos de agua (dulce y marina), estos no fueron superados. La acumulación de estos contaminantes en los sedimentos los convierte en una ruta de exposición para la biota acuática debido a que estos compuestos son pocos solubles en agua, solubles en lípidos y con altos valores de K_{ow} (Coeficiente de Particionamiento) lo que los hace altamente bioacumulables en la biota acuática.

El pp-DDT comenzó a ser utilizado en Nicaragua hace más de 50 años con el propósito de erradicar la malaria. Posteriormente fue eliminado su uso en el año 1991 por los riesgos que implicaban a la salud de los trabajadores de la salud y de la población (MINSAs-Nicaragua). Estudios afirman que este insecticida dejó de usarse a mediados de los años 60 y hasta el año 1979, ya para los años ochenta el uso del DDT fue prohibido y los restos de insecticida que estaban almacenados fueron vendidos a la población, terminando así con todas las cantidades existentes. Posteriormente el huracán Juana destruyó los almacenes que contenían este compuesto, contaminando directamente el agua y los sedimentos, convirtiéndose la ciudad de Bluefields durante tres décadas en una fuente potencial de contaminación por plaguicidas organoclorados (Dumailo, S., 2003).

Una vez que este compuesto se incorporó a la Bahía, la mayor parte se degradó lentamente a DDE y DDD por los microorganismos. Se considera que la mitad del DDT en el suelo se degrada en 2-15 años, dependiendo del tipo de suelo, (ATSDR, 2002). Esto sugiere que la presencia del pp-DDT en las muestras de este cuerpo de agua pueda deberse a su reciente uso.

Las concentraciones del pp-DDT y sus metabolitos detectadas en este estudio muestran que el pp-DDE representa el 63%, el pp-DDD el 27% y el pp-DDT el 10% en relación a la sumatoria del DDT total (Σ DDT; $9,69 \text{ ng.g}^{-1}$). Lo que evidencia que la mayoría del pp-DDT está siendo degradado al pp-DDE y poco a pp-DDD. En general el DDE además de presentar el porcentaje de concentración más alto con respecto a la Σ DDT también estuvo presente en la mayoría de los sitios muestreados (87%).

Comparando estos resultados con las concentraciones de pp-DDE obtenidas en el estudio realizado por el CIMAB en año de 1996, en donde las concentraciones oscilaron entre $0,80 \text{ ng.g}^{-1}$ y $5,00 \text{ ng.g}^{-1}$. Se puede inferir que la diferencia en las concentraciones no es significativa.

Dumailo en 2003, reporta concentraciones entre $110,0 \text{ ng.g}^{-1}$ a $133,0 \text{ ng.g}^{-1}$ para el pp-DDE y para el pp-DDD y el pp-DDT valores entre los $6,0$ y $7,0 \text{ ng.g}^{-1}$, al comparar los niveles encontrados por este autor con los obtenidos en el presente estudio, se observa que las concentraciones del pp-DDT y sus metabolitos han ido disminuyendo en los últimos años.

Resultados similares fueron obtenidos en este estudio, en donde se observa que en la Bocana de Kukra River y Muelle Municipal de Bluefields, fueron detectadas las mayores concentraciones de Lindano y pp-DDE respectivamente, predominando en estos sitios los sedimentos del tipo franco-arcillo-limoso y arcillo-

limoso los que presentaron los mayores porcentajes de materia orgánica, siendo el común los sedimentos de la Bahía de Bluefields la combinación del limo con la arcilla.

Por otro lado las concentraciones de Lindano detectados en el 88% de los sitios muestreados reflejaron una relación directa entre el porcentaje de materia orgánica y las concentraciones detectadas, en donde los sitios con mayor porcentaje de materia orgánica presentan las mayores concentraciones de Lindano y viceversa.

Varios autores afirman que la presencia de productos de degradación de insecticidas organoclorados, como Dieldrín, (al que se convierte el Aldrín), pp-DDE, pp-DDD, isómeros del HCH técnico (Alfa-HCH, Beta-HCH, Delta-HCH y Lindano) y la forma epóxido del Heptacloro, evidencian un proceso de degradación continua de estos grupos de compuestos, que han sido prohibidos en el año 1993 (con excepción de Lindano, prohibido en 2009) (RepCar, 2008-2011).

4.2.4 Plaguicidas en sedimentos (Época de verano)

Los plaguicidas organoclorados se caracterizan por su baja solubilidad en agua y su elevada solubilidad en la mayoría de los solventes orgánicos, poseen bajo presión de vapor y una alta estabilidad química así como una notable resistencia al ataque de los microorganismos (CEPIS, 1998). En este estudio fueron reportados un mayor número de plaguicidas organoclorados en muestras de sedimento que en las de aguas. Lo que sustenta el hecho de que estos compuestos son poco solubles en agua.

Los resultados del muestreo realizado en esta época (verano) reportan la presencia de los mismos plaguicidas organoclorados detectados en la época de invierno. El pp-DDT se encontró en Punta Masaya ($0,70 \text{ ng.g}^{-1}$) y en el Muelle Municipal de Bluefields ($0,61 \text{ ng.g}^{-1}$). El pp-DDE fue detectado en Kukra River ($0,04 \text{ ng.g}^{-1}$), Canala de Hone Sound ($0,06 \text{ ng.g}^{-1}$), Punta de Lora ($0,08 \text{ ng.g}^{-1}$), El Bluff ($0,10 \text{ ng.g}^{-1}$), Frente a Bluefields ($0,19 \text{ ng.g}^{-1}$), Punta Masaya ($0,25 \text{ ng.g}^{-1}$) y el Muelle Municipal de Bluefields ($1,57 \text{ ng.g}^{-1}$).

Los sitios; Punta Masaya y el Muelle Municipal de Bluefields fueron los únicos dos sitios que además de haberse detectado el pp-DDE, también fueron detectados el pp-DDD y pp-DDT. En Punta Masaya el pp-DDD presentó concentraciones de $0,18 \text{ ng.g}^{-1}$ y el pp-DDT de $0,70 \text{ ng.g}^{-1}$. En el Muelle Municipal de Bluefields el pp-DDT se detectó en concentraciones de $0,61 \text{ ng.g}^{-1}$ y el pp-DDD de $0,75 \text{ ng.g}^{-1}$. Este último sitio fue el único en el cual fue detectado el Lindano las concentraciones detectadas fueron de $0,22 \text{ ng.g}^{-1}$ (Figura 10).

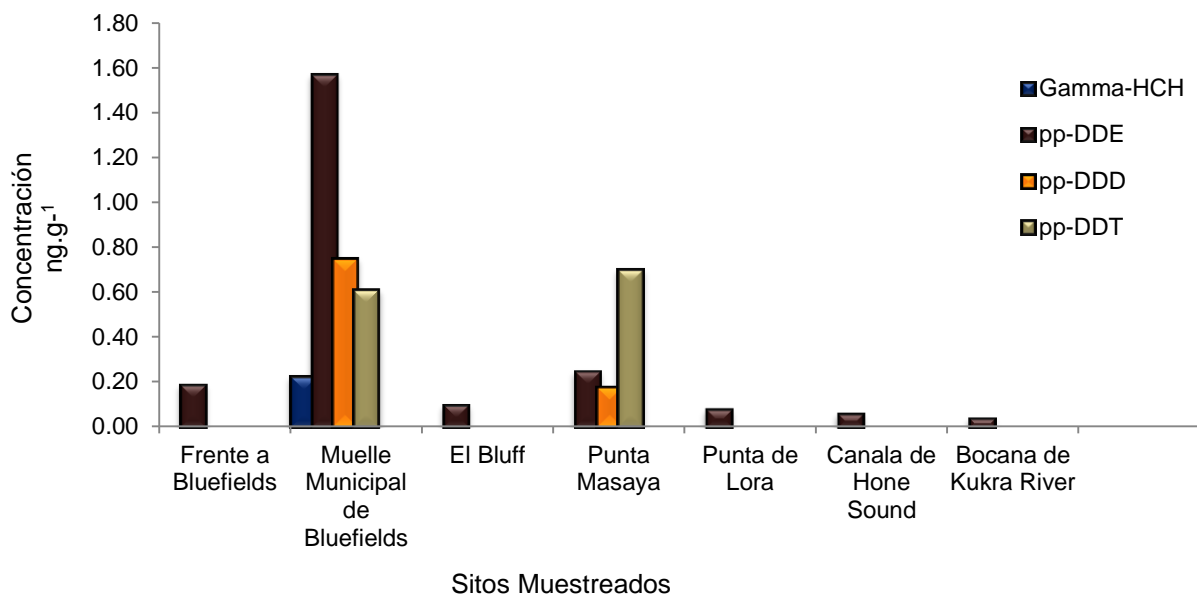


Figura 8. Concentraciones de los plaguicidas organoclorados en los sedimentos de la Bahía de Bluefields. Época de verano -2012

Al diferencia de la Época de invierno, en ésta época de muestreo predominó la presencia del pp-DDE sobre el Lindano. Este último compuesto solo fue detectado en el Muelle Municipal de Bluefields, mientras que el pp-DDE se detectó en 7 de los 8 sitios lo que equivale al 88% de los sitios muestreados, teniendo el pp-DDE mayor presencia que los demás plaguicidas detectados. El pp-DDT y el pp-DDD estuvieron presente en solo en 2 sitios representando el 25% de los sitios muestreados.

El comportamiento que presentó el pp-DDT y sus metabolitos en la época de invierno, fue similar a las reportadas para la época de verano. El pp-DDE representó el 53%, el pp-DDD el 22% y el pp-DDT el 31% en relación a la sumatoria total del Σ DDT ($4,578 \text{ ng.g}^{-1}$). Lo que reafirma la suposición de que en ambas épocas de muestreos (invierno y verano), el pp-DDT esta siendo degradado a pp-DDE. Este último compuesto mencionado fue detectado en 7 de los 8 sitios muestreados equivalente al 87% de los sitios, seguido de los plaguicidas pp-DDD y pp-DDT, ambos detectados en 2 de los 8 sitios, lo corresponde a un 25% de los sitios muestreados. Cabe recalcar que las concentraciones de plaguicida detectados en el muestreo de la época de verano fueron menores a las detectadas en la época de invierno. Sin embargo en muestras medioambientales el pp-DDE es el componente predominante de la Σ pp-DDT (García D., J., 2002).

El pp-DDE presento una amplia presencia a lo largo de la Bahía, iniciando con las mayores concentraciones en el lóbulo norte (Muelle Municipal de Bluefields y Punta Masaya) con una disminución progresiva hacia el lóbulo sur (Figura 10). En el estudio realizado por REPCar para la evaluación de plaguicidas organoclorados y organofosforados persistentes en los sólidos suspendidos provenientes de las cuencas hidrográficas de la Bahía (cuena 61 y 63), compuestos de este tipo fueron detectados, evidenciando el transporte de estos contaminantes a través de la cuenca de drenaje (RERCAR, 2008-2011). Lo que podría hacer suponer que los

mayores aportes del DDT y sus metabolitos y de otros compuestos, están ingresando a la Bahía adheridos a los sólidos en suspensión a través del cauce del Rio Escondido y se dispersan principalmente por el patrón de circulación Norte-Sur de las corrientes generadas dentro de la Bahía, lo que explicaría el comportamiento decreciente con dirección Norte-sur de las concentraciones detectadas de pp-DDE.

Las concentraciones detectadas de pp-DDT en el Muelle Municipal de Bluefields ($0,61 \text{ ng.g}^{-1}$) y Punta Masaya ($0,7 \text{ ng.g}^{-1}$) no superaron los valores guía Canadienses de calidad para los sedimentos de agua dulce y marinos (ISGQ; $1,19 \text{ ng.g}^{-1}$), tampoco superaron el nivel probable de efectos (PEL) establecidos para el DDT (total) de $4,77 \text{ ng.g}^{-1}$.

Las concentraciones detectadas de pp-DDD en Punta Masaya ($0,18 \text{ ng.g}^{-1}$) y en el Muelle Municipal de Bluefields ($0,75 \text{ ng.g}^{-1}$) no sobrepasaron los niveles ISGQ de ($3,54 \text{ ng.g}^{-1}$ y $1,22 \text{ ng.g}^{-1}$) y PEL ($8,51 \text{ ng.g}^{-1}$ y $7,81 \text{ ng.g}^{-1}$) establecidos para agua dulce y marina respectivamente. Las concentraciones de pp-DDE detectadas en los 7 sitios muestreados (Muelle Municipal de Bluefields, Frente a Bluefields, El Bluff, Punta Masaya, Punta de Lora, Canala de Hone Sound y Bocana de Kukra River) que presentaron un margen entre los $0,04 \text{ ng.g}^{-1}$ a $1,57 \text{ ng.g}^{-1}$, solo las concentraciones del DDE en el Muelle Municipal de Bluefields que fue de $1,57 \text{ ng.g}^{-1}$, superó los valores guías ISGQ ($1,42 \text{ ng.g}^{-1}$) para agua dulce. Los valores ISGQ para agua marinas ($2,07 \text{ ng.g}^{-1}$) y el nivel probable a la cual probablemente se pudiera observar algún efecto adverso PEL: $6,75 \text{ ng.g}^{-1}$ para agua dulce y 374 ng.g^{-1} correspondiente para agua marina no fueron superados.

El Lindano ($0,22 \text{ ng.g}^{-1}$) detectado en el Muelle Municipal de Bluefields tampoco superó el ISQG ($0,94 \text{ ng.g}^{-1}$ y $0,32 \text{ ng.g}^{-1}$) al igual que el PEL ($1,38 \text{ ng.g}^{-1}$ y $0,99 \text{ ng.g}^{-1}$) para agua dulce y marina respectivamente. La presencia de estos

compuestos en este compartimento, no representa un riesgo para la biota acuática de la Bahía.

4.2.5 Plaguicidas organoclorados en biota (Época de invierno)

Las poblaciones de organismos que habitan en el medio acuático captan los contaminantes en este caso particular los plaguicidas organoclorados por dos rutas; por medio del agua y de la cadena trófica, variando la importancia de cada una en función de su situación dentro de la red trófica dulceacuícola (Aguilar, J., M., 2007).

Por tanto la incorporación de estos compuestos en las fases bióticas está gobernada por mecanismos hidrofóbicos, observándose una correlación positiva, de tipo potencial, entre los Coeficientes de Bioacumulación (K_b) y los Coeficientes de Partición n-octanol/agua (K_{ow}) (García D., J., 2002).

De los dos bancos de ostiones muestreados tanto en el lóbulo norte como sur de la Bahía, solamente en uno se detectó el plaguicida pp-DDE en una concentración de $2,41 \text{ ng.g}^{-1}$ (Tabla 13). El pp-DDE y pp-DDD son plaguicidas organoclorados que entran al ambiente como contaminantes producto de la degradación del pp-DDT. Ambos compuestos y especialmente el pp-DDE, se acumula en plantas, tejidos grasos de peces, aves y otros animales (ATSDR, 2002).

Cabe destacar que no existen valores específicos de referencia para evaluar las concentraciones encontradas del Gamma-clordano en productos pesqueros, tampoco existen normas FAO/OMS sobre el contenido máximo de plaguicidas organoclorados en pescado. Organizaciones como la FDA, (1995) establece concentraciones de 0,3 ppm (300 ng.g^{-1}) para el Clordano en peces y mariscos. La

EPA recomienda valores máximos en peces para la pesca recreacional y de subsistencia concentraciones de 0,114 ppm y 0,014 ppm (114 y 14 ng.g⁻¹) (US. EPA, 2000).

Para el pp-DDT total la FDA estableció un nivel de 5,0 ppm (5000 ng.g⁻¹) aceptados como peligrosos para la salud humana y la EPA valores recomendados de 0,117 y 0,014 ppm (117 y 14 ng.g⁻¹) en peces para la pesca recreacional y de subsistencia respectivamente (USEPA, 2000). Si se comparan los valores guía para el DDT total con la concentración de pp-DDE detectadas en ostiones (2,41 ng.g⁻¹), éste compuesto no supera dichos niveles. Por otro lado, si se comparan las concentraciones del Gamma-Clordano (1,22 ng.g⁻¹) detectado en el bagre con los valores guía para Clordano, esta tampoco superó los valores recomendados. Por tanto las concentraciones de los plaguicidas organoclorados encontrados en peces y ostiones se encuentran muy por debajo de los valores guía establecidas por dichas organizaciones.

En el estudio realizado por el REPCar en el 2009, donde se analizaron muestras de biota (ostiones) en las cercanías de la “Salida al Mar Caribe – Estrecho de Hone Sound, y durante el verano del año 2010 en los bancos ubicados en el trayecto entre la ciudad de Bluefields y el puerto del Bluff, no reportaron residuos de plaguicidas, a diferencia de este estudio, en la que si fueron detectadas concentraciones de pp-DDE.

En los ambientes acuáticos, los moluscos son utilizados para monitorear los cambios causados por la contaminación en el ambiente, debido a que viven en contacto directo con los sedimentos de los cuerpos de agua donde habitan, acumulando los contaminantes contenidos en ella. Los bivalvos son estimados como los mejores bioindicadores, no sólo por su forma de vida y hábitos tróficos, sino también porque son una fuente importante de alimento, los que al acumular

los contaminantes presentes en los sedimentos pueden convertirse en una fuente potencial de exposición para los seres humanos que los consumen.

4.2.5 Plaguicidas organoclorados en biota (Época de verano)

Cualquier agente capaz de producir un efecto nocivo en un sistema biológico, daño a sus funciones o la muerte se considera una sustancia tóxica, o agente tóxico (CEPIS, 1998). Tal es el caso de los plaguicidas organoclorados considerados sustancias tóxicas, por lo que la mayoría de ellos fueron incluidos en la lista de contaminantes tóxicos prioritarios de la EPA, OMS-OPS y la Comisión Internacional para la Protección del Río Rin contra la Polución (CIPR) (CEPIS, 1998).

Del grupo de plaguicidas organoclorados analizados en la época de verano solamente fue detectado el pp-DDE en las muestras de biota (peces y ostiones). La especie Bagre colectado en Canala de Hone Sound presentó concentraciones de $1,00 \text{ ng.g}^{-1}$ y en los ostiones colectados en el sitio Punta Masaya al norte de la Bahía de Bluefields se encontraron concentraciones de $2,77 \text{ ng.g}^{-1}$.

Según el nivel de acción establecida por la Federación de Medicinas y Alimentos (FDA, 1995) que sugiere niveles máximos de 500 ng.g^{-1} para el DDT total en mariscos, indican que las concentraciones detectadas no superan estos niveles. Estos compuestos no representan un riesgo para la salud de la población consumidora de estos organismos acuáticos.

Esta relación inversa entre la concentración de exposición y la bioconcentración parece válida con compuestos de baja polaridad, pero no con los de elevada polaridad, En los tejidos de peces y ostiones las concentraciones de pp-DDE fue

ligeramente mayor en ostiones durante la época de verano en comparación con los resultados para la época de invierno, mientras que las concentraciones detectadas en el Bagre fue ligeramente mayor en la época de verano.

4.3 Metales pesados en agua, sedimentos y tejidos biológicos

4.3.1. Metales pesados en agua. (Época de invierno)

Generalmente los metales son considerados contaminantes ambientales y son metales pesados cuando su densidad con respecto al agua es mayor que cinco g/cm³. Hoy en día los metales se clasifican en base a su química y no por su densidad. Esta clasificación es importante porque hay algunos metales que no son pesados pero que pueden ser contaminantes ambientales de importancia como el Aluminio (Walker C., H., *et al* 2006).

Los resultados del análisis del contenido de metales pesados (Mercurio total y Plomo total) en agua reflejan la presencia de estos elementos en algunos sitios estudiados (Tabla 13), sin embargo en la mayoría de los sitios, las concentraciones son inferiores a los límites de detección (ld) del método aplicado.

El Plomo total fue detectado únicamente frente a Bluefields (Tabla 13). En cambio las concentraciones detectadas de Mercurio total en: Canala de Hone Sound, EL Bluff, Punta Masaya y Muelle Municipal de Bluefields son inferiores a las concentraciones del Plomo, los cuales variaron entre los 0,10 µg.L⁻¹ a 0,19 µg.L⁻¹. El Mercurio se bioacumula directamente en los organismos, en particular en la biota que se alimenta principalmente de partículas en suspensión, pero la biomagnificación del Plomo en la cadena alimentaria acuática no es aparente, pues los niveles de Plomo, así como los factores de bioacumulación, disminuyen en el nivel trófico (PNUMA, 2010).

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

Tabla 10. Resultado de metales pesados en muestras de agua de la Bahía de Bluefields, expresado en $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Época de invierno-2011).

Sitio muestreado	Mercurio Total	Plomo Total
Yaladina	<ld	<ld
Bocana de Kukra River	<ld	<ld
Canala de Hone Sound	0,19	<ld
Punta de Lora	<ld	<ld
EL Bluff	0,18	<ld
Frente a Bluefields	<nd	4,77
Punta Masaya	0,10	<ld
Muelle Municipal de Bluefields	0,12	<ld

<ld: por debajo del límite de detección

Concentraciones de Plomo han sido reportadas en estudios previos realizados en la Bahía de Bluefields con valores máximos de hasta $111,78 \mu\text{g.L}^{-1}$ (Rosell, V., L., 2009), que al ser comparadas con las reportadas en este trabajo puede discernirse que existe una diferencia en los niveles de concentración de este elemento. Sin embargo según Rosell, V., L., (2009) dichas concentraciones fueron atribuidas a un foco puntual de contaminación al momento del muestreo.

La presencia del Plomo en algunos cuerpos de agua ha sido atribuida por mucho tiempo a la combustión incompleta del combustible fósil (gasolina con contenido de plomo). En la Bahía de Bluefields se observó coincidentemente que la concentración de Plomo observada en el único sitio (Frente a Bluefields), de los ocho sitios muestreados en la Bahía, está estrechamente relacionada con el área en donde la actividad de transporte acuático es más intensa. Sin embargo no puede ser descartada la probabilidad de que en el resto de sitios los niveles de Plomo sean inferiores a los límites instrumentalmente detectables.

El uso de gasolina con aditivo de Plomo en la actividad del transporte acuático, pudo haber sido una de las fuentes de contaminación para la Bahía de Bluefields,

otras fuentes probables que podrían estar contribuyendo al incremento de los niveles de este metal, son los pequeños talleres de baterías viejas de automóviles que se encuentran ubicados cerca de los riachuelos y/o criques que utilizan estos pequeños cuerpos de agua como vertederos de sus desechos, las reparaciones y el uso de pintura con Plomo y Cobre en los cascos de los barcos pesqueros en el Astillero de Pescanica (Castro, A., R., 2007), pudieron haber aportado concentraciones de Plomo a la Bahía.

Una vez que los metales ingresan al medio acuático, estos pueden estar presente en la fases disueltas (cationes o iones complejas) que pueden ser captadas tanto por los organismos como por arcillas, en esta fase se da la fijación del metal en el tejido orgánico, debido a la biodisponibilidad que presenta el metal en forma de catión, provocando que el metal interfiera en funciones básicas del organismo (Botello *et al.*, 1998). Además en esta fase, los metales tienen la capacidad de unirse a ciertas cadenas de carbono y de esta manera bioacumularse. La existencia de pH ácidos (< 7) favorece la solubilidad y a la disponibilidad de los mismos, aunado a las altas temperaturas aumenta la toxicidad de algunos de ellos (García C., D., J., 2002). El pH de la Bahía osciló entre 6,0 y 8,4 unidades de pH y la temperatura entre los 25°C a 32°C. Estos resultados dan la pauta para suponer que en dependencia de las concentraciones detectadas los metales pudieran presentar algún grado de toxicidad para la biota acuática.

Por otro lado, la dinámica de entrada (llenante) y salida (vaciante) de agua dulce de los ríos que desembocan en la Bahía (Río Escondido, Kukra River, Torsuani entre otros) y de agua del mar proveniente del Mar Caribe, generan corrientes superficiales con dirección norte-sur (Figura 11), este fenómeno ayuda a la distribución de los metales a lo largo de la Bahía. La dinámica de entrada y salida de agua dulce y marina de la Bahía podría haber distribuido las concentraciones de Mercurio en toda la Bahía.

