



Universidad
del Atlántico

CÓDIGO: FOR-DO-109

VERSIÓN: 0

FECHA: 03/06/2020

**AUTORIZACIÓN DE LOS AUTORES PARA LA CONSULTA, LA
REPRODUCCIÓN PARCIAL O TOTAL, Y PUBLICACIÓN ELECTRÓNICA DEL
TEXTO COMPLETO**

Puerto Colombia, 5 de mayo de 2020

Señores

DEPARTAMENTO DE BIBLIOTECAS

Universidad del Atlántico

Cuidad

Asunto: Autorización Trabajo de Grado

Cordial saludo,

Yo, **CARLOS HERNÁN PINZÓN BEDOYA.**, identificado(a) con **C.C. No. 12.557.783** de **SANTA MARTA DTCH**, autor(a) del trabajo de grado titulado **METALES PESADOS EN SEDIMENTOS Y PECES DE LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA, COMO INDICADORES DE RIESGO PARA LA SALUD HUMANA Y EL AMBIENTE** presentado y aprobado en el año **2019** como requisito para optar al título Profesional de **MAGISTER EN CIENCIAS AMBIENTALES**; autorizo al Departamento de Bibliotecas de la Universidad del Atlántico para que, con fines académicos, la producción académica, literaria, intelectual de la Universidad del Atlántico sea divulgada a nivel nacional e internacional a través de la visibilidad de su contenido de la siguiente manera:

- Los usuarios del Departamento de Bibliotecas de la Universidad del Atlántico pueden consultar el contenido de este trabajo de grado en la página Web institucional, en el Repositorio Digital y en las redes de información del país y del exterior, con las cuales tenga convenio la Universidad del Atlántico.
- Permitir consulta, reproducción y citación a los usuarios interesados en el contenido de este trabajo, para todos los usos que tengan finalidad académica, ya sea en formato CD-ROM o digital desde Internet, Intranet, etc., y en general para cualquier formato conocido o por conocer.

Esto de conformidad con lo establecido en el artículo 30 de la Ley 23 de 1982 y el artículo 11 de la Decisión Andina 351 de 1993, "Los derechos morales sobre el trabajo son propiedad de los autores", los cuales son irrenunciables, imprescriptibles, inembargables e inalienables.

Atentamente,

Firma

CARLOS H. PINZÓN B.

CARLOS HERNÁN PINZÓN BEDOYA.

C.C. No. 12.557.783 de SANTA MARTA DTCH

DECLARACIÓN DE AUSENCIA DE PLAGIO EN TRABAJO ACADÉMICO PARA GRADO

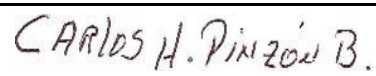
Este documento debe ser diligenciado de manera clara y completa, sin tachaduras o enmendaduras y las firmas consignadas deben corresponder al (los) autor (es) identificado en el mismo.

Puerto Colombia, **5 de mayo de 2020**

Una vez obtenido el visto bueno del director del trabajo y los evaluadores, presento al **Departamento de Bibliotecas** el resultado académico de mi formación profesional o posgradual. Asimismo, declaro y entiendo lo siguiente:

- El trabajo académico es original y se realizó sin violar o usurpar derechos de autor de terceros, en consecuencia, la obra es de mi exclusiva autoría y detento la titularidad sobre la misma.
- Asumo total responsabilidad por el contenido del trabajo académico.
- Eximo a la Universidad del Atlántico, quien actúa como un tercero de buena fe, contra cualquier daño o perjuicio originado en la reclamación de los derechos de este documento, por parte de terceros.
- Las fuentes citadas han sido debidamente referenciadas en el mismo.
- El (los) autor (es) declara (n) que conoce (n) lo consignado en el trabajo académico debido a que contribuyeron en su elaboración y aprobaron esta versión adjunta.

Título del trabajo académico:	METALES PESADOS EN SEDIMENTOS Y PECES DE LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA, COMO INDICADORES DE RIESGO PARA LA SALUD HUMANA Y EL AMBIENTE
Programa académico:	Maestría en Ciencias Ambientales

Firma de Autor 1:							
Nombres y Apellidos:	CARLOS HERNÁN PINZÓN BEDOYA						
Documento de Identificación:	CC	X	CE		PA	Número:	12.557.783
Nacionalidad:	Colombiano				Lugar de residencia:		
Dirección de residencia:							
Teléfono:					Celular:	3157781465	



FORMULARIO DESCRIPTIVO DEL TRABAJO DE GRADO

TÍTULO COMPLETO DEL TRABAJO DE GRADO	METALES PESADOS EN SEDIMENTOS Y PECES DE LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA, COMO INDICADORES DE RIESGO PARA LA SALUD HUMANA Y EL AMBIENTE
AUTOR(A) (ES)	CARLOS HERNÁN PINZÓN BEDOYA
DIRECTOR (A)	JOSÉ LUIS MARRUGO NEGRETE
CO-DIRECTOR (A)	
JURADOS	
TRABAJO DE GRADO PARA OPTAR AL TÍTULO DE	MAGÍSTER EN CIENCIAS AMBIENTALES
PROGRAMA	MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES
PREGRADO / POSTGRADO	POSTGRADO
FACULTAD	CIENCIAS BÁSICAS
SEDE INSTITUCIONAL	NOMBRE DE LA SEDE.
AÑO DE PRESENTACIÓN DEL TRABAJO DE GRADO	2019
NÚMERO DE PÁGINAS	NÚMERO DE PÁGINAS.
TIPO DE ILUSTRACIONES	Ilustraciones, Mapas, Tablas y gráficos)
MATERIAL ANEXO (VÍDEO, AUDIO, MULTIMEDIA O PRODUCCIÓN ELECTRÓNICA)	NO APLICA
PREMIO O RECONOCIMIENTO	MERITORIA



METALES PESADOS EN SEDIMENTOS Y PECES DE LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA, COMO INDICADORES DE RIESGO PARA LA SALUD HUMANA Y EL AMBIENTE

CARLOS HERNÁN PINZÓN BEDOYA

TRABAJO DE GRADO PARA OPTAR AL TÍTULO DE MAGÍSTER EN CIENCIAS AMBIENTALES

CONVENIO SUE - CARIBE

PROGRAMA DE MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES

FACULTAD DE CIENCIAS BÁSICAS

UNIVERSIDAD DEL ATLÁNTICO

PUERTO COLOMBIA

2019



METALES PESADOS EN SEDIMENTOS Y PECES DE LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA, COMO INDICADORES DE RIESGO PARA LA SALUD HUMANA Y EL AMBIENTE

CARLOS HERNÁN PINZÓN BEDOYA

TRABAJO DE GRADO PARA OPTAR AL TÍTULO DE MAGÍSTER EN CIENCIAS AMBIENTALES

DIRECTOR

JOSÉ LUIS MARRUGO NEGRETE. Ph D.

CONVENIO SUE - CARIBE

PROGRAMA DE MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES

FACULTAD DE CIENCIAS BÁSICAS

UNIVERSIDAD DEL ATLÁNTICO

PUERTO