El comportamiento de las concentraciones detectadas de Mercurio presentan una distribución en dirección de norte a sur, detectándose las mayores concentraciones en el lóbulo sur, probablemente debido a que las aguas de la Bahía recircula en este sitio (Figura 11).

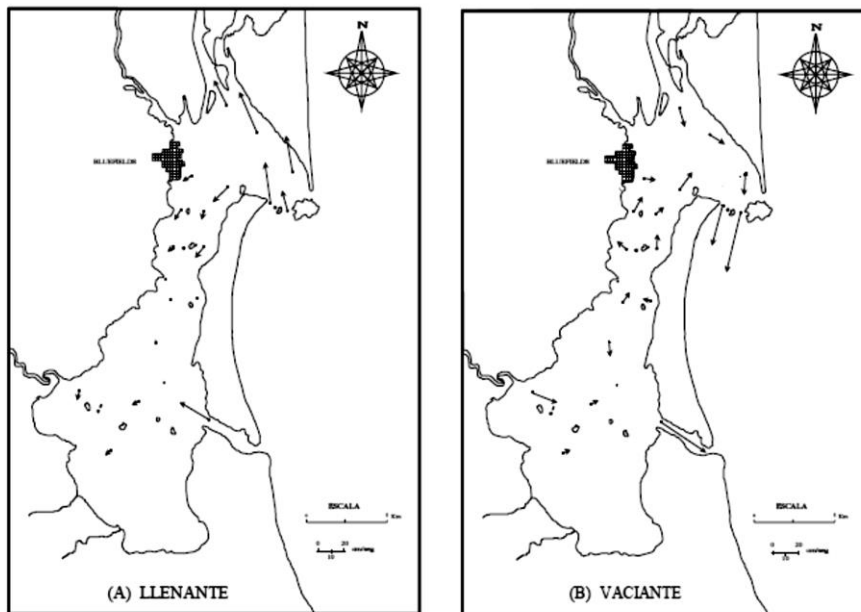


Figura 9. Corrientes superficiales de la Bahía de Bluefields. Fuente: CIMAB, 1996.

Otro factor que podría estar influenciando las bajas concentraciones de Mercurio en la Bahía, podría ser el tiempo de residencia de las aguas, la cual es de 3 a 4 días. La constante renovación de las aguas permite la eliminación de los contaminantes presentes en la fase disueltas y adheridas a las partículas en suspensión.

El Plomo una vez que penetra en los cuerpos de agua, este precipita rápidamente desde la columna de agua hacia los sedimentos como sales insolubles (carbonato, sulfato y sulfuro de Pb) absorbiéndose a la materia orgánica y arcillas (García C., D., J., 2002).

Es importante destacar que el Mercurio en el ambiente también puede provenir de fuentes naturales como las emanaciones hacia la corteza terrestre debido a la desgasificación a lo largo de las fallas tectónicas, que promueve la incorporación del Mercurio a la atmósfera. Desde este compartimiento el Mercurio es depositado sobre las aguas a través de las precipitaciones. Estudios realizados por Español C., S., (2001) sugiere que la erosión de la corteza terrestre y la actividad volcánica aportan a través del ciclo global unas 50000 toneladas de metales por año, por tanto el Mercurio ha estado y estará en el entorno mientras dichos procesos naturales siga ocurriendo en el planeta.

A pesar de la presencia del Mercurio en el ambiente debido a las fuentes naturales, la actividad antropogénicas ha contribuido al incremento de dichas concentraciones. Una de las posibles fuentes de contaminación antropogénica de Mercurio a la Bahía de Bluefields, podría provenir de la minería practicada en la parte alta de la Microcuenca Miller y Gunboat Creek, ubicada en dirección norte de la ciudad de Bluefields (PNUMA/CATIE-MARENA-Alcaldía de Bluefields, 2005). Los ríos de ambas microcuenca drenan sus aguas hacia la Bahía, convirtiéndose en posibles fuentes que aportan Mercurio y otros metales a la Bahía de Bluefields.

Las aguas que están situadas en áreas no influenciadas por la industrialización o por las mineralizaciones de Mercurio, tienen una concentración media es de 50 ng.l^{-1} y en regiones próximas a minas de Mercurio e industrializadas, se reportan valores entre 400 y 700 ng.l^{-1} . En la Bahía de Minamata (Japón), se reportan valores entre 1600 – 3 600 ng.l^{-1} , coincidiendo con la intoxicación masiva que allí se produjo (Español, C., S., 2001). También se han comparado las concentraciones de metales en diferentes ambientes acuáticosno contaminados (Rizzo, A., et. al., 2010), reflejados en la Tabla 14.

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

Tabla 11. Comparación de las concentraciones de metales pesados detectados en las aguas de la Bahía de Bluefields con otros ambientes acuáticos del mundo. Los valores se encuentran en $\mu\text{g.L}^{-1}$ (modificado por Markert, et al., 1997).

Referencia	País	Mercurio	Plomo	Referencias
Lago Patagonian	Arizona	0,1-1,75*	nd-<2,2	*Perez Catán et al., 2003
Reference freshwater			3	
Freshwater average	world		0-2	
Lago Constance	Europa		0,04-0,01	
Lago Beysehir	Turquia	1,95-2,19	65-96	Altindag & Yigit, 2005
Lago Jack of Clubs	Canada		0,02-0,45	Azcue et al., 1995
20 lagos del noreste de USA		0,0-0,021	0,0-1,04	Chen et al. 2000
Lago Uluabat Turkia	Turquia		<0,02-0,04	Elmaci et al., 2007
Lago Nahuel Huapi	Argentina	0,1-0,7		Rizzo, A., et al., 2010
Bahía de Bluefields	Nicaragua	0,10 – 0,19	4,77	Este estudio

nd: nivel de detección. Fuente: Rizzo, A., et al., 2010

Las concentraciones totales de Plomo determinadas en este sitio superaron los valores reportados para la mayoría de los lagos exceptuando el Lago Beysehir. Comparando las concentraciones de Plomo en la Bahía de Bluefields con los valores de referencia para agua dulce reflejadas en la Tabla 14, éstas superan estos valores. En cambio el Mercurio total en las aguas de la Bahía de Bluefields, están dentro del mismo orden de magnitud que las reportadas para Lago Nahuel Huapi y Lago NE USA, siendo mayor las concentraciones reportadas para los otros lagos. Por lo tanto se puede considerar que el Mercurio está dentro del rango de valores reportados como línea base para estos lagos.

Rosell V., L., (2009) reporta valores máximos de concentración de Mercurio total de $0,33 \mu\text{g.L}^{-1}$ en las aguas de la Bahía de Bluefields. Estos valores son mayores

respecto a los resultados obtenidos durante este estudio, lo que podría significar que las concentraciones de Mercurio total han ido disminuyendo en los últimos años producto de su incorporación en la biota de la Bahía. Esta suposición puede ser sustentada debido a que las especies analizadas en este estudio mostraron presencia de dicho metal en sus tejidos.

Evaluando las concentraciones de Mercurio y Plomo total detectadas en las aguas de la Bahía, con los niveles guía de la República de Argentina Decreto N° 831/1993 para agua superficial dulce, salada y salobre, que establece para el Mercurio (total) una concentración máxima aceptable de $0,1 \mu\text{g.L}^{-1}$, esta concentración fue superada en los sitios Canala de Hone Sound, El Bluff y Muelle Municipal de Bluefields, mientras que la concentración de Plomo total detectada Frente a Bluefields ($4,77 \mu\text{g.L}^{-1}$) no superó los niveles máxima aceptable para el Plomo total en agua salada ($10 \mu\text{g.L}^{-1}$) y salobre ($10 \mu\text{g.L}^{-1}$).

Para las aguas tipo 3; aguas marinas o medios costeros destinados a la cría y explotación de moluscos para consumo humano, que se clasifican en la Norma Técnica Nicaragüense (NTON 05 007-98), establece que los metales y otras sustancias tóxicas no deben ser detectables.

Las concentraciones totales de Mercurio también superan en todos los sitios detectados los niveles guías de Mercurio inorgánico de $0,016 \mu\text{g.L}^{-1}$ en agua Marina y $0,026 \mu\text{g.L}^{-1}$ para agua dulce sugeridos en las guías Canadienses de calidad del agua para la protección de la vida acuática; (CWQG, 2007). Según esta guía los niveles para Mercurio no prevé la acumulación de Metil-Mercurio en los organismos de vida acuática tampoco protege por completo los peces de los niveles tróficos más altos. Aunque las concentraciones de Mercurio total detectadas en la Bahía, no presentaron una diferencia significativa con respecto a los valores guías, estas son preocupantes debido a que las concentraciones de

metales en agua superficiales contribuyen a la acumulación de metales en branquias y riñones de peces (García C., D., J., 2002).

La toxicidad acuática del Mercurio para los organismos son muchos cuando sus concentraciones están por encima de los valores guía establecidos; puede reducir la reproducción afectando el desarrollo de los oocitos en los ovarios y espermatogénesis en los testículos de peces al igual que la tasa de crecimiento de los embriones y la supervivencia de las mismas.

Los valores guías Canadienses de calidad de agua dulce para la protección de la vida acuática (CWQG, 2007), no presenta valores para el Plomo en aguas marinas. Sin embargo USEPA establece niveles guía para la protección de la vida acuática de $65 \mu\text{g.L}^{-1}$ y $2,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ considerado como agudo y crónico en agua dulce respectivamente. Las concentraciones de Plomo detectada en la Bahía de Bluefields ($4,77 \mu\text{g.L}^{-1}$), supera el nivel guía crónico. Para aguas marinas los niveles guías establecidos considerado agudo y crónico son de $210 \mu\text{g.L}^{-1}$ y $8,1 \mu\text{g.L}^{-1}$ respectivamente. Estos niveles no fueron superados (<https://www.epa.gov>). El Plomo es un elemento tóxico aún a muy bajos niveles de exposición y tiene efectos agudos y crónicos en la salud humana.

4.3.2 Metales en agua (Época de verano)

Las muestras de agua colectadas, fueron analizadas para la detección de las concentraciones totales de Mercurio y Plomo. Los metales pesados son elementos que tienden a persistir en el medio ambiente y la mayoría de ellos no tienen una función biológica definida, (Rosell, V., L., 2009). Concentraciones totales de Aluminio (Al total) fueron reportadas en todos los sitios muestreados en la Bahía. En Punta de Lora, además de haberse detectado concentraciones de Aluminio ($1630,3 \mu\text{g.L}^{-1}$), también fueron detectadas las concentraciones totales de Cromo

($1,05 \mu\text{g.L}^{-1}$) y Mercurio ($0,09 \mu\text{g.L}^{-1}$), estos dos últimos elementos estuvieron presentes en 3 órdenes de magnitud menor que el Aluminio (Figura 12).

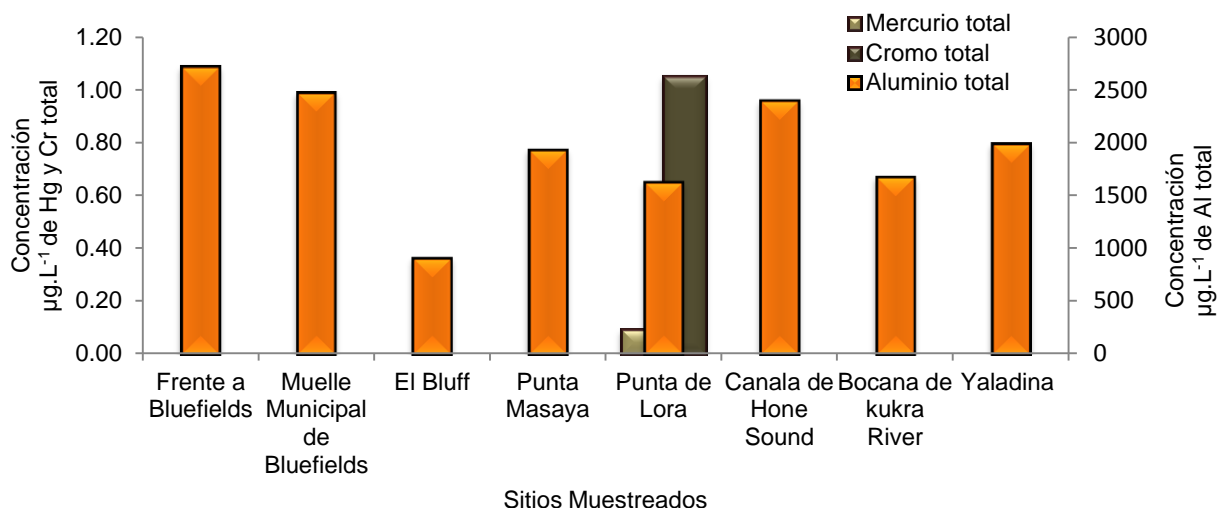


Figura 10. Concentraciones totales de Aluminio, Cromo y Mercurio en las aguas de la Bahía de Bluefields. Época de verano - 2012.

En la época de verano además de Mercurio y Cromo, también se encontró Aluminio en las aguas de la Bahía en varios órdenes de magnitud mayor que los metales detectados para ambos muestreos. (Figura 12).

Las concentraciones totales de Aluminio oscilaron entre $900 \mu\text{g.L}^{-1}$ y $3000 \mu\text{g.L}^{-1}$, encontrándose los mayores niveles en Canala de Hone Sound ($2399,3 \mu\text{g.L}^{-1}$) y Frente a Bluefields ($2722,3 \mu\text{g.L}^{-1}$) y Muelle Municipal de Bluefields ($2476,3 \mu\text{g.L}^{-1}$) (Figura 12). Estos niveles superaron en un orden de magnitud las concentraciones naturales de este elemento en las aguas naturales (lagunas, lagos, arroyos) que generalmente son menores a $100 \mu\text{g.L}^{-1}$ (ATSDR, 2008).

El Aluminio ocurre de forma natural en el ambiente (suelo, el aire y el agua) y se encuentra combinado con otros elementos, generalmente oxígeno, sílice y flúor.

Estos compuestos químicos se encuentran comúnmente en el suelo, en minerales (por ejemplo, zafiros, rubíes, turquesas), en rocas (especialmente rocas ígneas) y en arcillas, (ATSDR, 2008).

Estudios realizados por Rosell, V., L., (2009), indican que los suelos ubicados en la cuenca del Río Escondido son rojos lavados ricos en contenido de caolinita y sesquióxidos de Hierro y Aluminio. Estos elementos pueden ser lixiviados de los suelos por la lluvia y ser arrastrados a través de la escorrentía y entrar a la Bahía. Una vez incorporados en el ambiente no son destruidos, solamente pueden cambiar su asociación química, adherirse o separarse de las partículas, (www.atsdr.cdc.gov).

La mayoría de los compuestos que contienen Aluminio no son muy solubles en agua. La solubilidad del Aluminio está en dependencia de los niveles de acidez o basicidad de las aguas, (ATSDR, 2008). Las aguas que presentan concentraciones altas de Aluminio, confieren al agua un pH bajo (medio ácido), lo que implica que el Aluminio es más soluble en ambientes ácidos.

Rosell L., (2009) encontró que el Aluminio con $161,28 \mu\text{g.L}^{-1}$ fue el metal de mayor concentración en las muestras de agua de la Bahía, atribuyendo estas concentraciones a la influencia de los suelos arcillosos y ácidos de la zona, y a las fuertes lluvias que remueven por lixiviación la mayor parte de los elementos presentes en el suelo, y que posteriormente los depositan en la Bahía aumentando la acidez por la saturación de bases y en muchos casos haciendo que predomine elementos como el Aluminio.

El autor antes mencionado, también afirman que Bluefields fue una zona con una elevada flota de barcos y muchos de ellos fueron hundidos por el huracán Juana (1988) y se encuentran en el fondo de la Bahía y que estos son una fuente

importante de metales pesados para la Bahía, sobre todo de Aluminio, puesto que se utilizaban piezas de Aluminio en sus sistemas de refrigeración.

Comparando las concentraciones de Aluminio detectadas por Rosell L. en las muestras de agua de la Bahía en el 2009, con las encontradas en este estudio, se podría asumir que las concentraciones de Aluminio a lo largo de estos últimos años han aumentado en un orden de magnitud. Otra de las posibles razones del aumento de las concentraciones de Aluminio en la Bahía, podría deberse a la reciente actividad económica relacionada con la compra y venta de chatarra por parte de algunos pobladores, que almacenan este metal en el patio de sus viviendas antes de venderlas. Los residuos de estos metales, probablemente están siendo arrastrados por escorrentía hacia la Bahía, lo que explicaría en cierto grado las altas concentraciones detectadas en el sitio Frente a Bluefields. Además en esta zona descargan sus aguas los ríos de las microcuenca de Gunboat y Miller Creek, cuyos cauces principales atraviesan algunos de los barrios de la ciudad, los cuales podrían estar depositando en la Bahía grandes cantidades de contaminantes entre ellos estos metales.

La Guía Canadiense de Calidad de las Aguas para la Protección de la Vida Acuática (CWGQ, 2007) establece un rango de $5 \mu\text{g.L}^{-1}$ a $100 \mu\text{g.L}^{-1}$, para las concentraciones de Aluminio. Las concentraciones de Aluminio detectadas en todos los sitios muestreados superaron estos niveles. La República de Argentina establece para el Aluminio niveles entre $1 \mu\text{g.L}^{-1}$ a $10 \mu\text{g.L}^{-1}$ para las aguas superficiales dulces, saladas y salobres, mientras que la legislación federal de Brasil establece valores de $1500 \mu\text{g.L}^{-1}$. Dicha concentración fue excedida en el 100 y 90% de los sitios muestreados respectivamente.

Por otro lado la Norma Técnica Obligatoria Nicaragüense (NTON 05 007-98) para la clasificación de los recursos hídricos, establece que las concentraciones de

metales y otras sustancias tóxicas deben ser No Detectables en las aguas del Tipo 3 y 4. La Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR) asegura que la ingesta de Aluminio generalmente no produce daño y que su exposición no se puede evitar debido a que es tan común y que está ampliamente distribuido en el ambiente de la Bahía de Bluefields.

4.3.3. Metales en Sedimentos expresado en peso seco (Época de invierno)

Como anteriormente se mencionó los metales tienen la capacidad de ser absorbidos por las arcillas contenido en los sedimentos haciendo que se depositen en el suelo o en los cuerpos de agua (Español C., S., 2001). Esta condición propicia que estos elementos se encuentren en concentraciones más elevadas en los sedimentos que en las aguas. La concentración de metales asociada a los sedimentos está en un orden de 3 veces mayor que los asociados a la fase acuosa (García C., D., J., 2002).

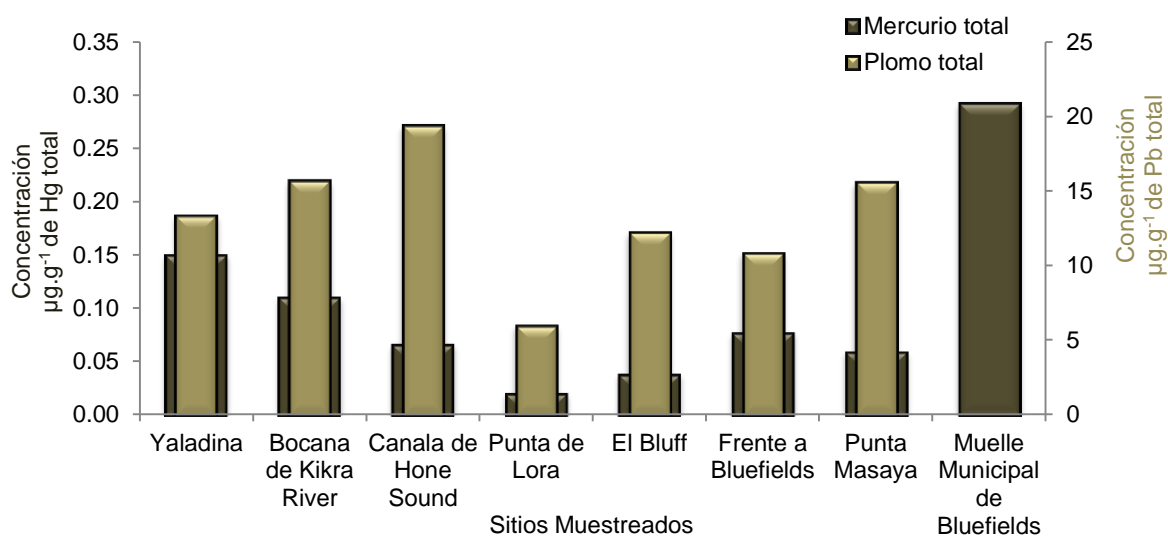


Figura 11. Concentración de Metales Pesados en los sedimentos muestreados de la Bahía de Bluefields. Agosto - 2011.

La concentración de Plomo cuyo valor es el más alto ($268.25 \mu\text{g.g}^{-1}$) fue detectada en el Muelle Municipal de Bluefields, la que resultó ser varios órdenes de magnitud superior a los valores reportados en los otros sitios, por lo que no fueron representados en la Figura 13.

Las concentraciones de Plomo encontrado en los sedimentos son un orden de magnitud mayores a las del Mercurio. En comparación con las concentraciones detectadas en las aguas, el Plomo que entra a las aguas de la Bahía está siendo rápidamente depositado en los sedimentos, debido al tipo de partículas presentes que son del tipo Franco-arcilloso-limoso y Arcilloso Limoso (Tabla 15).

Las concentraciones del Plomo total variaron entre $15 \mu\text{g.g}^{-1}$ y $270 \mu\text{g.g}^{-1}$. Se puede observar en Figura 13, que la fuente de contaminación se genera en la zona norte y que probablemente estos metales están siendo transportados adheridos a las partículas disueltas en el agua hacia la zona sur de la Bahía donde son depositadas.

Tabla 12. Clasificación de las partículas de sedimento y porcentaje de materia orgánica de los sitios muestreados en la Bahía de Bluefields. Agosto, 2011 (Época de invierno), enero, 2012 (Época de verano).

Sitios Muestreados	Granulometría	% Materia Orgánica	
		Época de invierno	Época de verano
Yaladina	Franco Limoso	4,62	5,20
Bocana de KukraRiver	Franco Arcillo limoso	7,72	7,53
Canala de HoneSound	Arcillo Limoso	4,51	6,08
Punta de Lora	Franco	3,72	3,60
El Bluff	Franco Arcillo limoso	3,52	4,43
Frente a Bluefields	Franco	3,72	2,73
Punta de Masaya	Franco Limoso	2,74	3,00
Muelle Municipal de Bluefields	Arcillo Limoso	2,74	8,00

Esta distribución está siendo favorecida por el patrón de circulación de las corrientes de aguas superficiales (norte a sur) durante el verano (vacante) y el

invierno (llenante) provocando la acumulación de estos contaminantes en la zona sur de la Bahía. Lo que explicaría el leve incremento en las concentraciones de Mercurio detectado a partir del sitio de muestreo Canala de Hone Sound hacia Bocana de Kukra River y Yaladina.

La presencia del Plomo podría provenir de la combustión incompleta de la gasolina que se genera por el tráfico constante de las pangas y barcos que navegan la Bahía y el Río Escondido. Siendo que este último drena sus aguas directamente a la Bahía aportando toneladas de partículas en suspensión en las que podrían estar absorbidas estos contaminantes.

CIMAB, 1996 detectó concentraciones de Plomo en los sedimentos entre $5 \mu\text{g.g}^{-1}$ y un poco más de $60 \mu\text{g.g}^{-1}$. Estas concentraciones se ubican dentro del rango de concentraciones observadas en este estudio, ($5 \mu\text{g.g}^{-1}$ y $270 \mu\text{g.g}^{-1}$). Sin embargo, las concentraciones de Plomo detectadas en este estudio fueron mayores en todos de los sitios muestreados en la Bahía con respecto a los resultados obtenidos en el estudio realizado por el CIMAB.

Comparando las concentraciones de Plomo total detectadas en los ocho sitios muestreados con los valores guía Canadienses establecidos para ISQG de ($35,0 \mu\text{g.g}^{-1}$) y PEL de ($91,3 \mu\text{g.g}^{-1}$) para agua dulce y ($30,2 \mu\text{g.g}^{-1}$) y ($112,0 \mu\text{g.g}^{-1}$) para agua marinas/estuarinas respectivamente, solamente las concentraciones de Plomo total detectadas en el Muelle Municipal de Bluefields ($268 \mu\text{g.g}^{-1}$) superó los niveles tanto para aguas marinas/estuarinas como para agua dulce.

La biodisponibilidad del Plomo asociado a los sedimentos hacia las especies que habitan el fondo puede acumularse, especialmente en organismos que utilizan las agallas como la principal ruta para la ingesta de alimento. Los efectos subletales en peces incluyen cambios en la morfología, metabolismo y actividad

enzimática (Sadiq, M., 1992). En los invertebrados reduce el crecimiento, fertilidad y supresión de la reproducción, así como la mortalidad (WHO 1989).

En el caso de los valores ISQG y PEL establecidos para el Mercurio inorgánico en los sedimentos de agua dulce de $170 \mu\text{g.kg}^{-1}$ y $486 \mu\text{g.kg}^{-1}$ equivalente a ($0,17 \mu\text{g.g}^{-1}$ y $0,486 \mu\text{g.g}^{-1}$ respectivamente) y para los sedimentos de aguas marinas/estuarinas de 130 y $700 \mu\text{g.kg}^{-1}$ equivalentes a ($0,13 \mu\text{g.g}^{-1}$ y $0,70 \mu\text{g.g}^{-1}$ respectivamente), fue superado el nivel ISQG para los sedimentos de aguas marinas/estuarinas en; Yaladina ($0,15 \mu\text{g.g}^{-1}$) y en el Muelle Municipal de Bluefields ($0,292 \mu\text{g.g}^{-1}$). En el caso del Muelle Municipal de Bluefields, también fue superado el valor guía ISQG para los sedimentos de agua dulce. El Plomo y el Mercurio en concentraciones que superen las normas guía para la protección de la vida acuática pueden llegar a ser tóxicas, puesto que no son elementos químicos esenciales para la vida.

El Mercurio puede inhibir la maduración ovárica, modificar el comportamiento normal de natación y producir severas alteraciones morfológicas en embriones de peces, al igual que puede retardar la muda y el crecimiento y un alto porcentaje de mortalidad en larvas de crustáceos (Vazquez, Fernanda J., 2005).

4.3.4 Metales en sedimento expresado en peso seco. (Época de verano)

Dentro de los estudios de contaminación por metales pesados en los sistemas acuáticos, los sedimentos constituyen una matriz fundamental para conocer el grado de contaminación de una determinada zona. La concentración de metales pesados en este compartimento no solo depende de las fuentes antropogénicas y litológicas sino que también de las características del mismo como textura, contenido de la materia orgánica, composición mineralógica y ambiente deposicional (Rodríguez., H., R., 2001).

El Arsénico es un elemento que está ampliamente distribuido en la corteza terrestre puede entrar al agua por escorrentía o en agua que se filtra a través del suelo terminando la mayor parte en el suelo o en el sedimento. La mayor parte de este arsénico se encuentra en una forma orgánica y puede ser acumulada en los tejidos de algunos peces y mariscos. El arsénico también está asociado con minerales que se minan para extraer metales como el cobre y plomo y puede entrar al ambiente cuando se extraen o funden estos minerales (ATSDR, 2007).

En ambientes mixtos (estuarinos) tienen lugar procesos fisicoquímicos complejos como consecuencia de la mezcla de aguas de distinta naturaleza en cuanto a densidad, temperatura, pH, salinidad, procesos que pueden controlar la entrada de Arsénico procedente de tierra firme al mar (por ejemplo, la floculación de coloides formados por óxidos de hierro en la interfase agua dulce-agua salada que contribuye a reducir el flujo de Arsénico al mar (Cullen y Reimer, 1989).

La mezcla de agua dulce-agua salada que se produce en la Bahía y los procesos fisicoquímicos que se generan dentro de ella debido a la mezcla, probablemente han favorecido la retención del Arsénico dentro de la Bahía procedente de las cuencas hídricas, reduciendo así su flujo hacia el mar por los procesos de floculación de los coloides formados por los óxidos de hierro.

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostras, 2011-2012

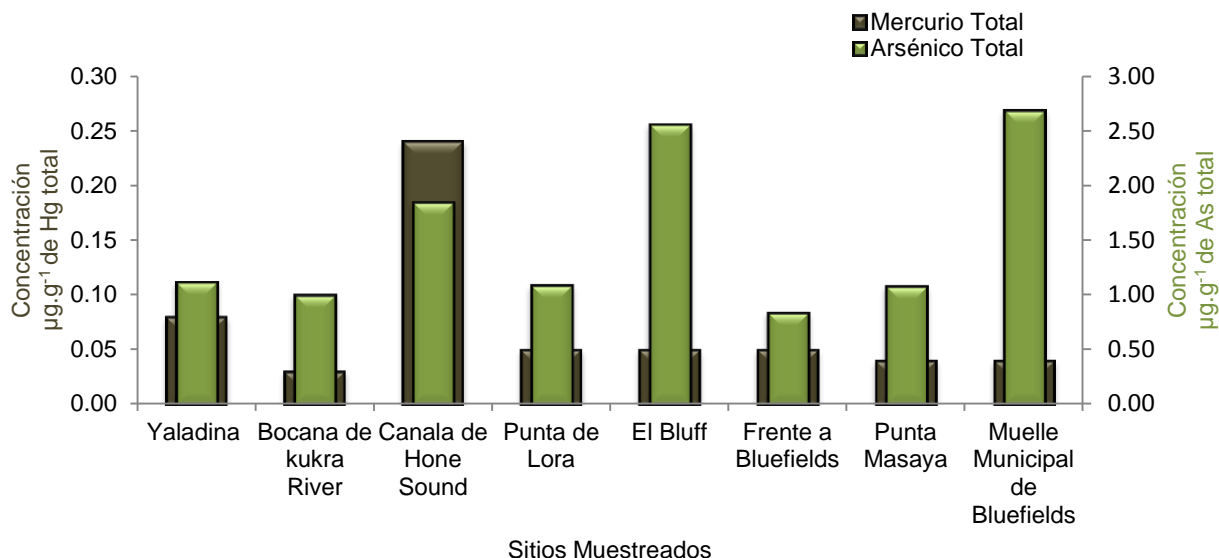


Figura 12. Concentración de metales pesados en los sedimentos de la Bahía de Bluefields. Época de verano - 2012.

La eliminación natural del Arsénico de las aguas, generalmente se produce por adsorción sobre óxidos de Fe, Al y partículas arcillosas, así como también puede precipitar como Arseniato de hierro (FeAsO_4). En ambientes anóxicos y en presencia de iones de S^{2-} , el Arseniato se puede transformar en Sulfuro de Arsenio (III), el cual precipita en los sedimentos (Rodríguez., H., R., 2001). Se puede asumir que debido al aporte constante de sedimentos arcillosos arrastrados a través de los ríos que desaguan en la Bahía, el As total podría haberse adsorbido a dichas partículas y precipitarse en los sedimentos donde fue detectado.

Los Valores Guías ISQG establecidos para el Arsénico ($7,24 \mu\text{g.g}^{-1}$) y para el Mercurio ($0,13 \mu\text{g.g}^{-1}$) en los sedimentos para cuerpo de agua marina/estuarinos y los niveles a las cuales probablemente se observe algún efecto (PEL) para ambos metales que son de; $41,6 \mu\text{g.g}^{-1}$ y $0,70 \mu\text{g.g}^{-1}$ respectivamente, no fueron superadas.

Aunque las concentraciones detectadas de Arsénico están por debajo de los valores considerados para los estuarios y de los suelos sin contaminar, éste es conocido como un agente carcinógeno y su actividad genotóxica ha sido demostrada en grupos de individuos expuestos a este mineral, siendo su principal vía de entrada al organismo la ingesta (Del Razo y Cols., 1990). El Arsénico es bioacumulable por los organismos pero no se biomagnifica en la cadena trófica. A ciertas especies acuáticas, plantas, aves y mamíferos puede causarles efectos adversos en concentraciones relativamente bajas en el ambiente (www.epa.gov).

Por otro lado la toxicidad del Mercurio depende de la forma en que se presenta en la naturaleza. Las sales de Mercurio (II) o Mercúricas son mucho más comunes en la naturaleza que las sales de Mercurio (I). Dichas sales, si son solubles en agua, estarán disponibles para entrar en los organismos y son consideradas tóxicas (Herrera Casas, A., 2007).

Existe la posibilidad de entrada a la Bahía de estos minerales debido al aporte proveniente de los ríos Siquia y Mico, cuyas cabeceras se localiza en la Libertad, Chontales lugar donde se practica la actividad minera. En general, en ambas épocas (invierno y verano) las concentraciones detectadas de Mercurio fueron similares. Sin embargo en esta época además del análisis del Plomo y el Mercurio, se realizó el análisis para Arsénico. Predominando este último metal y el Mercurio en los sedimentos.

4.4.3.5. Metales en biota expresada en peso seco. (Época de invierno)

En algunos organismos acuáticos los metales pesados se bioacumulan para luego biomagnificarse a través de la cadena trófica cuando estos se encuentran en concentraciones altas (García, C., D., J., 2002). En este estudio fueron detectadas concentraciones de Plomo y Mercurio en varias especies de peces de la Bahía

(Figura 15), las cuales son parte de la dieta diaria alimenticia de la población de Bluefields.

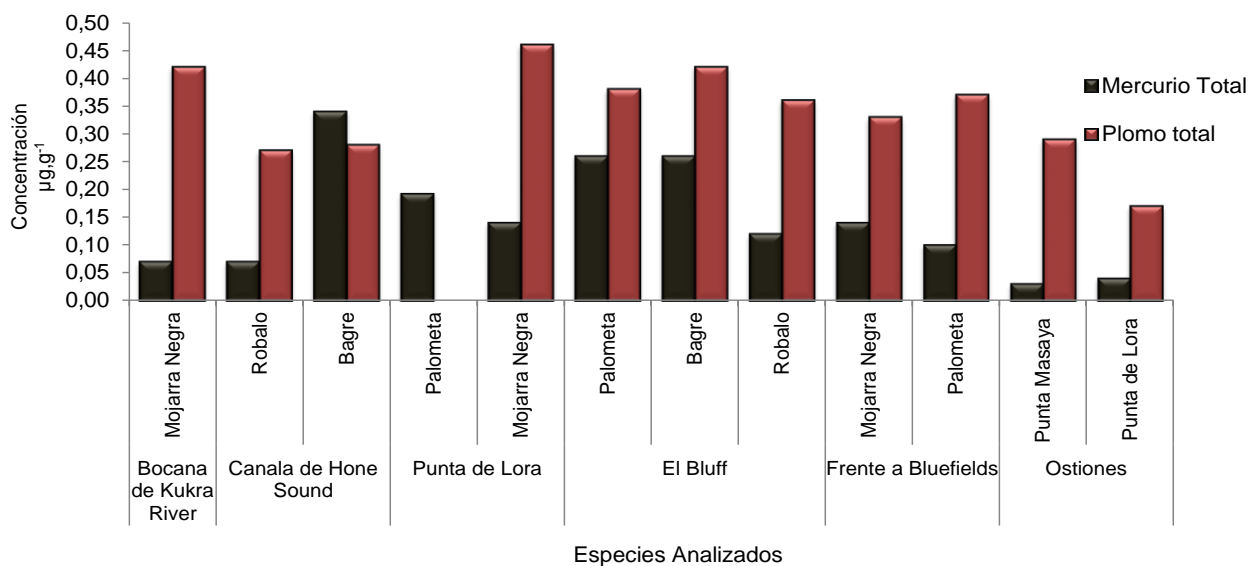


Figura 13. Concentraciones de Mercurio total (Hg total) y Plomo total (Pb total) en las especies de peces y de ostiones muestreadas en la Bahía de Bluefields. Época de invierno - 2011.

De los 8 sitios muestreados en la Bahía de Bluefields, 5 fueron seleccionados para la colecta de muestras de peces y 2 para la colecta de ostiones. Para el muestreo de la época de invierno las siguientes especies fueron capturadas; Mojarra Negra, Robalo, la Palometa y Bagre. Las concentraciones de Plomo total en los peces variaron entre $0,20 \mu\text{g.g}^{-1}$ a $0,50 \mu\text{g.g}^{-1}$, mientras que para el Mercurio, las concentraciones oscilaron entre $0,30 \mu\text{g.g}^{-1}$ y $0,07 \mu\text{g.g}^{-1}$.

Las concentraciones totales de Plomo y Mercurio detectadas en todas las especies analizadas, estuvieron por debajo de los valores guía establecidos por la Legislación Española y Normas Oficiales Mexicanas (NOM-03-SSA1-1993) y de la Administración de medicina y alimento (FDA, 2003) para Plomo en mariscos, que son de $5 \mu\text{g.g}^{-1}$, $1,0 \mu\text{g.g}^{-1}$ y $1,7 \mu\text{g.g}^{-1}$ respectivamente.

Por otro lado las concentraciones totales de Plomo y Mercurio detectadas en los dos bancos de ostiones estudiados (Punta Masaya y Punta de Lora) presentan valores en Punta Masaya de $0,29 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ y $0,03 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ y en Punta de Lora de $0,17 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ y $0,04 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de peso húmedo respectivamente (Figura 15), observando que los niveles de Plomo total son una unidad mayor que las concentración de Mercurio total, Sin embargo las concentraciones de Plomo total comparadas con las concentraciones de este mismo elemento reportadas por el CIMAB en el año de 1996 son menores.

CIMAB (1996) realizó un estudio sobre las concentraciones de metales pesados en los diferentes bancos ostrícolas (*Crassostrea rizophorae*) de la Bahía, reportando concentraciones $>2,5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de Plomo, presentando las concentraciones de los demás metales (Cu, Cd, Fe, Ni, Mn y Zn) en los bancos estudiados poca diferencia en sus niveles en relación a los reportados en este estudio.

Reducciones significativas en la tasa de crecimiento de mejillones *Mytilis edulis* han sido observadas a concentraciones de Plomo en agua de $0,3 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ mientras que a $1,6 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ se ha observado una reducción casi total en el crecimiento de estos organismos, y a concentraciones 15 veces mayores los efectos agudos son letales (WHO 1989).

En este estudio, la concentración máxima de Plomo detectada Frente a Bluefields fue de $4,77 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Tabla 14). Debido a que este sitio esta cercano al banco de ostiones Punta Masaya, se podría inferir que las concentraciones de Plomo en el agua podría influir en la tasa de crecimiento de estos ostiones e incluso ocasionar efectos adversos a la biota acuática de la Bahía.

Países como México han establecido Normas Oficiales (NOM-027-SSA1-1993) para las concentraciones de metales en mariscos. En el caso de Plomo la concentración máxima permitida en bivalvos para el consumo humano es de $0,4 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Los valores detectados en este estudio muestran que las concentraciones de Plomo están por debajo de estos límites. Por otro lado las concentraciones totales de Mercurio no superaron los límites máximos permitidos por la Unión Europea en mariscos que establece $0,5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de peso fresco (Reglamento 78/2005).

Picado et, al, (2010), expresa que los metales pesados pueden ser incorporados en el pez por 3 vías: Por medio de las branquias, considerada la vía más directa e importante, por la ingestión de comida, y con una importancia menor, a través de la superficie corporal. Una vez incorporados los metales pesados en el organismo, éstos son acumulados en el hígado, retenidos en el riñón como órgano filtrador, en las branquias que están directamente expuestas cuando la contaminación es a través del agua, que son las primeras barreras defensivas y como tal tienen la capacidad para retener metales, y por último en el músculo como órgano que no juega un papel esencial en la acumulación de los metales pesados en peces (García, C., D., J., (2002).

Debido a la falta de información sobre los niveles de acumulación de metales pesados en los peces de la Bahía, no es posible realizar una comparación de los resultados obtenidos en este trabajo, pero existen estudios hechos en otros países y en otras especies que serán utilizados como referencia.

Por ejemplo, estudios realizados en Europa, han reportado concentraciones de Plomo en músculo de peces de los ríos Tajo y Tiétar con un promedio de $25,22 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ ($0,025 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) y $23,67 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ ($0,023 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) respectivamente. Estas concentraciones se encuentran por debajo de los contenidos máximos para Plomo

0,2 $\mu\text{g.g}^{-1}$ en carne de peces establecidos en la nueva legislación Española vigente, Reglamento 466/2001/CE (García, C., D., J., 2002).

Comparando este valor de referencia con las concentraciones de Plomo total detectados en los peces colectados en este estudio, se observa que éstas se encuentran por encima del permitido por este país. Pero al compararlas con las Normas Mexicanas (NOM-031-SSA1-1993), que establece un límite máximo permisibles de 1,0 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de metales para el consumo de mariscos, no superan estos niveles al igual que no superan el valor de referencia de 1,7 $\mu\text{g.g}^{-1}$ establecido por la Administración para los Alimentos y Medicamentos de los EEUU (U.S. FDA, 2001).

Por otro lado las concentraciones de Mercurio total, se encuentran muy por debajo del límite máximo para pescado establecido en 1,0 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de peso fresco por la Unión Europea (Reglamento 78/2005) y el límite permisible de la FDA que lo aumentó de 0,5 $\mu\text{g.g}^{-1}$ a 1,0 $\mu\text{g.g}^{-1}$ basada en estudios Nacionales del Servicio Pesquero Marino que muestran que este nivel es seguro para la protección de los consumidores (ELIKA, 2005).

4.3.6. Metales en biota expresada en peso seco. (Época de verano)

Si bien los metales pesados tienen una actividad tóxica reconocida a concentraciones altas, los organismos vivos tienen necesidad vital de alguno de ellos como son los elementos trazas (Hierro, Cobre, Zinc, Manganeso, Molibdeno Níquel etc), ya que son necesarios para diversas funciones fisiológicas (García, C., D., J., 2002).

Pero los elementos, como el Mercurio y Plomo junto con otros metales (por ejemplo el Cadmio), son elementos no esenciales, ya que además de ser tóxicos

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

por encima de ciertos niveles, pueden afectar los organismos induciendo deficiencia de elementos esenciales al competir por los sitios activos de las moléculas que son biológicamente importantes (Walker C., H., *et al* 2006).

Usualmente éstos son ingeridos por los organismos bénticos con las partículas de materia orgánica, luego se pueden acumular y mover a lo largo de la cadena trófica, por lo que la concentración detectada en los sedimentos se puede utilizar para evaluar su toxicidad potencial para la vida (Deacon y Driver, 1999).

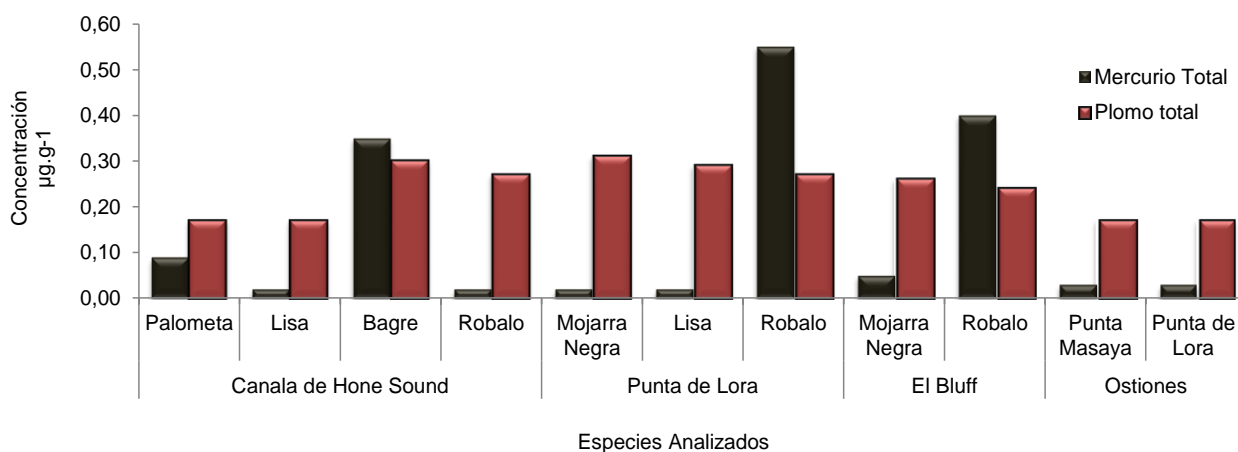


Figura 14. Concentración de Mercurio total (Hg total) y Plomo total (Pb total) en peces de la Bahía de Bluefields. Época de verano - 2012.

El Robalo colectado en el sitio Punta de Lora con $0.55 \mu\text{g.g}^{-1}$ de Mercurio total fue la única especie que presentó concentraciones por encima de los valores guía de la FAO/OMS, la Legislación Española, el Reino Unido y la Unión Europea (Reglamento 78/2005) que establecen un valor guía para el Mercurio de $0,5 \mu\text{g.g}^{-1}$ en pescados comestibles. También la Comisión Europea (Institución de la Unión Europea que elabora propuestas de nueva legislación y gestiona la labor cotidiana de poner en práctica las políticas y hacer uso de los fondos europeos (www.europa.eu) elaboró una guía de calidad ambiental para el Mercurio donde establece que la concentración media de este elemento en una muestra representativa de peces no debe exceder los $0,3 \mu\text{g.g}^{-1}$ (Burger, J., *et al* 2007). Sin embargo en las especies de Robalo colectado en El Bluff y Bagre colectado en

Canala de Hone Suond los valores encontrados de Mercurio superan estos valores guía.

Las concentraciones de Plomo total detectadas en las especies analizadas (Figura 16), se encuentran por debajo de los valores guía establecido por: la legislación Española (1995), por las Normas Oficiales Mexicanas (NOM-031-SSA1-1993) y por la Administración de Drogas y Alimento (U.S. FDA, 2001) que establecen un valor guía para el Plomo de $1,7 \mu\text{g.g}^{-1}$, $5 \mu\text{g.g}^{-1}$ y $1,0 \mu\text{g.g}^{-1}$ respectivamente.

Comparando la concentración mínima de Mercurio total detectada en los peces estudiados en la época de verano ($0,02 \mu\text{g.g}^{-1}$) la concentración mínima encontrada en invierno ($0,07 \mu\text{g.g}^{-1}$), se observa que en la época de verano hubo una disminución en un orden de cinco décimas con respecto a las detectadas en la época de invierno. Sin embargo las concentraciones máximas de Mercurio total encontradas en los peces durante la época de verano ($0,55 \mu\text{g.g}^{-1}$) aumentaron en relación a las concentraciones máximas del período de invierno ($0,34 \mu\text{g.g}^{-1}$).

Sin embargo las concentraciones totales de Plomo en biota fueron mayor durante el invierno ($0,27 \mu\text{g.g}^{-1}$ a $0,42 \mu\text{g.g}^{-1}$) con respecto a este muestreo ($0,17 \mu\text{g.g}^{-1}$ a $0,30 \mu\text{g.g}^{-1}$), observandose una disminución promedio de $0,11 \mu\text{g.g}^{-1}$ en relación a las concentraciones mínimas y máximas de Plomo total en peces para este muestreo. Se puede asumir que este comportamiento se debe a que durante el invierno hay un mayor aporte de Plomo a la Bahía, el cual probablemente ingrese adherido a los sedimentos arrastrados por las escorrentías.

En cuanto a los resultados de los ostiones fueron detectados concentraciones totales de Mercurio y Plomo de $0,03 \mu\text{g.g}^{-1}$ y $0,17 \mu\text{g.g}^{-1}$ para ambos bancos de fondo muestreados. Dichas concentraciones no superan los límites máximos permitidos de metales para el consumo de mariscos establecidos en $1,0 \mu\text{g.g}^{-1}$ en

las Normas Oficiales Mexicanas (NOM-031-SSA1-1993), ni el contenido máximo de Mercurio en mariscos ($0,5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) referido en el Reglamento 78/2005 CE de la Unión Europea. Cabe destacar que las concentraciones de Mercurio y Plomo detectadas en los ostiones para la época de invierno y verano, no superaron los valores guía utilizada en este estudio.

Diversos autores han descrito una aparente competencia entre varios metales en el metabolismo de los bivalvos, lo cual indica que éstos, dependiendo de su fisiología individual, tienen un número dado de sitios disponibles para la fijación de los metales, tales como sustitución de iones por competencia (George y Pirie, 1980) y sitios proteicos (George y Pirie, 1980, George y Frazier, 1982).

La saturación de esos sitios de fijación está gobernada por las propiedades del ambiente, tales como: concentración de iones como cloruros, concentración total del metal y su especiación, cinética de transformación de las especies químicas, capacidad de acomplejamiento para los metales y concentración de la materia orgánica disuelta, (Ávila, P., *et al.*, 1990).

A pesar de que las concentraciones encontradas en la época de verano superan los valores guía, en este estudio es imperante continuar los estudios en estos bancos ostrícolas con el objetivo de determinar el grado de afectación por la presencia de los metales encontrados y otros xenobióticos que son depositados en la Bahía; ya que estos bancos son explotados de forma artesanal por pobladores que viven en sus cercanías para el consumo y comercialización, siendo ésta una de las fuentes de ingreso económico de muchas familias en la ciudad de Bluefields.

En general, en ambos muestreos los resultados reflejan que el Mercurio y el Plomo total fueron los metales más ubicuos en el agua, sedimento y biota. A pesar de estos metales ser recurrentes, las concentraciones totales de Aluminio en las

aguas de la Bahía, fueron las más altas durante la época de verano, en cambio en los sedimentos las concentraciones totales más altas fueron las del Plomo y Arsénico. Sin embargo en todas las especies de peces y en los ostiones muestreados de la Bahía, las concentraciones totales de Mercurio y Plomo fueron detectadas, ambas por debajo de los $0,60 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

4.4 Evaluación del Riesgo para la población de Bluefields asociado a la ingesta de Hg y Pb a través del consumo de peces y ostiones.

4.4.1 Evaluación del Riesgo por la ingesta de Hg a través del consumo de peces y ostiones

El consumo de peces y ostiones forman parte de la tradición alimenticia de los pobladores de la ciudad de Bluefields. Las probabilidades de riesgo de exposición al Hg, basado en las concentraciones estimadas en los peces, para los pobladores de Bluefields, variaron entre 4,0 y 5,4% (Tabla 16), resultando la población juvenil con la probabilidad de riesgo más alta. Contrario a esta población, el grupo poblacional con la probabilidad de riesgo más baja fue la población adulta.

Tabla 13. Riesgo (probabilidad de que las concentraciones de exposición superen las concentraciones de efecto probable, %) para la población de Bluefields debido a la exposición al Mercurio (Hg) a través de la ingesta de peces y ostiones (2011-2012).

	POBLACIÓN EN GENERAL	POBLACIÓN INFANTIL (0-14 años)	POBLACIÓN JUVENIL (15-25 años)	POBLACIÓN ADULTA (26-100 años)
Basado en Concentraciones de Hg estimadas en los peces	5,0	5,0	5,4	4,0
Basado en Concentraciones de Hg observadas en los peces	19,0	20,0	23,0	15,0
Basado en Concentraciones de Hg observadas en los ostiones	0,1	1,1	0,0	0,0

La tendencia de estos resultados es similar a los resultados de los valores medios y sus respectivos valores de desviación estándar (DS) de la Ingesta Diaria Personal (IDP) de Hg debido al consumo de peces correspondiente a la población juvenil y adulta (Tabla 17).

Las probabilidades de riesgo de exposición al Hg para la población de Bluefields, el cual fue también evaluado a partir de las concentraciones de Hg acumuladas y cuantificadas en los tejidos de los peces, mostraron un patrón de comportamiento similar a las probabilidades del riesgo obtenidas con las concentraciones de Hg estimadas en estos mismos organismos. De acuerdo a estos resultados, la población juvenil presentó las probabilidades de riesgo más alto mientras que la población adulta las más bajas (Tabla 16).

Los valores de las probabilidades de riesgo obtenidos de la exposición al Mercurio cuantificado en los peces son de un orden de magnitud mayor a los valores de probabilidades de riesgo de exposición obtenidos con las concentraciones de Hg estimadas en los peces. Estos resultados obedecen a que las concentraciones de exposición al Hg estimadas en los peces fueron subestimadas, ya que se asumió a los macro invertebrados como única vía de exposición al Hg, obviando la exposición a través de otras vías como la difusión del Mercurio desde la fase acuosa y la exposición a través de las vías respiratorias. Por tanto las concentraciones de Hg estimada en los tejidos de los peces resultaron ser inferior a las observadas (concentraciones reales), lo cual redujo el riesgo de exposición en los diferentes grupos poblacionales de Bluefields.

Al igual que los valores de probabilidades de riesgo para la población juvenil y adulta basado en las concentraciones de Hg estimadas en los peces (Tabla 16), los valores de probabilidad de riesgo basado en las concentraciones de Hg cuantificadas en los peces revelan el mismo comportamiento que el de los valores

de Ingesta Diaria Personal (IDP) para estas mismas subpoblaciones. En el ser humano la exposición al Mercurio a través de la ingesta de peces (IDP) es directamente proporcional a la tasa de ingesta de peces y a la acumulación de Hg en los peces e inversamente proporcional a su peso corporal (PC). Por tanto en este estudio, la alta exposición al Hg de la población juvenil (IDP) está altamente influenciada por los valores del PC de esta población, ya que la misma presenta valores inferiores de PC y valores similares de la Tasa de Ingesta Persona (TIP) a los valores correspondientes de PC y TIP de la población general y adulta (Tabla 17). Caso contrario ocurre con la población adulta, en la que el valor medio del PC es mayor que la media del PC de la población juvenil, por tanto la probabilidad de riesgo para esta subpoblación será menor.

Tabla 14. Distribución probabilística del Peso Corporal (PC; kg) y de la Tasa de Ingesta Personal de peces (TIP; kg.día⁻¹) de los subgrupos poblacionales.

Función probabilística		Mínimo	Máximo	Media (DS)
Población General (0-100)				
PC	RiskWeibull	3,63	199,58	62 (21,97)
TIP	RiskBetaGeneral	0,0002	0,2440	0,0696 (0,0390)
Población Infantil (0-14 años)				
PC	RiskRayleigh	4,93	114,52	33,70 (15,12)
TIP	RiskWeibull	0,0650	0,11800	0,0372 (0,0151)
Población Juvenil (15-25 años)				
PC	RiskTriang	8,07	100,50	55,83 (19,14)
TIP	RiskTriang	-0,0002	0,1950	0,0759 (0,0429)
Población Adulta (26-100 años)				
PC	RiskNormal	16,47	13,77	74,84 (16,49)
TIP	RiskBetaGeneral	0,0159	0,273	0,0780 (0,0428)

DS: Desviación Estándar

Es de mencionar que la población juvenil presenta una media de IDP de Hg debido al consumo de peces de un orden de magnitud mayor a la de la población adulta (Tabla 18). Por otro lado, el valor medio de la distribución probabilística de la IDT de Hg ($0,285 \mu\text{g.kg.día}^{-1}$) es mayor que el de la distribución probabilística de la IDP de Hg tanto estimada como observada a través del consumo de peces para la población juvenil. Por ende el Coeficiente de Riesgo de Hg resulta ser menor que 1. Lo que se traduce en la no existencia de un riesgo probable.

Tabla 15. Ingesta Diaria Personal (IDP) de Mercurio a través del consumo de organismos acuáticos (2011-2012).

	IDP de Hg ($\mu\text{g.kg.día}^{-1}$)	POBLACIÓN EN GENERAL	POBLACIÓN INFANTIL (0-14 años)	POBLACIÓN JUVENIL (15-25 años)	POBLACIÓN ADULTA (26-100 años)
		Media \pm DS			
Peces	Estimada	0,092 \pm 0,871	0,132 \pm 2,890	0,165 \pm 5,180	0,065 \pm 0,3130
	Observada	0,144 \pm 3,010	0,170 \pm 0,266	0,198 \pm 0,288	0,137 \pm 0,1750
Ostión	Observada	0,014 \pm 0,019	0,043 \pm 0,035	0,014 \pm 0,006	0,012 \pm 0,00527

DS: Desviación Estándar

Los peces y otros productos pesqueros representan una fuente muy valiosa de proteínas y nutrientes esenciales para tener una nutrición equilibrada y disfrutar de buena salud. En este sentido la pesca de captura y la acuicultura suministraron al mundo unos 148 millones de toneladas de pescado en el 2010. De ellos, aproximadamente 128 millones de toneladas se destinaron al consumo humano y según datos preliminares para el 2011 la producción se incrementó hasta alcanzar los 154 millones de toneladas, de los que 131 millones de toneladas se destinaron a alimentos (FAO, 2012).

Estudio reportan que en Nicaragua de las 42 553,00 toneladas métricas de productos pesqueros extraídas de las aguas solo 2 553,00 toneladas métricas fueron consumidas, estimando que los 5,6 millones de nicaragüenses consumieron en promedio, apenas una libra de productos marinos en el año 2012

(López, L., *et al.*, 2013). Esta información permite inferir que cada nicaragüense consumió aproximadamente $0,065 \text{ kg.día}^{-1}$ de pescado. Esta cifra concuerda con la TIP media de peces obtenida en este estudio para la población en general de Bluefields.

Actualmente no existe un registro total sobre la cantidad de pescado que se vende en la ciudad de Bluefields, ni cuanto consume su población debido a que por generaciones la venta de pescado capturado se ha realizado de forma artesanal.

Tabla 16. Valores promedio y desviación estándar de la distribución probabilística de los Coeficientes de Riesgo (CR) debido a la exposición al Mercurio (Hg) a través de la ingesta de organismos acuáticos (2011-2012).

CR de Hg		POBLACIÓN EN GENERAL	POBLACIÓN INFANTIL (0-14 años)	POBLACIÓN JUVENIL (15-25 años)	POBLACIÓN ADULTA (26-100 años)
		Media \pm DS			
Peces	Estimada	0,41 \pm 4,78	0,59 \pm 15,46	0,64 \pm 19,95	0,26 \pm 1,50
	Observada	0,62 \pm 11,52	0,72 \pm 1,12	0,84 \pm 1,47	0,58 \pm 0,87
Ostión	Observada	0,06 \pm 0,08	0,19 \pm 0,21	0,060 \pm 0,49	0,51 \pm 0,04

DS: Desviación Estándar

En cuanto al riesgo por el consumo de ostiones, se debe a que los moluscos son muy bien conocidos por acumular metales en sus tejidos blandos. El hecho de que sean comestibles y comerciables, la determinación de los niveles de metales tóxicos en las especies de moluscos, provee una vía para evaluar un posible riesgo a la salud humana.

Debido a lo antes expuesto, este estudio involucró las estimaciones de las probabilidades de riesgo asociado a la ingesta de Hg a través del consumo de ostiones en la población de Bluefields. Afortunadamente estas probabilidades resultaron ser casi nulas (Tabla 16). Sin embargo, existen valores muy bajos de probabilidades asociado a probables efectos en la salud de la población infantil

(1,1%). Este resultado se ve reflejado en los valores relativamente altos de la distribución probabilística de la media y la DS de la IDP de Hg (Tabla 18) de esta población, en comparación con los otros grupos poblacionales.

La alta exposición al Hg (IDP) de la población infantil debido a la ingesta de ostiones, aunado a los valores inferiores del peso corporal de esta población (PC; 37,69 kg), aumenta las probabilidades de riesgo para la población infantil. Esta población es una de las poblaciones más susceptibles en cuanto al riesgo por enfermedades se refiere.

En este sentido al presentar la población infantil un valor medio y una DS de IDP de Hg debido al consumo de ostiones, mayor que los otros grupos poblacionales, respalda el hecho de que la probabilidad del riesgo sea ligeramente mayor al igual que el riesgo para la población adulta que presenta una media y una DS con el segundo valor más alto. Este mismo orden de importancia se observa para la media y la DS de la TIP de ostiones para ambas poblaciones.

En general según los resultados de la evaluación del riesgo, debido a la ingesta de Hg a través del consumo de ostiones, los niveles de Mercurio acumulados en estos organismos no presentan actualmente un riesgo significativo para la población de Bluefields que los consumen. Contrario a estos resultados el riesgo de exposición al Hg por el consumo de peces, cuyas concentraciones fueron cuantificadas en estos organismos, indica que pudiera existir algún tipo de riesgo en la salud de la población de Bluefields, el cual debe ser objeto de vigilancia. Según la US. EPA, 1991, la ingesta de peces contaminados es la única fuente de exposición significativa de Metil mercurio para la población humana en general.

Por otro lado la IDP de Hg de las poblaciones humanas, depende de las concentraciones observadas en los organismos acuáticos que conforman su dieta

y de la TIP de esos organismos. La TIP de la población en general, adulta y juvenil son similares (oscilan entre 0,069 y 0,078 kg.día⁻¹) a excepción del TIP para la población infantil que presenta un valor medio de 0,037 kg.día⁻¹. En este sentido la encuesta (Tabla 4) reflejó que los pobladores de Bluefields presentan una mayor preferencia por el consumo de peces que de ostiones. Este hecho redujo significativamente la probabilidad del riesgo por la ingesta de Hg a través del consumo de ostiones.

En algunos países europeos la tasa de consumo de pescado y mariscos es la siguientes: 0,01 kg.día⁻¹ (Holanda), 0,05 kg.día⁻¹ (Portugal) 0,02 kg.día⁻¹ (Irlanda), 0,041 kg.día⁻¹ (Grecia), 0,035 kg.día⁻¹ (Francia) y 0,08 kg.día⁻¹ (Noruega) (ELIKA, 2005). El valor medio de la tasa de consumo de pescado que es 0,069 kg.día⁻¹ y de ostiones que es de 0,028 kg.día⁻¹ para la población general de Bluefields se encuentran dentro de los márgenes de consumo de estos países europeos.

En estudios realizados por: FSA, 2003; FDA, 2004 y Health Canadá, 2002 se refleja las concentraciones de Hg en peces (Túnidos) consumidos en países como UK, EE.UU y Canadá (Tabla 20). Las concentraciones de Hg en las especies de peces analizadas de la Bahía de Bluefields son muy inferiores a las concentraciones de Hg observadas en las especies de atunes para estos países.

Tabla 17. Concentración de Hg en Túnidos de diferentes países y en las especies analizadas en este estudio.

Especie	Intervalo de valores $\mu\text{g.g}^{-1}$ peso seco	Referencia
Túnido	0,10 - 1,50	FSA, 2003
	0,01 - 1,30	FDA, 2004
	0,07 - 2,12	Health Canadá, 2002
Peces de la Bahía de Bluefields	0,02 - 0,60	Este estudio

Bajo este escenario, si la población de Bluefields aumenta su tasa de consumo de peces, esto resultaría en la acentuación de la exposición al Hg, por ende la probabilidad de riesgo aumentaría. Los organismos acuáticos como en el caso de los peces pueden llegar a acumular metales a partir de la fase particulada, por ingesta y digestión de alimento (Wang, W.-X., & Fisher N. S., 1999), los que presentan un riesgo para la población consumidora de los mismos.

El 95% del Mercurio que se consume a través la ingesta de peces es absorbido por el tubo digestivo. El Mercurio entra en la corriente sanguínea y rápidamente puede pasar a otras partes del cuerpo como los riñones y el cerebro, los que pueden sufrir daños permanentes (ASTDR, 1999).

4.4.2 Evaluación del Riesgo de exposición al Plomo a través de la ingesta de peces y ostiones

La probabilidad del riesgo a la salud de la población de la ciudad de Bluefields atribuido a la ingesta de Pb a través del consumo de peces y ostiones de la Bahía de Bluefields se muestra en la Tabla 21.

Tabla 18. Riesgo (probabilidad de que las concentraciones de exposición superen las concentraciones de efecto probable) (%) para la población de Bluefields debido a la exposición al Pb a través de la ingesta de peces y ostiones (2011-2012).

	Población en General	Población Infantil (0-14 Años)	Población Juvenil (15-25 Años)	Población Adulta (26-100 Años)
Por Ingesta de Peces	5,0	5,0	5,0	5,0
Por Ingesta de Ostiones	0,7	6,4	0,4	1,5

DS: Desviación Estándar

Las probabilidades del riesgo asociado a la ingesta de Pb a través del consumo de peces, resultaron ser las mismas para cada uno de los sub grupos poblacionales evaluados. Este comportamiento puede ser atribuido a la similitud de los valores medios de la TIP de peces de la población en general, adulta y juvenil (oscilan entre 0,069 y 0,078 kg.día⁻¹) a excepción del TIP para la población infantil que presenta un valor medio de 0,037 kg.día⁻¹ también las probabiidades de riesgo son similares debido a que, a diferencia del Mercurio, el contenido de Pb en las especies de peces estudiados son similares.

A esta TIP de peces, la población de Bluefields presenta valores medios de IDP de Pb que oscilan entre los 0,300 y los 0,500 µg.kg.día⁻¹ (Tabla 22). El valor medio superior ligeramente sobrepasa la media de la IDT de Pb (4,200 µg.kg.día⁻¹). Lo que reduce la probabilidad de riesgo de exposición al Pb para cada uno de los subgrupos poblacionales de la ciudad de Bluefields. Analizando la población encuestada, éstos presentan alta preferencia por el consumo de peces que de ostiones y los valores de IDP varían poco entre sub población. Por tanto se puede asumir que debido a esto, no hay una clara distinción en el consumo de peces entre las diferentes sub poblaciones de Bluefields, esto probablemente explica los resultados obtenidos de los valores de IDP.

En el caso del riesgo de exposición al Plomo producto del consumo de ostiones, los resultados fueron diferentes para cada uno de los subgrupos poblacionales (Tabla 21), comparado con los resultados de las probabilidades del riesgo asociado a la ingesta de Pb a través del consumo de peces, resultando ser la población infantil con la probabilidad del riesgo más alta (6,4%).

En este sentido los valores medios de la IDP de Pb a través del consumo de ostiones oscilaron entre los 0,012 µg.kg.día⁻¹ a 0,043 µg.kg.día⁻¹ (Tabla 22). Con una TIP de ostiones entre 0,24 kg.día⁻¹ y 0,45 kg.día⁻¹ (Tabla 23), resultando la población infantil con los valores de riesgo más altos. Se puede asumir que a esta

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

tasa de consumo de ostiones la presencia de Pb en estos organismos existe un riesgo probable para la salud de cada uno de los grupos poblacionales de la ciudad de Bluefields.

Tabla 19. Ingesta Diaria Personal (IDP) de Plomo a través del consumo de organismos acuático (2011-2012).

	IDP de Pb (ug.kgdía ⁻¹)	POBLACIÓN EN GENERAL	POBLACIÓN INFANTIL (0-14 años)	POBLACIÓN JUVENIL (15-25 años)	POBLACIÓN ADULTA (26-100 años)
Media ± DS					
Peces	Observada	0,305 ± 0,095	0,424 ± 0,341	0,486 ± 0,434	0,344 ± 0,246
Ostión	Observada	0,025 ± 1,120	<u>0,043</u> ± 0,034	0,014 ± 0,058	<u>0,012</u> ± 0,0053

DS: Desviación Estándar

En la ciudad de Bluefields los ostiones son consumidos con menor frecuencia que los peces, pero debido a la alta afinidad que presentan estos organismos y por su directa exposición a los poluentes orgánicos a través de los sedimentos y el agua, tienden a acumular altos niveles de contaminantes, lo que convierte a los ostiones en una fuente de exposición a través del consumo para los seres humanos.

El valor medio de la TIP de ostiones para la población en general que es de 0,027 kg.día⁻¹, en relación al valor medio de la TIP de peces para la misma población que es de 0,069 kg.día⁻¹ refuerza la suposición de que los ostiones son consumidos con menor frecuencia que los pescados. La media de la TIP de ostiones para la población en general es similar a la media obtenida para la población Juvenil y Adulta (Tabla 23).

El consumo de moluscos constituye un aporte de metales potencialmente tóxicos a la dieta humana. Aunque es muy poco probable un envenenamiento agudo por su ingesta, sí pueden constituir un riesgo de intoxicación crónica, especialmente para los habitantes de las zonas en ambiente costeros (Regoli & Orlando, 1994; Guzmán-Amaya, 2004).

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

El Plomo una vez ingerido debido al consumo de organismos acuáticos contaminados con este metal, entra al cuerpo y es distribuido por la sangre a los órganos y tejidos (hígado, riñones, pulmones, cerebro, bazo, músculos y corazón) del cuerpo. Después de varias semanas el Plomo se moviliza hacia los huesos y los dientes acumulándose especialmente en los huesos, esto debido a que el cuerpo no transforma el Plomo a ninguna otra forma (ATSDR, 2007).

El Plomo afecta principalmente el sistema nervioso, produce debilidad en los dedos, muñecas o los tobillos. La exposición al Plomo puede producir anemias, dañar seriamente el cerebro y los riñones en adultos o en niños. El Departamento de Salud y Servicios Humanos (DHHS) ha determinado que es razonable predecir que el Plomo y los compuestos de Plomo son carcinogénicos en seres humanos y la EPA ha determinado que el plomo es probablemente carcinogénico en seres humanos (ATSDR, 2007).

Tabla 20. Distribución probabilística del Peso Corporal (PC; Kg) y de la Tasa de Ingesta Personal de Ostiones (TIP; kg.día ⁻¹) de los subgrupos poblacionales.				
	Función probabilística	Mínimo	Máximo	Media (DS)
Población General (0-100)				
PC	RiskLogistic	0,3970	166,06	68,78 (18,49)
TIP	RiskExpon	0,0161	0,1240	0,0277 (0,0116)
Población Infantil (0-14 años)				
PC	RiskTriang	4,900	63,020	37,69 (12,28)
TIP	RiskUniform	0,0161	0,1035	0,0455 (0,0208)
Población Juvenil (15-25 años)				
PC	RiskTriang	45,360	70,270	53,74 (5,93)
TIP	RiskExpon	0,0157	0,1260	0,0243 (0,0086)
Población Adulta (26-100 años)				
PC	RiskTriang	42,55	92,640	64,76 (10,55)
TIP	RiskExpon	0,0158	0,112	0,0247 (0,0089)

DS: Desviación Estándar

El coeficiente de riesgo para la población general y subgrupos poblacionales de la ciudad de Bluefields, es menor que uno ($CR > 1$), lo que indica que el riesgo de exposición por ingesta de ostiones contaminados con Plomo es baja (Tabla 22). Otro factor que influyó en los resultados de la probabilidad de riesgo por el consumo de ambos metales, fueron las concentraciones de Pb observadas en los Ostiones que presentaron una media de $1,60 \mu\text{g.g}^{-1}$ en comparación con las observadas en peces que presentan una media de $0,30 \mu\text{g.g}^{-1}$ (Tabla 21).

Tabla 21. Concentración media observada de Plomo (Pb) y Mercurio (Hg) en los peces y ostiones colectados en la Bahía de Bluefields para ambos períodos de muestreos.

Parámetro	Especie	Concentración (media)
		$\mu\text{g.g}^{-1}$ peso seco
Mercurio Total	Peces	0,149
	Ostiones	0,03
Plomo Total	Peces	0,30
	Ostiones	1,60

En general, la concentración media observada de Pb en ostiones, fue el 53% mayor que las concentraciones observadas para el Hg en ostiones. Mientras que las concentraciones observadas de Pb en peces, fue 50% mayor que las concentraciones observadas para el Hg en este mismo organismo. Según la EPA, (1991), la ingesta de peces contaminados es la única fuente de exposición significativa de Metil mercurio para la población humana en general.

A esta concentración, la TIP de ostiones debido a la ingesta de Pb, osciló entre ($0,024$ a $0,03 \text{ kg.día}^{-1}$) a diferencia de la población infantil que resultó ser de $0,045 \text{ kg.día}^{-1}$ (Tabla 23). Estos datos sustentan la alta probabilidad de riesgo por la ingesta de Pb a través del consumo de ostiones para la población antes mencionada.

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

Tabla 22. Coeficiente de Riesgo (CR) debido a la exposición al Plomo (Pb) a través de la ingesta de organismos acuáticos (2011-2012).

CR de Pb		POBLACIÓN	POBLACIÓN	POBLACIÓN	POBLACIÓN
		EN GENERAL	INFANTIL (0-14 años)	JUVENIL (15-25 años)	ADULTA (26-100 años)
		Media ± DS			
Peces	Observada	0,358 ± 7,920	0,268 ± 0,655	0,301 ± 0,718	0,215 ± 0,491
Ostión	Observada	0,030 ± 0,006	0,067 ± 0,111	0,021 ± 0,027	0,018 ± 0,246

A pesar de los resultados anteriormente expuestos, es de concluir que el consumo de peces y ostiones no presenta un riesgo a la salud de la población en general y subpoblaciones de la ciudad de Bluefields, debido a la ingesta de Hg y Pb.

V. CONCLUSIONES

- El diagnóstico de la contaminación de la bahía de Bluefields reveló la presencia de COPs en compartimentos bióticos y abióticos de la bahía, la cual no tiene una dependencia estacional.
- La presencia de HAP en la biota (peces y ostiones), sugiere la bioacumulación de estos xenobióticos en la cadena trófica del ecosistema de la bahía de Bluefields.
- La presencia y los niveles de contaminación de los xenobióticos orgánicos en la laguna representan una amenaza para la biota acuática así como alteración de la calidad de las aguas y de los sedimentos.
- El pp-DDE fue el plaguicidas organoclorados más recurrente en los sedimentos en ambas épocas del año debido a la alta afinidad a la materia orgánica presentando niveles más altos que los valores de referencia de calidad en sedimento.
- Los metales con más ubicuidad en las aguas de la Bahía de Bluefields, fueron el Mercurio y el Aluminio. De acuerdo a los valores guías de concentración para la protección de la vida acuática, las concentraciones de ambos metales actualmente resultan en el deterioro de la calidad tanto de las aguas como la de la biota acuática de la bahía.
- La acumulación gradual de Plomo y Mercurio en los sedimentos de la Bahía de Bluefields puede aumentar la exposición de los organismos bentónicos a estos metales e impactar negativamente en los organismos más susceptibles y alterar consecuentemente la cadena trófica.
- De los metales analizados en lo peces y ostiones los más recurrentes fueron el Mercurio y el Plomo. Sin embargo los valores de concentraciones

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

de ambos metales observados en estos organismos son inferiores a los valores de concentraciones máximas permisibles establecidos por normas de países como México, Estados Unidos, Europa y España.

- Las probabilidades de riesgo a la salud de los pobladores de Bluefields asociado a la ingesta de metales a través del consumo de peces y ostiones son relativamente bajas. La subpoblación juvenil presenta las probabilidades más altas de riesgo por exposición al Mercurio.

VI. RECOMENDACIÓN

1. Establecer procedimientos regulatorios (a nivel de ordenanza municipal) y de vigilancia para el manejo de los desechos generados por el transporte acuático en la Bahía de Bluefields, gasolineras, actividad agrícola, y otras actividades económicas que tienen lugar en la cuenca de la Bahía de Bluefields
2. Promover la reforestación de las riveras de los ríos y áreas desforestadas en las cuencas 61 (Río Escondido) y 63 (entre Río Escondido y Punta Gorda) para disminuir la erosión y el transporte de sedimentos cargados de sustancias alóctonas.
3. Promover el uso de sustancias biodegradables que reemplacen el uso de plaguicidas convencionales y que sean ambientalmente amigables con el medioambiente y ser humano.
4. Velar por el cumplimiento de los parámetros de calidad (Decreto 33-95) de las aguas residuales y la implementación de plantas de tratamiento de los desechos mineros producto del proceso de recuperación del oro.
5. Desarrollar valores guías que permitan evaluar el estado de los ecosistemas nacionales en sus diferentes compartimentos.
6. Vigilar la tendencia temporal y espacial de los niveles de Mercurio y Plomo en cada compartimiento de la Bahía de Bluefields, de forma tal que pueda vaticinarse efectos adversos de estos tóxicos en la calidad de este ecosistema, así como prevenir el aumento en las probabilidades de riesgo a las poblaciones humanas consumidoras de la biota proveniente de la bahía.

7. Continuar los estudios en los bancos ostrícolas de la bahía con el objetivo de determinar el grado de afectación por la presencia de los metales encontrados y otros xenobióticos que son transportados a la bahía.

8. Se recomienda al gobierno local y entidades académicas y ambientales desarrollar seminarios para divulgar los hallazgos de este y otros estudios, con el objetivo desarrollar conciencia ambiental, así como para desarrollar capacidades para el buen uso, manejo y disposición de los desechos del transporte acuáticos, hidrocarburos y otros contaminantes ambientales que afectan a la Bahía de Bluefields.

VII. BIBLIOGRAFÍA

1. **Acosta, V., Lodeiros, C., Senior, W., et al. 2002.** Niveles de metales pesados en sedimentos superficiales en tres zonas litorales de Venezuela. INCI. [online]. dic. 2002, vol.27, no.12. citado 12 Agosto 2011.
2. **Aguilar, J., M., 2007.** Determinación de pesticidas organoclorados en *Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758 del lago de Tecocomulo, Hidalgo. Trabajo de investigación para optar al título de; Licenciado en Químico en Alimentos. Universidad Autónoma de Hidalgo. Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería.
3. **Armendáriz, R., C., Álvares, M., R., Hardisson de la Tore, A., 2006.** Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) en productos de la pesca: Revisión. Revista de Toxicología. Año/vol. 23 número 001. Asociación Española de Toxicología. Pamplona, España.
4. **ATSDR, 1995.** Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Reseña toxicológica de los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP). Atlanta, GA: Departamento de Salud y Servicios Humanos de EE. UU., Servicio de Salud Pública. http://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs69.pdf
5. **ATSDR, 1997.** Agency for Toxic Substances and Disease Registry. ATSDR's toxicological Profiles on CD-ROM. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, US Public Health Service, Publ: Lewis Publishers.
6. **ATSDR, 1999.** Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Resumen de salud Pública. Mercurio. http://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs46.pdf
7. **ATSDR, 2000.** Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Perfil Toxicológico para el Endosulfan. Septiembre del 2000.
8. **ATSDR, 2002.** Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Reseña Toxicológica del DDT/DDE/DDD. Atlanta, GA: Departamento de Salud y Servicios Humanos de EE.UU., Servicio de Salud Pública. http://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs35.html#bookmark1. Mayo 2012.
9. **ATSDR, 2005.** Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Perfil toxicológico de los hexaclorociclohexanos, Departamento de Servicios Humanos y de Salud de los EE.UU. Servicio de Salud Pública, agosto de 2005. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp43.html>.

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingestión de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

10. **ATSDR, 2007.** Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Resumen de Salud Pública. División de Toxicología y Medicina Ambiental. Plomo CAS#: 7439-92-1.
11. **ATSDR, 2007.** Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Resumen de Salud Pública. Arsénico CAS#: 7440-38-2. División de Toxicología y Medicina Ambiental. agosto de 2007. http://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs2.pdf.
12. **ATSDR, 2008.** Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Resumen de Salud Pública. División de Toxicología y Medicina Ambiental. Aluminio Cas#: 7429-90-5.
13. **Ávila, P., P.; y Zarazúa, G., O., (1990).** Concentración de Metales Pesados en Ostiones (*Crassostrea Virginica Gmelin*), del Canal El Chijol, Veracruz, México. Rev. Int. Contam. Ambient. 9(2), 53-64, 1993.
14. **Baumard P., H. Budzinski and P. Garrigues 1998.** Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and mussels of the western Mediterranean Sea. Environ. Toxicol. Chem., 17, 765-776.
15. **Baussant, T., Sanni, S., Jonsson, G., Skadsheim, A., Borseth, J.F., 2001.** Bioaccumulation of polycyclic aromatic compounds: 1. Bioconcentration in two marine species and in semipermeable devices during chronic exposure to dispersed crude oil. Environmental Toxicology and Chemistry, 20:1175-1184.
16. **Berg, H., Kiibus, M., and Kautsky, N. (1995).** Heavy metals in tropical Lake Kariba, Zimbabwe. Water, Air and Soil Pollution 83, 237-252.
17. **Bjørseth, A., y Randhal, T., 1985.** Handbook of Polycyclic Aromatic hydrocarbons. Vol. 2. Marcel Dekker Eds. New York. 416 p.
18. **Botello, A., V., S, Villanueva y F. Páez-Osuma, 1998.** Evaluación de algunos metales en organismos del Río Coatzacoalcos y de la laguna de Ostión, Ver., México. Contam. Ambient. 4:19-31.
19. **Burger, J., Gochfeld, M., 2007.** Risk to consumers from mercury in Pacific cod (*Gadus macrocephalus*) from the Aleutians: Fish age and size effects. Environmental Research 105 (2007) 276–284. Received 28 June 2006; received in revised form 10 May 2007; accepted 18 May 2007. Available online 27 June 2007. www.elsevier.com/locate/envres.
20. **C.M.J.A, 2003.** Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. <http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente>

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

21. **CABAL S A., 2006.** Estudio de Impacto Ambiental (EIA) y Monitoreo del Cierre del istmo de El Bluff, RAAS.
22. **Calamari, D., 2005.** Organización Panamericana de la salud. Curso de Autoinstrucción en Evaluación de Riesgo.
23. **Calva, L. G., y Torres, M. R., 1998.** Plaguicidas organoclorados. Lab. De Ecosistemas Costeros. Departamento de Hidrobiología. D.C.B.S. UA M-I.
24. **Castrillo, M, Z. Ramos, J. Karremans., 2000.** Ficha Técnica Ramsar: Sistema de Humedales de la Bahía de Bluefields.
25. **Castro, Alma. R., 2007.** Estado del agua y Saneamiento, RAAS. pp 29.
26. **CCME.** Canadian Environmental Quality Guideline. Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Summary Table. <http://st-ts.ccme.ca/en/index.html>.
27. **CEPIS, 1998.** Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. Manual de Evaluación y Manejo de Sustancias Tóxicas en Aguas Superficiales. Diciembre 1998. Versión revisada, marzo 1990. Versión actualizada, enero 2001.
28. **CIDCA, 1996.** Breve Caracterización Ecológica de la Región Autónoma Atlántico Norte; Copilado por Stern Robinson; Puerto Cabezas, RAAN; Nicaragua.
29. **CIDCA, 1996.** Diagnóstico de las Regiones Autónomas y Elementos para el Plan de Acción de CIDCA en el Período 1997-2002; Bilwi-RAAN.
30. **CIMAB, 1996.** Centro de Ingeniería y Manejo Ambiental de Bahías y Costas. Estudio Caso: Laguna de Bluefields; RAAS, Nicaragua. 99 pag.
31. **CIMAB-CUBA, 2005.** Informe Presentado por el Centro de Ingeniería y Manejo Ambiental de Bahías y Costas. Determinación de las cargas contaminantes Provenientes de fuentes terrestres de Contaminación marina en la costa atlántica de Nicaragua.
32. **CIRA/UNAN, 2008.** Universidad Autónoma de Nicaragua y el Centro para la Investigación en Recursos Acuáticos de Nicaragua. Programa de Monitoreo de la Bahía de Bluefields, RAAS, Nicaragua. Proyecto Regional: Regional Network in Marine Science and Technology for the Caribbean: The Know-why Network.
33. **Cullen, W.R., Reimer, K., J., 1989.** Arsenic speciation in the environment. Chem .Rev., 89, 713 -764

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingestión de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

34. **CWQG), 1987.** Canadiana Water Quility Guideline for the Protection of Aquatic Life. Canadian Council of Resource and Environmental Ministers. 1987-(Concentración Máxima Aceptable).
35. **CWQG, 2007.** Summary of Canadian Water Quility guidelines for the protection of aquatic life. Summary Table. Update 7.1. December 2007.
36. **D. Muir, A. Omelchenko, N. Grift, D. Savoie; W. Lockhart, P. Wilkinson and G. Brunskill, 1996.** Environ. Sci. Technol.30:3609 (1996).
37. **DANIDA, 1996.** Informe Área focal cuenca del río Escondido RAAS-Chontales. Comisión Nacional de los Recursos Hídricos, DANIDA. Bluefields.
38. **De Miguel, E., 2005.** La Evaluación de riesgos ambientales. Grupo de Geoquímica Ambiental. E.T.S.I. de Minas de Madrid.
39. **Deacon, JR.; Driver, NE. 1999.** Distribution of trace elements in streambed Sediment associated with mining activities in the upper Colorado River Basin. Colorado, USA, 1995-96. Arch. Environ. Contam. Toxicol: 37, 7-18.
40. **Del Razo, L.M., M.A. Arellano y M.E. Cebrián, (1990).** The oxidation states of arsenic in wellwater from a chronic arsenicism area of northern Mexico. Environ. Pollut, 64:143-153.
41. **Dierksmeier, G., 2001.** Plaguicidas, residuos, efectos y presencia en el medio, Ed. Científico-Técnica, La Habana, 2001.
42. **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.
43. **ELIKA, 2005.** Fundación Vasca para la Seguridad Agroalimentaria. Mercurio en Pescado. Fecha del documento: Noviembre del 2005. ELIKA – Granja Modelo, s/n. 01192. Arkaute (Áraba). 945 122 170. berri@elika.net. Pág. 9 de 30. www.ELIKA.net/datos/documentos/ELIKAberris/CE_information%20note%20mercury%20fish.pdf.
44. **Engel, D., & Brouwer, M., 1989.** Metallothionein and metallothionein-like proteins: Physiological importance. In Advances in comparative and environmental physiology. Springer-Verlag. Berlin, Alemania.
45. **Escobar, J., 2002.** La Contaminación de los ríos y sus efectos en las áreas costeras y el mar. Impreso en Naciones Unidas, Santiago de Chile,

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

diciembre del 2002. ISSN Electrónico 1680-9025.
<http://books.google.com.ni>.

46. **Español, C., S., 2001.** Toxicología del Mercurio. Actuaciones Preventivas en Sanidad Laboral y Ambiental. Jornada Internacional sobre el impacto ambiental del Mercurio utilizado por la minería urífera artesanal en Iberoamérica. Lima, Perú; 26, 27 y 28 de septiembre del 2001.
47. **Espina, S. & C. Vanegas. 1996.** Ecotoxicología y contaminación, pp. 69-106. In A. V. Botello, J. L. Rojas Galaviz, J. A. Benítez & D. Zárate Lomelí (eds.). Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. EPOMEX Serie Científica 5. Universidad Autónoma de Campeche. México.
48. **FAO, 1986.** Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). International Code of Conduct on the Distribution and Use of Pesticides. Roma: FAO, 1986; 28.
49. **FAO, 2012.** Examen mundial de la pesca y la acuicultura. El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2012. <http://www.fao.org/docrep/016/i2727s/i2727s01.pdf>.
50. **Farrell, AP. 1993.** "Cardiovascular system. In: Evans DH (ed.). The physiology of fishes. CRC Press, Ann Arbor, MI, pp 219-250.
51. **FDA 1995.** US Food and Drug Administration. Office of Regulatory Affairs. Regulatory action guidance. Fish, Shellfish, Crustaceans and Other Aquatic Animals - Fresh, Frozen or Processed - Methyl Mercury. 1995. http://www.fda.gov/ora/compliance_ref/cpg/cpgfod/cpg540-600.html.
52. **FDA, 2003.** Administración para los Alimentos y Medicamentos.
53. **Figueroa S. A., Cáceres M. C., Rosales C. R., 2007.** Evaluación del riesgo por consumir moluscos contaminados con Cadmio, Cromo y plomo. Hidrobiología, abril, año/vol. 17, Suplemento 1. Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa. Distrito Federal de México. Pp. 49-58.
54. **Freire, J. y U. Labarta. 2003.** El Prestige: impactos sobre los recursos y ecosistemas marinos. En: Fernández-Latorre, S. La Huella del Fuel. Ensayos sobre el Prestige. Ed. Fundación. Coruña, pp. 104-135.
55. **García C., D., J., 2002.** Estado Actual de la Contaminación por Metales Pesados y Pesticidas Organoclorados en el Parque Natural de Monfragüe. Universidad de Extremadura. Facultad de Veterinaria. Departamento de Medicina y Sanidad Animal. Edita: Universidad de Extremadura. Servicio de Publicaciones c/ Pizarro, 8. Cáceres 10071. publicac@unex.es. <http://www.pcid.es/public.htm>.

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingestión de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

56. **George S. G. y Frazier J. M. (1982).** Some aspects of the relationship between tolerance to heavy metal pollution and metabolism of Cd, Cu and Zn in oyster. *ThalassiaYugosl.* 18, 203-21 9.
57. **George S. G. y Pirie B. J. S. (1980).** Metabolism of zinc in the mussel *Mytilusedulis* (L): a combined ultra-structural and biochemical study. *J. Mar. Biol. Ass.* 60, 575-590.
58. **Goldberg, D.E. 1 976.** The Health of the Oceans. UNESCO Press, París, Francia. 172 pp.
59. **González Humberto, Ramírez, Marta & Torres, Ibis, 1999.** Heavy Metals in Sediments and Oysters from Bluefields Bay, Nicaragua, *Chemistry and Ecology*, 15:4, 311-319. <http://dx.doi.org/10.1080/02757549908035555>.
60. **Guzman- Amaya, P., 2004.** Contaminación por metales en ostiones de las lagunas de Alvarado, Mandinga y Tamiahua Ver. Tesis de Maestría en Ciencias (Biología) Facultad de Ciencias UNAM. México, 122 p.
61. **Herrera Casas, A., 2007.** Estudio sobre la Capacidad de resuspensión de las corrientes de densidad. Aplicación al caso del embalse de Flix. <http://upcommons.upc.edu/pfc/bitstream/2099.1/5953/8/07.pdf>. Fecha de la consulta: 16/07/20012.
62. **I.C.M.E., 1995.** International Council on Metals and the Environment Persistence, bioaccumulation and toxicity of metals and metal compounds. ISBN 1-895720-07-9, Paramex Inc., Washington.
63. **INIDE, 2005.** VIII Censo de Población y IV de Vivienda. Caracterización Sociodemográfica de la Región Autónoma Atlántico Sur.
64. **Iniesta, R. y Blanco, J., 2005.** Bioacumulación de hidrocarburos y metales asociados a vertidos accidentales en especies de interés comercial de Galicia. *Revista Galega dos Recursos Mariños (Monog.):* 2, 200 pp.
65. **Irwin, R.J., M. VanMouwerik, L. Stevens, M.D. Seese, and W. Basham. 1997.** Environmental Contaminants Encyclopedia. National Park Service, Water Resources Division, Fort Collins, Colorado. Distributed within the Federal Government as an Electronic Document (Projected public availability on the internet or NTIS: 1998). <http://www.miliarium.com/Prontuario/Tablas/Quimica/CaracteristicasCOP.as> p.
66. **Irwin, R.J., M. Van Mouwerik, L. Stevens, M.D. Seese, and W. Basham. 1997.** Environmental Contaminants Encyclopedia. National Park Service,

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingestión de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

Water Resources Division, Fort Collins, Colorado. Distributed within the Federal Government as an Electronic Document (Projected public availability on the internet or NTIS: 1998). www.miliarium.com/Prontuario/Tablas/Quimica/PropiedadesHAP.asp. Consultado el 11 de septiembre del año 2012. 2:57pm.

67. **Izquierdo C., P., Torres F., G., Barboza de Martínez Y., Márquez S., E., Allara C., M., 2000.** Análisis proximal, perfil de ácidos grasos, aminoácidos esenciales y Contenido de minerales en doce especies de pescado de importancia comercial en Venezuela. Versión impresa ISSN 0004-0622. ALAN v.50 n.2 Caracas jun. 2000.
68. **Labunska, I., Brigden, K. & Stringer, R. 2000.** Contaminantes orgánicos y metales pesados en sedimentos y muestras de agua asociados con el Polo Petroquímico de Ensenada-Berisso, Argentina, 2000. Información científica. Laboratorios de Investigación de Greenpeace, Departamento de Ciencias Biológicas, Universidad de Exeter, Exeter, Reino Unido. <http://www.ingenieroambiental.com/info/contaorg.pdf>.
69. **Legislación Federal de Brasil. Res. CONAMA (Consejo Nacional de Medio Ambiente), junio 1986.** Tomado de: Coletânea de Legislação Ambiental Federal - Estadual. Gobierno do Estado do Paraná. Secretaría de Estado de Desenvolvimento Urbano e do Medio Ambiente 1991.
70. **Logan D., T, 2007.** Perspective on Ecotoxicology of HAP to Fish. Human and Ecological Risk Assessment, Hum. Ecol. Risk Assess. Vol. 13, No.2, 2007. Copyright C Taylor & Francis Group, LLC. ISSN: 1080-7039 print/1549-7680 online. DOI: 10.1080/10807030701226749.
71. **López Ludwin L., Vidaurre, A., y Goussen, T., 2013.** “*Nicaragua exporta el 94% de su producción pesquera*”. Managua, Nicaragua | [elnuevodiario.com.ni](http://www.elnuevodiario.com.ni). <http://www.elnuevodiario.com.ni/economia/277836-nicaragua-exporta-94-su-produccion-pesquera/>. Agosto del 2015.
72. **Luna, L., B., et al., 2005.** Plan de Manejo Integrado. Sistema Operativo Microcuencas Miller Creek y Gunboat Creek, Bluefields, Nicaragua. Proyecto “Planificación de la Rehabilitación, Manejo Ambiental y Desarrollo Costero en Nicaragua, Honduras y Guatemala después del Huracán Mitch”.
73. **MARENA, 2005.** Determinación de las cargas contaminantes provenientes de fuentes terrestres de contaminación marina en la Costa Atlántica de Nicaragua. Informe presentado por el Centro de Ingeniería y Manejo Ambiental de Bahías y Costas (Cimab-Cuba).

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

74. **Marino, Damián, 2009.** Estudio teórico experimental sobre respuestas biológicas a compuestos orgánicos de relevancia ambiental.
75. **Mastrángelo, M., Topalián, M., Mortier, C du., Fernandez, C., A., 2005.** Coeficiente de partición de hidrocarburoa aromáticos policíclicos con sustancias húmicas: Un método simole para su determinación. Revista de Toxicología, Cuatrimestral, año/vol. 22, número 003. Asociación Española de Toxicología. Pamplona España. Pp 169 – 174.
76. **McElroy, A.; Farrington, J.W.; & Teal, J. M., 1989.** Bioavailability of polycyclic aromatic hydrocarbons in aquatic environment. Cap. 1. En: Varanasi, U. Metabolism of polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment. CRC Press. Florida, USA. 1-40 pp.
77. **Menéndez Angel N., 2010.** Transporte de Contaminantes en el medio Acuoso. Universidad Tecnológica Ambiental. Maestría en Ingeniería Ambiental.
78. **Moukrim, A., 2002.** POPs ecotoxicology studies in the Moroccan coast. Paper presented at the 2nd UNEP Regional WS on Transport Pathways and Effects of PTS, 3-5 April 2002, Rome (Italy).
79. **Naciones Unidas, 1984.** Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar, en: El Derecho del Mar Naciones Unidas, Nueva York, USA.
80. **Neff, J. M. 1979.** Polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment: sources, fates and biological effects. Applied Science Publishers. London. 262 p.
81. **Neff, Jerry, M., 2002.** Bioaccumulation in Marine Organisms. Effect of Contaminants from Oil Well Produced Water, United Kingdom: Elsevier.
82. **Nicaragua. Water Consultant. November, 2001.** 38 .Windom, H., S. Schropp, J. Ryan, and F. Lewis (1989). "Natural trace metal concentrations.
83. **Niño, L. y Torres N., 2009.** Determinación de la característica de toxicidad del Endosulfan por medio de la técnica TCLP (Toxicity Characteristic leaching Procedure). Universidad de la Sallé. Facultad de Ingeniería Ambiental y Sanitaria. Bogotá D.C.
84. **NOM-031-SSA1-1993.** Norma oficial mexicana, Bienes y Servicios. Productos de la pesca. Moluscos bivalvos frescos-refrigerados y congelados. Especificaciones sanitarias

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

85. **NTON 05 007-98.** Norma Técnica Obligatoria Nicaragüense Norma para la Clasificación De Los Recursos Hídricos. Normas Jurídicas de Nicaragua. Publicado en La Gaceta N° 30 el 11 de Febrero del 2000.
86. **OMAF, 1991.** Grower Pesticide Safty Course. Ontario Ministry of Agriculture and Food, Toronto, Ontario, Canada.
87. **OMS/OPS, 1990.** Organización Mundial de la Salud (OMS), Organización Panamericana de la Salud (OPS), Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud. Serie Vigilancia, 9. Plaguicidas organoclorados. México: OMS/OPS, 1990.
88. **Ongley, E., D., GEMS/Water Collaborating Centre. FAO, 1997.** Canada Centre for Inland Waters. Burlington, Canadá. Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos. Estudio FAO. Riego y Drenaje 55.
89. **PANIC. 1993.** Diagnóstico de los Recursos Marinos. Consultado en: http://www.cep.unep.org/nicaragua/CEPNET_BID/Website/pais/informe%20costas/humedales_de_importancia_y_estua.htm. Fecha de la consulta: 5-06-2002.
90. **Peña, Carlos E., Dean E. Carter and Felix Ayala-Fierro. 2001.** Toxicología Ambiental: Evaluación de Riesgos y Restauración Ambiental. Distributed on the Internet via the Southwest Hazardous Waste Program website at <http://superfund.pharmacy.arizona.edu/toxamb/>.
<http://superfund.pharmacy.arizona.edu/content/25211-dosis-de-referencia-ddr>.
91. **Picado F., Mendoza A., Cuadra S., Bermen G., Jakobsson J., y Bengtsson G., 2010.** *Risk Analysis: Ecological, Groundwater, and Human Health Risk Assessment in a Mining Region of Nicaragua.* Vol. 30, N° 6, 2010.
92. **Pinal, R., P. Suresh, C. Rao, L.S. Lee, P.C. Cline, and S.H. Yalkowsky. 1990.** Cosolvency of partially miscible organic solvents on the solubility of hydrophobic organic chemicals. *Environ. Sci. Technol.* 24:639–647.
93. **Pino E., V., 2002.** Extracción y preconcentración micelar. Aplicación a la determinación de hidrocarburos aromáticos policíclicos en muestras de interés medioambiental. Universidad de la Laguna. Departamento de Química Analítica, Nutrición y Bromatología.

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

94. **PNUMA, 1998.** Programa de las Naciones Unidas. UNEP/POPS/INC.1/6 http://www.chem.unep.ch/pops/pops_inc/inc_1/spanish/inc1-6.html. Citado 8 de junio del 2014. Hora: 12:48 pm.
95. **PNUMA, 2007.** Programa de las Naciones Unidas. Perfil de riesgos del beta-hexaclorociclohexano. Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes Comité de Examen de los contaminantes orgánicos persistentes. Tercera reunión, Ginebra, 19 a 23 de noviembre de 2007.
96. **PNUMA, 2008.** Programa de la Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Guía para el muestreo, preparación y análisis de contaminantes orgánicos en muestras ambientales (agua, suelos/sedimentos y biota), Manual del Programa del Monitoreo Costero del proyecto GEP-REPCar. PNUMA Programa Ambiental del Caribe, Kingston 2008.
97. **PNUMA, 2010.** Programa de la Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Análisis del Flujo del Comercio y Revisión de Prácticas de manejo ambientalmente racionales de producción conteniendo cadmio, Plomo y Mercurio en América Latina y el Caribe.
98. **PNUMA/CATIE-MARENA - Alcaldía de Bluefields, 2005.** Proyecto "Planificación de la Rehabilitación, Manejo Ambiental y Desarrollo Costero en Nicaragua, Honduras y Guatemala después del Huracán Mitch". Plan de manejo Sistema Operativo MNicrocuencas Miller Creek y Gunboat Creek, Bluefields, Nicaragua.
99. **Programa de información de especies acuáticas** *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758).
100. **Rainbow, P. S., Phillips D. J. y Depledge M. H. (1990).** The significance of trace metal concentrations in marine invertebrates. *Mar. Pollut. Bull.* 7, 321-324.
101. **Reglamento (CE) 1881/2006 de la Comisión de 19 de diciembre de 2006,** por el que se fija el contenido máximo de determinados contaminantes en los productos alimenticios. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2006:364:0005:0024:ES:PDF>.
102. **Reglamento (CE) No 78/2005 de la Comisión de 19 de enero de 2005** por el que se modifica el Reglamento (CE) No 466/2001 en lo referente a los metales pesados (Texto pertinente a efectos del EEE). Diario Oficial de la Unión Europea 20.1.2005. L 16/43.

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

103. **Regoli, F. & E. Orlando, 1994.** Bioavailability of biologically detoxified lead: Risk arising from consumption of polluted mussels. *Environmental Health Perspectives* 102 (3): 335-340.
104. **REpCar, 2008-2011. Reduciendo el Ecurrimiento de Plaguicida al Mar Caribe** Residuos de Plaguicida Agrícolas en las Aguas Costeras del Caribe. Colombia, Costa Rica y Nicaragua.
105. **República Argentina.** Decreto N° 831/1993. Anexo I - Anexo III - Anexo IV - Anexo V – Anexo VI.
<http://www.estrucplan.com.ar/Legislacion/Nacion/Decretos/Dec00831-93-Anexo2.htm>.
106. **Rizzo, Andrea et al, 2010.** Concentraciones de metales pesados en distintos compartimentos de lagos andinos de Patagonia Norte. *Ecol. austral* [online]. 2010, vol.20, n.2, pp. 155-171. ISSN 1667-782X.
107. **Rodríguez., H., R., 2001.** Estudio de la contaminación por metales pesado de la cuenca del Llobregat. Universidad Politècnica de Catalunya. Departament d'Enginyeria Minera i Recursos Naturals.
<http://www.tdx.cat/handle/10803/6978>.
108. **Rosell, V. L., 2009.** Evaluación de la calidad de las aguas de la Bahía de Bluefields (RAAS, NICARAGUA). Trabajo final de carrera (TFC).
109. **Sadiq, M., 1992.** Toxic metal chemistry in marine environments. Marcel Dekker Inc., New York, Basel, Hong Kong. ISBN 0824786475.
110. **Salazar, Coria, Lucia, 2008.** Evaluación de la toxicidad de hidrocarburos poliaromáticos en un sistema acuáticos y su aplicación en la ponderación de evidencias. Tesis para optar al grado de Maestro en Ciencias con especialidad en Toxicología. Mexico 2008.
111. **Salgueiro Leticia R., 2008.** Factores que Determinan la Presencia de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos como Contaminantes Agroambientales y Alimentarios. Tesis Doctoral. Universidad de Vigo Departamento de Química Analítica y Alimentaria. Área de Nutrición y Bromatología.
112. **Smocovich, M. C., 2000.** Emergencias Químicas Provocadas Por Mercurio y Sus Compuestos. Su Prevención y Control. Universidad Nacional de General San Martín. Tesis para optar al título de Magíster en Emergencias Químicas.

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingestión de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

113. **Soriano S., J., 2009.** Evaluación Y Seguimiento del Contenido en Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP) en mejillón silvestre se la costa de Galicia y Cantábrico, antes y después del vertido del B/T Prestige. Universidad de Coruña. Departamento de Química Analítica.
114. **U.S. FDA, 2001.** FDA Consumer Advisory. U.S. Food and Drug Administration, Washington, DC. Available: <http://www.fda.gov/bbs/topics/ANSWERS/2000/advisory.html> (accessed 1:12:01).
115. **U.S. FDA. 2001 (Food and Drug Administration).** FDA Consumer Advisory. U.S. Food and Drug Administration, Washington, DC. Available: <http://www.fda.gov/bbs/topics/ANSWERS/2000/advisory.html> (accessed 1:12:01).
116. **UCA 1995.** Environmental Impact Assessment of the Bluefields Bay Dredging Project", main report prepared by Universidad Centroamericana, August 1995.
117. **US EPA, 2001.** Freshwater criterion for fish. <http://www.epa.gov/fedrgstr/EPA-WATER/2001/January/Day-08/w217.html>.
118. **US. EPA, 1991.** National Primary Drinking Water Regulations. (Tomado de: World Water Environmental Engineer. 1991. p g. 4) (Máximo Nivel de Contaminante).
119. **US. EPA, 2000.** United State Environmental Protection Agency. Office of Water (4305). EPA 823-B-00-008. November 2000. Guidance for Assessing Chemical Contaminant Data for Use in Fish Advisories. Volume 2, Risk Assessment and Fish Consumption Limits Third Edition.
120. **Vallejo, M. (1997).** Toxicología ambiental: Fuentes, cinética y efectos de los contaminantes. Bogotá: Fondo Nacional Universitario.
121. **Valtierra-Vega, María Teresa y Schmitter-Soto, Juan Jacobo, 2001.** Hábitos alimentarios de las mojaras (Perciformes: Cichlidae) de la laguna Caobas, Quintana Roo, México. Rev. biol.trop. 2000, vol.48, n.2-3 [citado 2012-10-01]. http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442000000200022&lng=es&nrm=iso. ISSN 0034-7744.
122. **Vazquez, Fernanda J., 2005.** Toxicidad comparada de Zinc, Plomo y Mercurio para Zoea I de Chasmagnathus granulatus (Brachyura). N° 110. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Carrera de Licenciatura en Ciencias Biológicas. Universidad de Belgrano.

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

123. **Volger, B., 2008.** Endosulfan. Perfil Técnico.
124. **Walker, C. H., Hopkin, S. P., Sidly, R.M. & Peakall, D.B. 2006.** Principles of Ecotoxicology.
125. **Walker, K., and D.A. Vallero, and R.G. Lewis. 1999.** Factors influencing the distribution of lindane and other hexachlorohexanes. Environ. Sci. Technol. 33:4373-4378.
126. **Wang, W.-X., Fisher N. S., 1999.** Delineating metal accumulation pathways for marine invertebrates. The Science of the Total Environment 237/238 (1999) 459 – 472. www.elsevier.com/locate/scitotenv.
127. **WHO 1989. World Health Organisation.** Environmental Health Criteria 86. Mercury: Environmental Aspects. ISBN 92-4-154286-1.
128. **WHO, 2003.** World Health Organization. Health Risks of Persistent Organic Pollutants from Long-Range Transboundary Air Pollution (www.who.int).
129. **Wurl O., and Obbard J., P., 2004.** A review of pollutants in the sea-surface microlayer (SML): a unique habitat for marine organisms. Mar Pollut Bull 48:1016–30.

Sitios Web Consultados

- ✓ <http://st-ts.ccme.ca/?chems=all&chapters=3> Last update Tuesday, August 28, 2012.
- ✓ <http://whqlibdoc.who.int/publications/2004/924166052X.pdf>
- ✓ <http://www.miliarium.com/prontuario/indices/IndicesToxicidad.htm>
- ✓ <https://www.epa.gov/wqc/national-recommended-water-quality-criteria-aquatic-life-criteria-table#appendxa>
- ✓ www.bvsde.paho.org/tutorial/index.html. Consultada 03 de agosto de 2012.
- ✓ www.epa.gov/mercury/data.htm
- ✓ www.euskadi.net/r332709/es/contenidos/informacion/sanidad_alimentaria/es_1247/adjuntos/vigila9508.pdf
- ✓ www.fao.org/fishery/culturedspecies/Oreochromis_niloticus/es
- ✓ www.fishbase.org/Ecology/FishEcologySummary.php?StockCode=801&GenusName=Mugil&SpeciesName=cephalus. Citada: 1-9-012 a las 1:44 pm.
- ✓ www.fondear.org/infonautic/mar/Meteo/Alisios/Alisios.htm. Citado el 8 de junio del 2014. Hora: 12:48 pm.

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

- ✓ www.istas.net/risctox/index.asp?idpagina=1185.Contaminantes Orgánicos Persistentes (COP)
- ✓ www.palisade-lta.com/risk

VIII. ANEXO

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y oostiones, 2011-2012

Tabla 1. Concentraciones de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP) en las aguas de la Bahía de Bluefields, expresados en $\mu\text{g.L}^{-1}$. (Época de Invierno-2011)

ANALITO	LD	Yaladina	Bocana de Kukra River	Canala de Hone Sound	Punta de Lora	EL Buff	Frente a Bluefields	Punta Masaya	Muelle Municipal de Bluefields
ACENAFTENO	0,054	0,78	0,29	0,25	0,28	0,77			
ACENAFTILENO	0,058	0,13		0,05		0,74			0,09
ANTRACENO	0,062								
BENZO (a) ANTRACENO	0,077								
BENZO (b) FLUORANTENO	0,052								
BENZO (k) FLUORANTENO	0,097								
BENZO (a) PIRENO	0,13								
BENZO (e) PIRENO	0,046								
BENZO (g,h,i) PERILENO	0,654								
BIFENIL	0,049								
CRISENO	0,092	0,17							0,18
DIBENZO (a,h) ANTRACENO	0,750								
DIBENZOTIOFENO	0,053								
FENANTRENO	0,045								
FLUORANTENO	0,150								
FLUORENO	0,067								
INDENO (1,2,3 - c,d) PIRENO	0,500								
1-METIL FENANTRENO	0,086	0,84							
1-METIL NAFTALENO	0,045								
2-METIL NAFTALENO	0,059								
2,6-DIMETIL NAFTALENO	0,063	0,11				0,16			
NAFTALENO	0,047	0,11	0,06	0,23		0,06	0,18	<Ld	0,16
1,6,7-TRIMETIL NAFTALENO	0,047								
PIRENO	0,095								
PERILENO	0,093								

Los espacios en blanco significan que las concentraciones detectadas de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos estuvieron por debajo de los niveles de detección instrumental

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

Tabla 2. Concentraciones de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP) en las aguas de la Bahía de Bluefields, expresados en $\mu\text{g.L}^{-1}$. (Época de verano-2012)

ANALITO	LD	Yaladina	Bocana de Kukra River	Canala de Hone Sound	Punta de Lora	EL Buff	Frente a Bluefields	Punta Masaya	Muelle Municipal de Bluefields
ACENAFTENO	0,054		1,31						1,54
ACENAFTILENO	0,058								
ANTRACENO	0,062	0,59	0,87	0,64	1,46	8,55	5,71		0,49
BENZO (a) ANTRACENO	0,077	0,21					0,48		
BENZO (b) FLUORANTENO	0,052						0,32		
BENZO (k) FLUORANTENO	0,097		0,54						
BENZO (a) PIRENO	0,13								
BENZO (e) PIRENO	0,046								
BENZO (g,h,i) PERILENO	0,654								
BIFENIL	0,049			0,07		0,082			
CRISENO	0,092			0,43		0,47	0,47		
DIBENZO (a,h) ANTRACENO	0,750								
DIBENZOTIOFENO	0,053								
FENANTRENO	0,045			0,72		0,48			
FLUORANTENO	0,150				0,26	0,02	0,13		
FLUORENO	0,067	0,49	1,05	2,71			4,03		
INDENO (1,2,3 - c,d) PIRENO	0,500								
1-METIL FENANTRENO	0,086	6,07	2,48						2,32
1-METIL NAFTALENO	0,045	0,14	0,067						
2-METIL NAFTALENO	0,059	0,39		1,67		1,41	1,19		
2,6-DIMETIL NAFTALENO	0,063	0,12			0,446	0,406	0,166		0,086
NAFTALENO	0,047	0,093		0,12					
1,6,7-TRIMETIL NAFTALENO	0,047	0,2			0,17	0,96			0,1
PIRENO	0,095			0,21		0,47	0,49		
PERILENO	0,093								

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

Tabla 3. Concentraciones de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP) en los sedimentos de la Bahía de Bluefields, expresados en ng.g⁻¹. (Época de Invierno-2011).

ANALITO	LD	Yaladina	Bocana de Kukra River	Canala de Hone Sound	Punta de Lora	EL Buff	Frente a Bluefields	Punta Masaya	Muelle Municipal de Bluefields
ACENAFTENO	10,8								
ACENAFTILENO	11,6								
ANTRACENO	12,4								
BENZO (a) ANTRACENO	15,4								
BENZO (b) FLUORANTENO	10,4								
BENZO (k) FLUORANTENO	19,4								
BENZO (a) PIRENO	26,0								
BENZO (e) PIRENO	9,2								39,33
BENZO (g,h,i) PERILENO	130,8								
BIFENIL	9,8								
CRISENO	18,4								
DIBENZO (a,h) ANTRACENO	150,0								
DIBENZOTIOFENO	10,6								
FENANTRENO	9,0								
FLUORANTENO	30,0								
FLUORENO	13,4								
INDENO (1,2,3 - c,d) PIRENO	100,0								
1-METIL FENANTRENO	17,2								
1-METIL NAFTALENO	9,0								
2-METIL NAFTALENO	11,8								
2,6-DIMETIL NAFTALENO	12,6								
NAFTALENO	9,4								
1,6,7-TRIMETIL NAFTALENO	9,4								
PIRENO	19,0								
PERILENO	18,6								

Los espacios en blanco significan que las concentraciones detectadas de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos estuvieron por debajo de los niveles de detección instrumental.

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

Tabla 4. Concentraciones de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP) en los sedimentos de la Bahía de Bluefields, expresados en ng.g⁻¹. (Época de verano, 2012).

ANALITO	LD	Yaladina	Bocana de Kukra River	Canala de Hone Sound	Punta de Lora	EL Buff	Frente a Bluefields	Punta Masaya	Muelle Municipal de Bluefields
ACENAFTENO	10,8								15,89
ACENAFTILENO	11,6								
ANTRACENO	12,4								
BENZO (a) ANTRACENO	15,4	<Ld							
BENZO (b) FLUORANTENO	10,4								
BENZO (k) FLUORANTENO	19,4								
BENZO (a) PIRENO	26,0								
BENZO (e) PIRENO	9,2	111,84	113,56	73,88					
BENZO (g,h,i) PERILENO	130,8								
BIFENIL	9,8								
CRISENO	18,4								41,72
DIBENZO (a,h) ANTRACENO	150,0								
DIBENZOTIOFENO	10,6								
FENANTRENO	9,0								
FLUORANTENO	30,0								
FLUORENO	13,4								
INDENO (1,2,3 - c,d) PIRENO	100,0								
1-METIL FENANTRENO	17,2								
1-METIL NAFTALENO	9,0								
2-METIL NAFTALENO	11,8								13,91
2,6-DIMETIL NAFTALENO	12,6								29,80
NAFTALENO	9,4								
1,6,7-TRIMETIL NAFTALENO	9,4								
PIRENO	19,0								47,68
PERILENO	18,6								

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

Tabla 5. Concentraciones de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP) en peces de la Bahía de Bluefields, expresados en ng.g⁻¹ (Época de Invierno-2011).

ANALITO	LD	Canala de Hone Sound		Punta de lora		El Bluff		Frente a Bluefields	
		Bagre	Robalo	Mojarra Negra	Palometa	Bagre	Palometa	Palometa	Mojarra Negra
ACENAFTENO	10,8	21,92			29,99			72,36	
ACENAFTILENO	11,6							57,13	
ANTRACENO	12,4							97,12	
BENZO (a) ANTRACENO	15,4								
BENZO (b) FLUORANTENO	10,4							125,68	
BENZO (k) FLUORANTENO	19,4								
BENZO (a) PIRENO	26,0								
BENZO (e) PIRENO	9,2								
BENZO (g,h,i) PERILENO	130,8							<Ld	
BIFENIL	9,8							99,02	
CRISENO	18,4								
DIBENZO (a,h) ANTRACENO	150,0							<Ld	
DIBENZOTIOFENO	10,6							110,44	
FENANTRENO	9,0							118,06	
FLUORANTENO	30,0							87,59	
FLUORENO	13,4								
INDENO (1,2,3 - c,d) PIRENO	100,0	<Ld		<Ld	<Ld	<Ld		125,68	
1-METIL FENANTRENO	17,2							49,51	
1-METIL NAFTALENO	9,0							83,79	
2-METIL NAFTALENO	11,8							57,13	
2,6-DIMETIL NAFTALENO	12,6							38,08	
NAFTALENO	9,4							85,69	
1,6,7-TRIMETIL NAFTALENO	9,4							112,35	
PIRENO	19,0								
PERILENO	18,6								

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

Tabla 6. Concentraciones de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP) en peces de la Bahía de Bluefields, expresados en ng.g⁻¹. (Época de verano, 2012).

ANALITO	LD	Canala de Hone Sound				Punta de lora		El Bluff		
		Bagre	Robalo	Lisa	Palometa	Robalo	Lisa	Mojarra Negra	Mojarra Negra	Robalo
ACENAFTENO	10,8									
ACENAFTILENO	11,6									
ANTRACENO	12,4						32,55			
BENZO (a) ANTRACENO	15,4									
BENZO (b) FLUORANTENO	10,4									
BENZO (k) FLUORANTENO	19,4	24,86								
BENZO (a) PIRENO	26,0								53,99	
BENZO (e) PIRENO	9,2									
BENZO (g,h,i) PERILENO	130,8									
BIFENIL	9,8									
CRISENO	18,4									
DIBENZO (a,h) ANTRACENO	150,0									
DIBENZOTIOFENO	10,6									
FENANTRENO	9,0									
FLUORANTENO	30,0									
FLUORENO	13,4									
INDENO (1,2,3 - c,d) PIRENO	100,0									
1-METIL FENANTRENO	17,2	40,16		19,27			38,29			
1-METIL NAFTALENO	9,0									
2-METIL NAFTALENO	11,8				15,56					
2,6-DIMETIL NAFTALENO	12,6	34,42	25,00	13,49	68,08		26,81		24,00	23,32
NAFTALENO	9,4									
1,6,7-TRIMETIL NAFTALENO	9,4									
PIRENO	19,0									
PERILENO	18,6	30,60								

Tabla 7. Concentraciones de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP) en las muestras de ostiones de la Bahía de Bluefields, expresados en ng.g⁻¹.

ANALITO	LD	Época de Invierno-2011		Época de verano, 2012	
		Punta Masaya	Punta de Lora	Punta Masaya	Punta de Lora
ACENAFTENO	10,8	24,75	29,72		
ACENAFTILENO	11,6	26,65			
ANTRACENO	12,4			43,63	23,93
BENZO (a) ANTRACENO	15,4			24,66	
BENZO (b) FLUORANTENO	10,4				
BENZO (k) FLUORANTENO	19,4				
BENZO (a) PIRENO	26,0				
BENZO (e) PIRENO	9,2				
BENZO (g,h,i) PERILENO	130,8				
BIFENIL	9,8				
CRISENO	18,4				
DIBENZO (a,h) ANTRACENO	150,0				
DIBENZOTIOFENO	10,6				
FENANTRENO	9,0	36,17			
FLUORANTENO	30,0			53,11	45,87
FLUORENO	13,4			36,04	23,93
INDENO (1,2,3 - c,d) PIRENO	100,0	<Ld			
1-METIL FENANTRENO	17,2	104,72		49,32	57,84
1-METIL NAFTALENO	9,0				
2-METIL NAFTALENO	11,8				
2,6-DIMETIL NAFTALENO	12,6	203,72		43,32	33,91
NAFTALENO	9,4				
1,6,7-TRIMETIL NAFTALENO	9,4				
PIRENO	19,0				

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

Tabla 8. Concentración de plaguicida organoclorado detectado en las aguas de la Bahía de Bluefields, expresado en ng.l⁻¹. Época de invierno, 2011.

Parámetro	Límite de detección	Sitio de muestreo						
		Yaladina	Bocana de Kukra River	Canala de Hone Sound	Punta de Lora	El Bluff	Frente a Bluefields	Punta Masaya
Alfa- clordano	0,21							
Gamma-clordano	0,21							
Alfa-HCH	0,23				1,43		2,04	2,09
Beta-HCH	0,21							
Delta-HCH	0,08							
Gamma-HCH (Lindano)	0,22							
pp. DDE	0,15							
pp. DDD	0,09							
pp.DDT	0,14							
Metoxicloro	0,38							
Heptacloro	0,21							
Heptacloro-Epóxido	0,24							
Aldrín	0,23							
Dieldrín	0,26							
Endrín	0,25							
Endrín- aldehido	0,19							
Endrín-Cetona	0,26							
Endosulfan I	0,26							
Endosulfan II	0,21							
Endosulfan Sulfato	0,42							

Tabla 9. Concentración de plaguicida organoclorado detectado en las aguas de la Bahía de Bluefields, expresado en ng.l^{-1} . Época de verano, 2012.

Parámetro	Límite de detección	Sitio de muestreo							
		Yaladina	Bocana de Kukra River	Canala de Hone Sound	Punta de Lora	El Bluff	Frente a Bluefields	Punta Masaya	Muelle Municipal de Bluefields
Alfa- clordano	0,21								
Gamma-clordano	0,21								
Alfa-HCH	0,23								
Beta-HCH	0,21								
Delta-HCH	0,08								
Gamma-HCH (Lindano)	0,22								
pp. DDE	0,15								
pp. DDD	0,09								
pp.DDT	0,14								
Metoxicloro	0,38								
Heptacloro	0,21								
Heptacloro-Epóxido	0,24								
Aldrín	0,23								
Dieldrín	0,26								
Endrín	0,25								
Endrín- aldehido	0,19								
Endrín-Cetona	0,26								
Endosulfan I	0,26								
Endosulfan II	0,21		1,10						
Endosulfan Sulfato	0,42								

Tabla 10. Concentraciones de plaguicidas organoclorados en el sedimento de la Bahía de Bluefields, expresado en ng.g⁻¹. Época de Invierno-2011.

Parámetro	Límite de detección	Sitio de muestreo							
		Yaladina	Bocana de Kukra River	Canala de Hone Sound	Punta de Lora	El Bluff	Frente a Bluefields	Punta Masaya	Muelle Municipal de Bluefields
Alfa- clordano	0,04								
Gamma-clordano	0,04								
Alfa-HCH	0,05								
Beta-HCH	0,04								1,42
Delta-HCH	0,02								
Gamma-HCH (Lindano)	0,04	4,53	6,66	2,84	2,38	2,00	2,82	2,03	
pp. DDE	0,03		0,24	0,05	0,07	0,05	0,13	0,18	5,41
pp. DDD	0,02							0,08	2,50
pp.DDT	0,03								0,98
Metoxicloro	0,08								
Heptacloro	0,04								
Heptacloro-Epóxido	0,05								
Aldrín	0,05								
Dieldrín	0,05								
Endrín	0,05								
Endrín- aldehido	0,04								
Endrín-Cetona	0,05								
Endosulfan I	0,05								
Endosulfan II	0,04								
Endosulfan Sulfato	0,08								

Tabla 11. Concentración de plaguicidas organoclorados en el sedimento de la Bahía de Bluefields, expresado en ng.g⁻¹. Época de verano, 2012.

Parámetro	Límite de detección	Sitio de muestreo							
		Yaladina	Bocana de Kukra River	Canala de Hone Sound	Punta de Lora	El Bluff	Frente a Bluefields	Punta Masaya	Muelle Municipal de Bluefields
Alfa- clordano	0,04								
Gamma-clordano	0,04								
Alfa-HCH	0,05								
Beta-HCH	0,04								
Delta-HCH	0,02								
Gamma-HCH (Lindano)	0,04								
pp. DDE	0,03		0,14	0,66	0,48	0,1	0,33	0,28	2,94
pp. DDD	0,02								1,18
pp.DDT	0,03								0,60
Metoxicloro	0,08								
Heptacloro	0,04								
Heptacloro-Epóxido	0,05								
Aldrín	0,05								
Dieldrín	0,05								
Endrín	0,05								
Endrín- aldehido	0,04								
Endrín-Cetona	0,05								
Endosulfan I	0,05								
Endosulfan II	0,04								
Endosulfan Sulfato	0,08		1,10						

Los espacios en blanco significan que las concentraciones detectadas de los plaguicidas organoclorados estuvieron por debajo de los niveles de detección instrumental.

Tabla 12. Concentraciones de plaguicidas organoclorados en los peces de la Bahía de Bluefields, expresado en ng.g⁻¹. Época de Invierno-2011.

Parámetro	Límite de detección	Sitio de muestreo								
		Bocana de Kukra River	Canala de Hone Sound		Punta de Lora		El Bluff		Frente a Bluefields	
		Mojarra Negra	Bagre	Robalo	Mojarra Negra	Palometa	Robalo	Bagre	Palometa	Mojarra Negra
Alfa- clordano	1,00									
Gamma-clordano	1,00								1,22	
Alfa-HCH	1,00									
Beta-HCH	1,00									
Delta-HCH	1,00									
Gamma-HCH (Lindano)	1,00									
pp. DDE	1,00									
pp. DDD	1,00									
pp.DDT	1,00									
Metoxicloro	1,00									
Heptacloro	1,00									
Heptacloro-Epóxido	1,00									
Aldrín	20,00									
Dieldrín	1,00									
Endrín	1,00									
Endrín- aldehido	1,00									
Endrín-Cetona	1,00									
Endosulfan I	1,00									
Endosulfan II	1,00									
Endosulfan Sulfato	1,00									

Los espacios en blanco significan que las concentraciones detectadas de los plaguicidas organoclorados estuvieron por debajo de los niveles de detección intrumental.

Tabla 13. Concentraciones de plaguicidas organoclorados en los peces de la Bahía de Bluefields, expresado en ng.g⁻¹. (Época de verano, 2012).

Parámetro	Límite de detección	Sitio de muestreo								
		Canala de Hone Sound				Punta de Lora			El Bluff	
		Bagre	Robalo	Lisa	Palometa	Robalo	Lisa	Mojarra Negra	Mojarra Negra	Robalo
Alfa- clordano	1,00									
Gamma-clordano	1,00									
Alfa-HCH	1,00									
Beta-HCH	1,00									
Delta-HCH	1,00									
Gamma-HCH (Lindano)	1,00									
pp. DDE	1,00	1,00								
pp. DDD	1,00									
pp.DDT	1,00									
Metoxicloro	1,00									
Heptacloro	1,00									
Heptacloro-Epóxido	1,00									
Aldrín	20,00									
Dieldrín	1,00									
Endrín	1,00									
Endrín- aldehido	1,00									
Endrín-Cetona	1,00									
Endosulfan I	1,00									
Endosulfan II	1,00									
Endosulfan Sulfato	1,00									

Los espacios en blanco significan que las concentraciones detectadas de los plaguicidas organoclorados estuvieron por debajo de los niveles de detección intrumental.

Tabla 14. Concentraciones de plaguicidas organoclorados en los ostiones de la Bahía de Bluefields, expresado en ng.g⁻¹. Época de Invierno-2011.

Parámetro	Límite de detección	Sitio de muestreo	
		Punta de Lora	Punta Masaya
Alfa-HCH	1,00		
Beta-HCH	1,00		
Delta-HCH	1,00		
Gamma-HCH (Lindano)	1,00		
pp. DDE	1,00		2,41
pp. DDD	1,00		
pp.DDT	1,00		
Metoxicloro	1,00		
Heptacloro	1,00		
Heptacloro-Epóxido	1,00		
Aldrín	20,00		
Dieldrín	1,00		
Endrín	1,00		
Endosulfan I	1,00		
Endosulfan II	1,00		

Los espacios en blanco significan que las concentraciones detectadas de los plaguicidas organoclorados estuvieron por debajo de los niveles de detección instrumental.

Tabla 15. Concentraciones de plaguicidas organoclorados en los ostiones de la Bahía de Bluefields, expresado en ng.g^{-1} . Época de verano, 2012.

Parámetro	Límite de detección	Sitio de muestreo	
		Punta de Lora	Punta Masaya
Alfa-HCH	1,00		
Beta-HCH	1,00		
Delta-HCH	1,00		
Gamma-HCH (Lindano)	1,00		
pp. DDE	1,00		2,77
pp. DDD	1,00		
pp.DDT	1,00		
Metoxicloro	1,00		
Heptacloro	1,00		
Heptacloro-Epóxido	1,00		
Aldrín	20,00		
Dieldrín	1,00		
Endrín	1,00		
Endosulfan I	1,00		
Endosulfan II	1,00		

Los espacios en blanco significan que las concentraciones detectadas de los plaguicidas organoclorados estuvieron por debajo de los niveles de detección instrumental.

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

Tabla 16. Concentraciones de metales en muestras de agua de la Bahía de Bluefields, expresados en $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Época de Invierno - 2011).

Sitios muestreados	Compuesto	
	Mercurio Total	Plomo Total
Yaladina		
Bocana de KukraRiver		
Canala de HoneSound	0,19	
Punta de Lora		
EL Bluff	0,18	
Frente a Bluefields		4,77
Punta Masaya	0,10	
Muelle Municipal de Bluefields	0,12	

Los espacios en blanco significan que las concentraciones detectadas de los metales estuvieron por debajo de los niveles de detección intrumental

Tabla 17. Concentraciones de metales en muestras de agua de la Bahía de Bluefields, expresados en µg.L-1 (Época de Verano- 2012).

Sitios muestreados	Compuesto		
	Aluminio total	Cromo total	Mercurio total
Yaladina	1992,3		
Bocana de kukra River	1677,3		
Canala de Hone Sound	2399,3		
Punta de Lora	1630,3	1,05	0,09
El Bluff	911,3		
Frente a Bluefields	2722,3		
Punta Masaya	1935,3		
Muelle Municipal de Bluefields	2476,3		

Los espacios en blanco significan que las concentraciones detectadas de los metales estuvieron por debajo de los niveles de detección instrumental.

Tabla 18. Concentraciones de metales en muestras de sedimento de la Bahía de Bluefields, expresados en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ peso seco. (Época de Invierno- 2011).

Sitio muestreado	Compuesto	
	Mercurio total	Plomo total
Yaladina	0,15	13,34
Bocana de Kikra River	0,11	15,68
Canala de Hone Sound	0,066	19,36
Punta de Lora	0,020	5,98
El Bluff	0,038	12,21
Frente a Bluefields	0,077	10,84
Punta Masaya	0,059	15,56
Muelle Municipal de Bluefields	0,292	268,25

Tabla 19. Concentraciones de metales en muestras de sedimento de la Bahía de Bluefields, expresados en $\mu\text{g.g}^{-1}$ peso seco. (Época verano- 2012).

Sitio muestreado	Compuesto	
	Arsénico Total	Mercurio Total
Yaladina	1,12	0,08
Bocana de kukra River	1,00	0,03
Canala de Hone Sound	1,85	0,24
Punta de Lora	1,09	0,05
El Bluff	2,56	0,05
Frente a Bluefields	0,84	0,05
Punta Masaya	1,08	0,04
Muelle Municipal de Bluefields	2,69	0,04

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

Tabla 20. Concentraciones de metales en muestras de peces y ostiones de la Bahía de Bluefields, expresados en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ peso seco. (Época de Invierno- 2011).

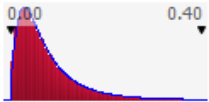
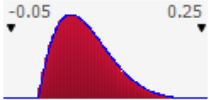
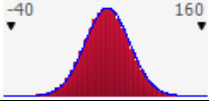
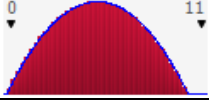


Sitios muestreados	Especies muestreadas	Compuesto	
		Mercurio Total	Plomo total
Bocana de Kukra River	Mojarra Negra	0,07	0,42
Canala de Hone Sound	Robalo	0,07	0,27
	Bagre	0,34	0,28
Punta de Lora	Palometa	0,19	
	Mojarra Negra	0,14	0,46
El Bluff	Palometa	0,26	0,38
	Bagre	0,26	0,42
	Robalo	0,12	0,36
Frente a Bluefields	Mojarra Negra	0,14	0,33
	Palometa	0,10	0,37
Punta Masaya		0,03	0,29
Punta de Lora	Ostiones	0,04	0,17

Tabla 21. Concentraciones de metales en muestras de peces y ostiones de la Bahía de Bluefields, expresados en $\mu\text{g.g}^{-1}$ peso seco (Época verano- 2012).

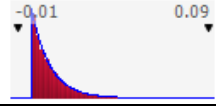
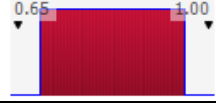

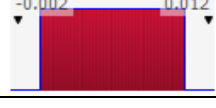
Sitios muestreados	Especies muestreadas	Compuesto	
		Mercurio Total	Plomo total
Canala de Hone Sound	Palometa	0,09	0,17
	Lisa	0,02	0,17
	Bagre	0,35	0,30
	Robalo	0,02	0,27
Punta de Lora	Mojarra Negra	0,02	0,31
	Lisa	0,02	0,29
	Robalo	0,55	0,27
El Bluff	Mojarra Negra	0,05	0,26
	Robalo	0,40	0,24
Punta Masaya	Ostiones	0,03	0,17
Punta de Lora		0,03	0,17

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

Tabla 22. Función de Distribución Probabilística de las variables de entrada y salidas para los modelos utilizados en la evaluación del riesgo: Niveles de Mercurio estimado en los peces y el riesgo asociado con la exposición a través del consumo de peces para la población en general.

Nombre	Gráfico	Mín	Media	Máx	5%	95%	Errores
C Hg Observado en sedimentos		0.012	0.081	0.352	0.022	0.200	0
TIP		0.001	0.070	0.200	0.016	0.142	0
PC		-30.558	62.003	154.181	25.859	98.136	0
		0.15	5.07	9.97	1.47	8.66	0
Categoría: AE							
$AE / C_{\text{peces-MI}} = CMI-s \times AE \times TI \text{ Hg-peces/Ke } (\mu\text{g.g}^{-1})$		0.800	0.900	1.000	0.810	0.990	0
Categoría: $CMI-s = CsX R X F (\mu\text{g.g}^{-1})$							
$CMI-s = CsX R X F (\mu\text{g.g}^{-1}) / IDT (\mu\text{g de metilHg/kg})$		0.36	0.40	0.44	0.36	0.44	0
Categoría: F							

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

F / RIESGO POR CONSUMO DE PECES-Hg		0.001103	6	11.99947	0.59922	11.39926	0
Categoría: IDT							
IDT / IDP = Porc x TIP*1000 x (Cpeces-MI)/PC (ug*kg*día ⁻¹)		0.1000	0.2850	0.4700	0.1185	0.4515	0
Categoría: Ke							
Ke / Cpeces-MI = CMI-s x AE x TI Hg-peces/Ke (ug.g ⁻¹)		0.000	0.009	0.089	0.000	0.027	0
Categoría: Porc							
Porc / IDP = Porc x TIP*1000 x (Cpeces-MI)/PC (ug*kg*día ⁻¹)		0.700	0.825	0.950	0.712	0.937	0
Categoría: Promedio							
Promedio / C-Hg en sedimento (ambos muestreo)		-9.90	0.00	9.91	-7.30	7.29	0
Categoría: R							
R / RIESGO POR CONSUMO DE PECES-Hg		0.000	0.005	0.010	0.000	0.009	0
Categoría: TI Hg-peces							

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012




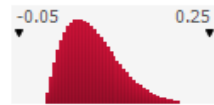

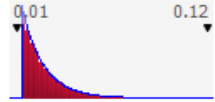
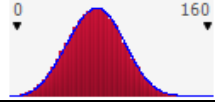
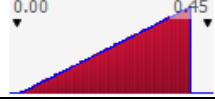
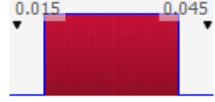
TI Hg-peces / Cpeces-MI = CMI-s x AE x TI Hg-peces/Ke (ug.g ⁻¹)		0.007	0.047	0.087	0.011	0.083	0
---	--	-------	-------	-------	-------	-------	---

Tabla 23. Función de Distribución Probabilística de las variables de entrada y salidas para los modelos utilizados en la evaluación del riesgo: Niveles de Mercurio observado en los peces y el riesgo asociado con la exposición a través del consumo de peces para la población General.

Nombre	Gráfico	Mín	Media	Máx	5%	95%	Errores
IDP		-55.970	0.171	87.790	0.010	0.600	0
IDP		0.700	0.825	0.950	0.712	0.937	0
TIP / IDP = Porc x TIP x 1000 (g/kg)(Cpeces-MI)/ BW (ug*kg*día ⁻¹)		0.000	0.069	0.200	0.016	0.141	0
CR		-299.6905	0.7123	235.0782	0.0330	2.6102	0


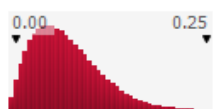

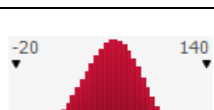


Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

Tabla 24. Función de Distribución Probabilística de las variables de entrada y salidas para los modelos utilizados en la evaluación del riesgo: Niveles de Mercurio observado en los ostiones y el riesgo asociado con la exposición a través del consumo ostiones para la población general.

Nombre	Gráfico	Mín	Media	Máx	5%	95%	Errores
Conjunto 1		0.016	0.028	0.115	0.017	0.051	0
PC		4.472	67.918	145.203	32.923	102.798	0
Conjunto 2		0.0243	0.2745	0.4000	0.1075	0.3905	0
Categoría: C _{ostión}							
Costion / IDP = TIP x 1000 (g/kg)(C _{ostiones})/ BW (ug*kg*día-1)		0.02000198	0.02999999	0.03999968	0.02099954	0.03899841	0


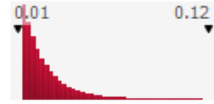
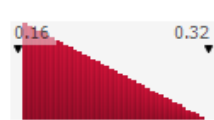
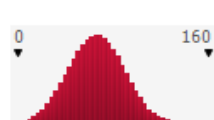
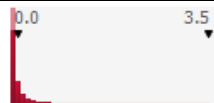
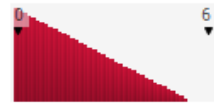
Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

Tabla 25. Función de Distribución Probabilística de las variables de entrada y salidas para los modelos utilizados en la evaluación del riesgo: Niveles de Plomo observado en los peces y el riesgo asociado con la exposición a través del consumo de peces para la población general.

Nombre	Gráfico	Mín	Media	Máx	5%	95%	Errores
<i>IDP</i>		-124.651	0.478	664.172	0.065	1.149	0
TIPadulto / IDP = TIP x 1000 (g/kg)(Cpeces-MI) / BW (ug*kg*día ⁻¹)		0.000	0.070	0.228	0.016	0.142	0
Cpeces-Pb / IDP = TIP x 1000 (g/kg)(Cpeces-MI) / BW (ug*kg*día ⁻¹)		0.08724219	0.3047237	1.187458	0.1799185	0.4829627	0
PC / IDP = TIP x 1000 (g/kg)(Cpeces-MI) / BW (ug*kg*día ⁻¹)		-11.973	61.784	136.801	24.192	97.290	0
<i>CR</i>		-66.6602	0.2914	233.7878	0.0133	1.0357	0
IDT / IDP = TIP x 1000 (g/kg)(Cpeces-MI) / BW (ug*kg*día ⁻¹)		0.10	4.20	12.32	0.41	9.64	0

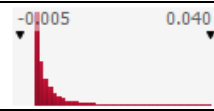
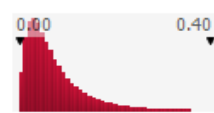
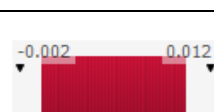



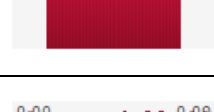
Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

Tabla 26. Función de Distribución Probabilística de las variables de entrada y salidas para los modelos utilizados en la evaluación del riesgo: Niveles de Plomo observado en los ostiones y el riesgo asociado con la exposición a través del consumo de ostiones para la población general.

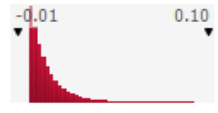


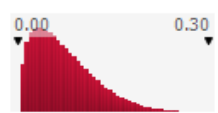

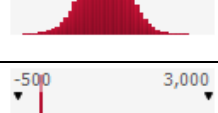


Nombre	Gráfico	Mín	Media	Máx	5%	95%	Errores
IDP		0.024	0.101	1.108	0.041	0.221	0
TIP / IDP = TIP x 1000 (g/kg)(Costiones)/ BW (ug*kg*día ⁻¹)		0.016	0.028	0.114	0.017	0.051	0
Costion / IDP = TIP x 1000 (g/kg)(Costiones)/ BW (ug*kg*día ⁻¹)		0.1700042	0.218	0.3134589	0.17364	0.2818006	0
PC / IDP = TIP x 1000 (g/kg)(Costiones)/ BW (ug*kg*día ⁻¹)		5.853	67.918	146.902	32.921	102.813	0
CR		0.0063	0.1168	3.4376	0.0154	0.4420	0
IDT / IDP = TIP x 1000 (g/kg)(Costiones)/ BW (ug*kg*día ⁻¹)		0.10	1.84	5.26	0.23	4.14	0

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

Tabla 27. Función de Distribución Probabilística de las variables de entrada y salidas para los modelos utilizados en la evaluación del riesgo: Niveles de Mercurio estimado en los peces y el riesgo asociado con la exposición a través del consumo de peces para la población adulta.

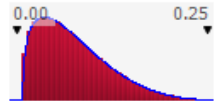
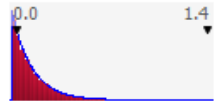
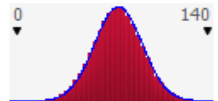
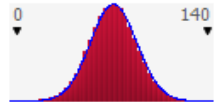


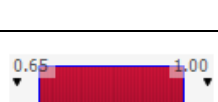
Nombre	Gráfico	Mín	Media	Máx	5%	95%	Errores
CMI-s		0.000	0.002	0.039	0.000	0.009	0
Cs / RIESGO POR CONSUMO DE PECES-Hg		0.012	0.081	0.352	0.022	0.200	0
R / RIESGO POR CONSUMO DE PECES-Hg		0.000	0.005	0.010	0.000	0.009	0
F / RIESGO POR CONSUMO DE PECES-Hg		0.000547182	6.000007	11.99918	0.5991645	11.39886	0
<i>Cpeces-MI</i>		0.000	0.137	469.668	0.000	0.201	0
AE / RIESGO POR CONSUMO DE PECES-Hg		0.800	0.900	1.000	0.810	0.990	0
TI Hg-peces / RIESGO POR CONSUMO DE PECES-Hg		0.007	0.047	0.087	0.011	0.083	0

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012


Ke / RIESGO POR CONSUMO DE PECES-Hg		0.000	0.009	0.090	0.000	0.027	0
IDP		0.000	0.134	607.374	0.000	0.184	0
IDP		0.700	0.825	0.950	0.712	0.937	0
TIP / IDP = Porc x TIP x 1000(g/kg) (Cpeces-MI) / BW (ug*kg*día ⁻¹)		0.016	0.078	0.250	0.023	0.160	0
PC / IDP = Porc x TIP x 1000(g/kg) (Cpeces-MI) / BW (ug*kg*día ⁻¹)		8.940	74.839	141.379	47.745	101.923	0
CR		0.000	0.588	2667.321	0.001	0.772	0
IDT / IDP = Porc x TIP x 1000(g/kg) (Cpeces-MI) / BW (ug*kg*día ⁻¹)		0.1000	0.2850	0.4700	0.1185	0.4515	0
Tc / IDP = Porc x TIP x 1000(g/kg) (Cpeces-MI) / BW (ug*kg*día ⁻¹)		1.362694	29.94016	215.3399	4.410421	97.05293	0

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

Tabla 28. Función de Distribución Probabilística de las variables de entrada y salidas para los modelos utilizados en la evaluación del riesgo: Niveles de Mercurio observado en los peces y el riesgo asociado con la exposición a través del consumo de peces para la población adulta.

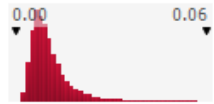





Nombre	Gráfico	Mín	Media	Máx	5%	95%	Errores
TIP-Adulto		0.016	0.078	0.250	0.023	0.161	0
Cpeces		0.01243551	0.1486368	1.275612	0.01940517	0.4203608	0
PC-Adulto		4.348	74.838	136.841	47.741	101.921	0
Peso corporal Pob Adulta		3.556	71.667	139.411	45.431	98.122	0
Con. de Hg total observada en los peces		0.0150003	0.1562106	1.3438040	0.0222314	0.4378907	0
$\text{IDT / IDP} = \text{Porc} \times \text{TIP} \times 1000(\text{g/kg}) (\text{Cpeces-MI}) / \text{BW} (\text{ug*kg*día}^{-1})$		0.1000	0.2850	0.4700	0.1185	0.4515	0
$\text{Porc / IDP} = \text{Porc} \times \text{TIP} \times 1000(\text{g/kg}) (\text{Cpeces-MI}) / \text{BW} (\text{ug*kg*día}^{-1})$		0.700	0.825	0.950	0.712	0.937	0

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

Rfd / IDP = Porc x TIP x 1000(g/kg) (Cpeces-MI) / BW (ug*kg*día ⁻¹)		0.02500089	0.03	0.03499994	0.02549925	0.03449957	0

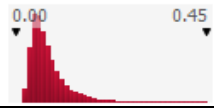


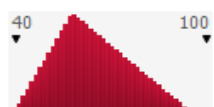
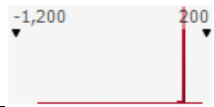

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

Tabla 29. Función de Distribución Probabilística de las variables de entrada y salidas para los modelos utilizados en la evaluación del riesgo: Niveles de Mercurio estimado en los ostiones y el riesgo asociado con la exposición a través del consumo de ostiones para la población adulta.

Nombre	Gráfico	Mín	Media	Máx	5%	95%	Errores
IDP		0.004	0.012	0.056	0.006	0.022	0
TIP / IDP = TIP x 1000 (g/kg)(Costiones)/ BW (ug*kg*día ⁻¹)		0.016	0.025	0.109	0.016	0.042	0
Costion / IDP = TIP x 1000 (g/kg)(Costiones)/ BW (ug*kg*día ⁻¹)		0.02000169	0.03	0.03999943	0.02099841	0.03899894	0
PC / IDP = TIP x 1000 (g/kg)(Costiones)/ BW (ug*kg*día ⁻¹)		42.518	64.758	92.699	48.794	83.711	0
CR		0.0095	0.0512	0.7545	0.0187	0.1218	0
IDT / IDP = TIP x 1000 (g/kg)(Costiones)/ BW (ug*kg*día ⁻¹)		0.0255	0.2745	0.4000	0.1076	0.3904	0

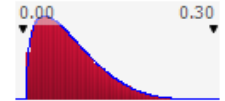
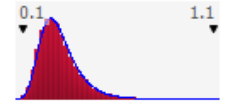
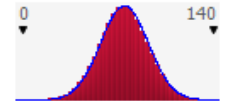
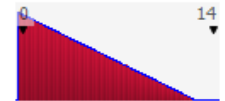
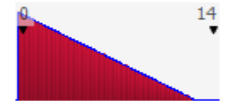
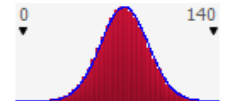

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

Tabla 30. Función de Distribución Probabilística de las variables de entrada y salidas para los modelos utilizados en la evaluación del riesgo: Niveles de Plomo estimado en los ostiones y el riesgo asociado con la exposición a través del consumo de ostiones para la población adulta.

Nombre	Gráfico	Mín	Media	Máx	5%	95%	Errores
<i>IDP</i>		0.032	0.085	0.444	0.046	0.158	0
TIP / IDP = TIP x 1000 (g/kg)(Costiones)/ BW (ug/kg*día ⁻¹)		0.016	0.025	0.111	0.016	0.042	0
CPb-ostion / IDP = TIP x 1000 (g/kg)(Costiones)/ BW (ug/kg*día ⁻¹)		0.1700035	0.218	0.3127873	0.173644	0.2817696	0
PC / IDP = TIP x 1000 (g/kg)(Costiones)/ BW (ug/kg*día ⁻¹)		42.497	64.758	92.920	48.797	83.712	0
<i>CR</i>		-1004.0940	-0.0734	141.9300	-0.2857	0.2892	0
IDT / IDP = TIP x 1000 (g/kg)(Costiones)/ BW (ug/kg*día ⁻¹)		-0.87	2.05	4.97	-0.58	4.68	0

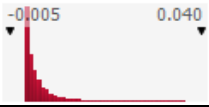
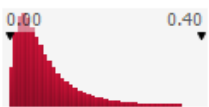
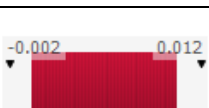



Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

Tabla 31. Función de Distribución Probabilística de las variables de entrada y salidas para los modelos utilizados en la evaluación del riesgo: Niveles de Plomo observado en los peces y el riesgo asociado con la exposición a través del consumo de peces para la población adulta.



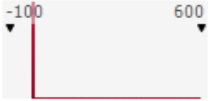



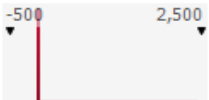

Nombre	Gráfico	Mín	Media	Máx	5%	95%	Errores
TIP-Adulto		0.016	0.078	0.254	0.023	0.160	0
Cpeces-Pb		0.1011	0.3131	1.0530	0.1898	0.4892	0
PC-Adulto		2.495	74.838	136.480	47.740	101.916	0
RfD-Pb		0.10	4.20	12.28	0.41	9.64	0
RfD-Pb		0.10	4.20	12.28	0.41	9.64	0
PC-Adulto		7.027	74.838	136.416	47.737	101.920	0
Con. de Hg total observada en los peces		0.0150095	0.1562244	1.5330260	0.0222320	0.4380337	0

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

Tabla 32. Función de Distribución Probabilística de las variables de entrada y salidas para los modelos utilizados en la evaluación del riesgo: Niveles de Mercurio estimado en los peces y el riesgo asociado con la exposición a través del consumo de peces para la población juvenil.

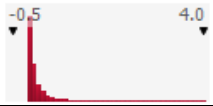
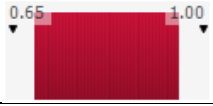
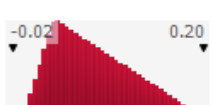
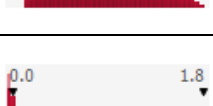

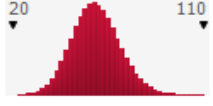

Nombre	Gráfico	Mín	Media	Máx	5%	95%	Errores
CMI-s		0,000	0,002	0,035	0,000	0,008	0
Cs / RIESGO POR CONSUMO DE PECES-Hg		0,012	0,081	0,352	0,022	0,200	0
R / RIESGO POR CONSUMO DE PECES-Hg		0,000	0,005	0,010	0,000	0,009	0
F / RIESGO POR CONSUMO DE PECES-Hg		0,000759389	5,999996	11,99939	0,599188	11,39993	0
Cpeces-MI / Cpeces-MI = CMI-s x AE x TI Hg-peces/Ke (ug.g-1)		0,000	0,125	388,775	0,000	0,196	0
AE / Cpeces-MI = CMI-s x AE x TI Hg-peces/Ke (ug.g-1)		0,800	0,900	1,000	0,810	0,990	0

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

TI Hg-peces / Cpeces-MI = CMI-s x AE x TI Hg-peces/Ke (ug.g-1)		0,007	0,047	0,087	0,011	0,083	0
Ke / Cpeces-MI = CMI-s x AE x TI Hg-peces/Ke (ug.g-1)		0,000	0,009	0,094	0,000	0,027	0
IDP		0,000	0,153	584,768	0,000	0,200	0
IDP		0,700	0,825	0,950	0,712	0,937	0
TIP / IDP = Porc x TIP x 1000 (g/kg) (Cpeces-MI)/PC (ug*kg*día-1)		0,000	0,076	0,195	0,017	0,156	0
PC / IDP = Porc x TIP x 1000 (g/kg) (Cpeces-MI)/PC (ug*kg*día-1)		24,771	60,272	106,845	43,590	78,327	0
CR		-8,82358E-06	0,6366645	2380,194	0,000575061	0,8463212	0
IDT / IDP = Porc x TIP x 1000 (g/kg) (Cpeces-MI)/PC (ug*kg*día-1)		0,100	0,285	0,470	0,118	0,451	0

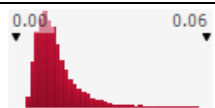


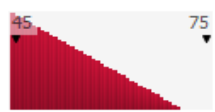
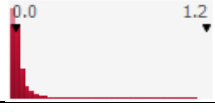
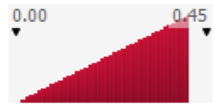
Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

Tabla 33. Función de Distribución Probabilística de las variables de entrada y salidas para los modelos utilizados en la evaluación del riesgo: Niveles de Mercurio observado en los peces y el riesgo asociado con la exposición a través del consumo de peces para la población juvenil.

Nombre	Gráfico	Mín	Media	Máx	5%	95%	Errores
IDP		0,000	0,159	3,977	0,012	0,532	0
IDP		0,700	0,825	0,950	0,712	0,937	0
TIP / IDP = Porc x TIP x 1000 (g/kg) (Cpeces-MI)/PC (ug*kg*día ⁻¹)		0,000	0,076	0,196	0,017	0,156	0
Cpeces-MI / IDP = Porc x TIP x 1000 (g/kg) (Cpeces-MI)/PC (ug*kg*día ⁻¹)		0,01243937	0,1485697	1,630291	0,01940777	0,420032	0
PC / IDP = Porc x TIP x 1000 (g/kg) (Cpeces-MI)/PC (ug*kg*día ⁻¹)		25,019	60,272	108,525	43,594	78,322	0
CR		0,000148518	0,6652066	22,22204	0,04001638	2,415287	0
IDT / IDP = Porc x TIP x 1000 (g/kg) (Cpeces-MI)/PC (ug*kg*día ⁻¹)		0,100	0,285	0,470	0,118	0,451	0

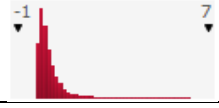
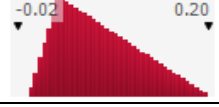
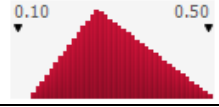
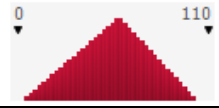

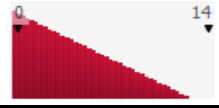
Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

Tabla 34. Función de Distribución Probabilística de las variables de entrada y salidas para los modelos utilizados en la evaluación del riesgo: Niveles de Mercurio observado en los ostiones y el riesgo asociado con la exposición a través del consumo de ostiones para la población juvenil.

Nombre	Gráfico	Mín	Media	Máx	5%	95%	Errores
IDP		0,005	0,014	0,056	0,007	0,025	0
TIP / IDP = TIP x 1000 (g/kg)(Costiones)/BW (ug*kg*día ⁻¹)		0,016	0,024	0,100	0,016	0,041	0
Costion / IDP = TIP x 1000 (g/kg)(Costiones)/BW (ug*kg*día ⁻¹)		0,02000172	0,03	0,03999981	0,02099816	0,03899854	0
PC / IDP = TIP x 1000 (g/kg)(Costiones)/BW (ug*kg*día ⁻¹)		45,360	53,743	70,467	45,995	64,885	0
CR		0,0136	0,0602	1,1228	0,0225	0,1400	0
IDT / IDP = TIP x 1000 (g/kg)(Costiones)/BW (ug*kg*día ⁻¹)		0,0270	0,2745	0,4000	0,1076	0,3905	0

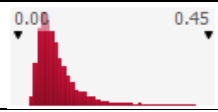
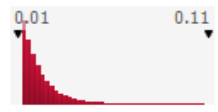
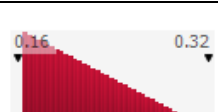
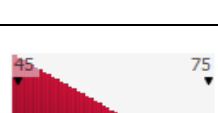


Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

Tabla 35. Función de Distribución Probabilística de las variables de entrada y salidas para los modelos utilizados en la evaluación del riesgo: Niveles de Plomo observado en los peces y el riesgo asociado con la exposición a través del consumo de peces para la población juvenil.

Nombre	Gráfico	Mín	Media	Máx	5%	95%	Errores
<i>IDP</i>		-0,0016	0,4863	6,1063	0,0795	1,2401	0
TIPjuvenil / IDP = TIP (Cpeces-MI) x 1000 (g/kg) / BW (ug*kg*día ⁻¹)		0,000	0,076	0,194	0,017	0,156	0
Cpeces Pb / IDP = TIP (Cpeces-MI) x 1000 (g/kg) / BW (ug*kg*día ⁻¹)		0,1398	0,3030	0,4990	0,1866	0,4364	0
PC / IDP = TIP (Cpeces-MI) x 1000 (g/kg) / BW (ug*kg*día ⁻¹)		7,795	55,828	100,458	22,966	87,023	0
<i>CR</i>		0,000	0,304	16,276	0,016	1,180	0
IDT / IDP = TIP (Cpeces-MI) x 1000 (g/kg) / BW (ug*kg*día ⁻¹)		0,10	4,20	12,30	0,41	9,64	0


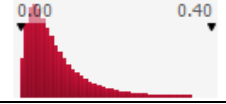
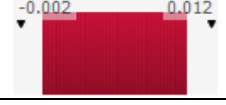

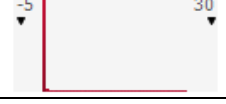


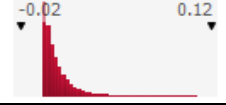
Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

Tabla 36. Función de Distribución Probabilística de las variables de entrada y salidas para los modelos utilizados en la evaluación del riesgo: Niveles de Plomo observado en los ostiones y el riesgo asociado con la exposición a través del consumo de ostiones para la población juvenil.

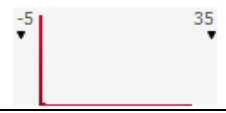

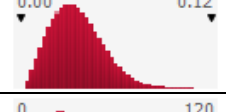
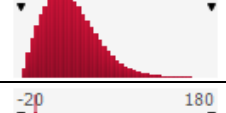


Nombre	Gráfico	Mín	Media	Máx	5%	95%	Errores
IDP		0,040	0,100	0,414	0,056	0,179	0
TIP / IDP =TIP x 1000 (g/kg)(Costiones)/ BW (ug*kg*día ⁻¹)		0,016	0,024	0,106	0,016	0,041	0
Costion / IDP =TIP x 1000 (g/kg)(Costiones)/ BW (ug*kg*día ⁻¹)		0,1700003	0,218	0,3133552	0,1736438	0,2817951	0
PC / IDP =TIP x 1000 (g/kg)(Costiones)/ BW (ug*kg*día ⁻¹)		45,359	53,743	70,370	45,996	64,883	0
CR		0,0099	0,1161	2,2731	0,0191	0,4266	0
IDT / IDP =TIP x 1000 (g/kg)(Costiones)/ BW (ug*kg*día ⁻¹)		0,10	1,84	5,30	0,23	4,14	0

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

Tabla 37. Función de Distribución Probabilística de las variables de entrada y salidas para los modelos utilizados en la evaluación del riesgo: Niveles de Mercurio estimado en los peces y el riesgo asociado con la exposición a través del consumo de peces para la población infantil.


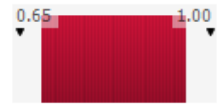
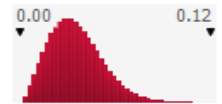

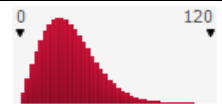

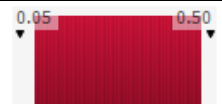
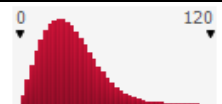
Nombre	Gráfico	Mín	Media	Máx	5%	95%	Errores
CMI-s		0.000	0.002	0.036	0.000	0.009	0
Cs / CMI-s = CsX R X F (ug.kg ⁻¹)		0.012	0.081	0.351	0.022	0.200	0
R / CMI-s = CsX R X F (ug.kg ⁻¹)		0.000	0.005	0.010	0.000	0.009	0
F / CMI-s = CsX R X F (ug.kg ⁻¹)		0.000372507	5.999995	11.99987	0.5997041	11.39973	0
Cpeces-MI / Cpeces-MI = CMI-s x AE x TI Hg-peces/Ke (ug.g ⁻¹)		0.000	0.080	25.080	0.000	0.217	0
AE / Cpeces-MI = CMI-s x AE x TI Hg-peces/Ke (ug.g ⁻¹)		0.800	0.900	1.000	0.810	0.990	0
TI Hg-peces / Cpeces-MI = CMI-s x AE x TI Hg-peces/Ke (ug.g ⁻¹)		0.007	0.047	0.087	0.011	0.083	0
Ke / Cpeces-MI = CMI-s x AE x TI Hg-peces/Ke (ug.g ⁻¹)		0.000	0.009	0.107	0.000	0.027	0

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

<i>IDP</i>		0.0000	0.0858	30.3768	0.0002	0.2343	0
Porc / Cpeces-MI = CMI-s x AE x TI Hg-peces/Ke (ug.g ⁻¹)		0.700	0.825	0.950	0.712	0.937	0
TIP / Cpeces-MI = CMI-s x AE x TI Hg-peces/Ke (ug.g ⁻¹)		0.007	0.037	0.107	0.015	0.064	0
PC / Cpeces-MI = CMI-s x AE x TI Hg-peces/Ke (ug.g ⁻¹)		4.912	33.698	105.831	12.160	61.267	0
<i>CR</i>		9.56949E-07	0.3459233	169.3668	0.000579421	0.951037	0
IDT / Cpeces-MI = CMI-s x AE x TI Hg-peces/Ke (ug.g ⁻¹)		0.100	0.285	0.470	0.118	0.451	0


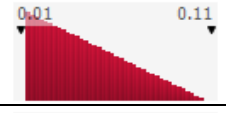
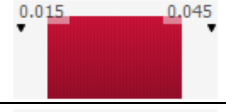
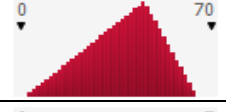

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

Tabla 38. Función de Distribución Probabilística de las variables de entrada y salidas para los modelos utilizados en la evaluación del riesgo: Niveles de Mercurio observado en los peces y el riesgo asociado con la exposición a través del consumo de peces para la población infantil.

Nombre	Gráfico	Mín	Media	Máx	5%	95%	Errores
IDP		0.0019	0.1748	3.5591	0.0133	0.5937	0
Porc		0.700	0.825	0.950	0.712	0.937	0
TIP		0.006	0.037	0.107	0.015	0.064	0
Cpeces-MI		0.01243562	0.1486527	1.378508	0.01940583	0.4204859	0
PC		4.942	33.698	108.032	12.160	61.258	0
CR		0.004473523	0.7302534	18.64084	0.04457598	2.531399	0
IDT		0.100	0.285	0.470	0.118	0.451	0
$P_c / T_c = R_{fd} \times PC / C_m$		4.861	33.699	110.778	12.162	61.259	0


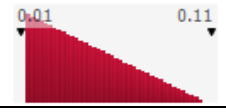
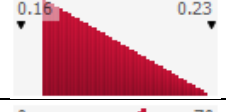
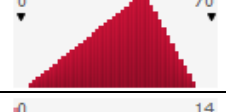

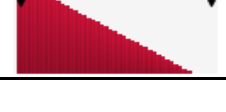
Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

Tabla 39. Función de Distribución Probabilística de las variables de entrada y salidas para los modelos utilizados en la evaluación del riesgo: Niveles de Mercurio observado en los ostiones y el riesgo asociado con la exposición a través del consumo de ostiones para la población infantil.

Nombre	Gráfico	Mín	Media	Máx	5%	95%	Errores
IDP		0.006	0.043	0.561	0.012	0.102	0
TIP / IDP = TIP x 1000 (g/kg)(Costiones)/ BW (ug*kg*día-1)		0.016	0.046	0.104	0.018	0.085	0
Costion / IDP = TIP x 1000 (g/kg)(Costiones)/ BW (ug*kg*día-1)		0.02000107	0.03000001	0.03999897	0.02099906	0.03899979	0
PC / IDP = TIP x 1000 (g/kg)(Costiones)/ BW (ug*kg*día-1)		4.977	37.690	62.986	15.463	55.946	0
CR		0.0176	0.1860	6.4943	0.0404	0.5161	0
IDT / IDP = TIP x 1000 (g/kg)(Costiones)/ BW (ug*kg*día-1)		0.0249	0.2745	0.4000	0.1076	0.3905	0

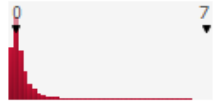
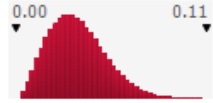
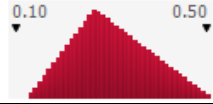
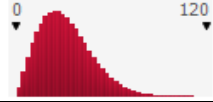
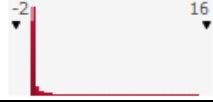
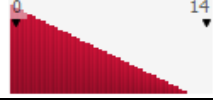

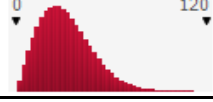
Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostras, 2011-2012

Tabla 40. Función de Distribución Probabilística de las variables de entrada y salidas para los modelos utilizados en la evaluación del riesgo: Niveles de Plomo observado en los ostras y el riesgo asociado con la exposición a través del consumo de ostras para la población infantil.

Nombre	Gráfico	Mín	Media	Máx	5%	95%	Errores
IDP		0.047	0.270	3.102	0.080	0.645	0
TIP / IDP = TIP x 1000 (g/kg)(Costiones)/PC (ug*kg*día-1)		0.016	0.046	0.103	0.018	0.085	0
Costion / IDP = TIP x 1000 (g/kg)(Costiones)/PC (ug*kg*día-1)		0.1700005	0.1892	0.2273306	0.1714566	0.2147178	0
PC / IDP = TIP x 1000 (g/kg)(Costiones)/PC (ug*kg*día-1)		5.018	37.690	63.028	15.463	55.947	0
CR		0.0138	0.3204	13.5853	0.0324	1.1853	0
IDT / IDP = TIP x 1000 (g/kg)(Costiones)/PC (ug*kg*día-1)		0.10	1.84	5.27	0.23	4.14	0

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostiones, 2011-2012

Tabla 41. Función de Distribución Probabilística de las variables de entrada y salidas para los modelos utilizados en la evaluación del riesgo: Niveles de Plomo observado en los peces y el riesgo asociado con la exposición a través del consumo de peces para la población infantil.

Nombre	Gráfico	Mín	Media	Máx	5%	95%	Errores
<i>IDP</i>		0.0284	0.4270	6.3263	0.1034	1.0963	0
TIPinfantil / IDP = TIP x 1000 (g/kg) (Cpeces-MI) / BW (ug*kg*día-1)		0.007	0.037	0.106	0.015	0.064	0
Cpeces-Pb / IDP = TIP x 1000 (g/kg) (Cpeces-MI) / BW (ug*kg*día-1)		0.139	0.303	0.498	0.187	0.436	0
PC / IDP = TIP x 1000 (g/kg) (Cpeces-MI) / BW (ug*kg*día-1)		4.88	33.70	109.66	12.16	61.27	0
<i>CR</i>		0.003	0.267	14.879	0.020	1.020	0
IDT / IDP = TIP x 1000 (g/kg) (Cpeces-MI) / BW (ug*kg*día-1)		0.10	4.20	12.33	0.41	9.64	0
<i>TC</i>		2.24	1953.21	34768.73	70.40	7367.97	0
$P_c / T_c = R_{fd} \times PC / C_m$		5.07	33.70	110.13	12.16	61.25	0

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostras, 2011-2012



Foto 1: Colecta de muestra y medición de los parámetros físicos-químicos del agua de la Bahía de Bluefields.



Foto 2. Proceso para la detección de plaguicidas organoclorados en muestras de agua de la Bahía de Bluefields.

Contaminación orgánica e inorgánica de la Bahía de Bluefields y evaluación del riesgo por la ingesta de Mercurio y Plomo a través del consumo de peces y ostras, 2011-2012



Foto 3. Cromatógrafos de gases (Varian 3400-GC) utilizado para la detección de plaguicidas organoclorados, hidrocarburos policíclicos aromáticos y Espectrómetro de Absorción Atómica utilizado para la detección de metales pesados en muestras de agua, sedimento y tejido de peces y ostras.



Foto 4. Mojarra Negra, Lisa y, Palometa colectadas de la Bahía de Bluefields para el análisis de hidrocarburos policíclicos aromáticos, plaguicidas organoclorados y metales pesados.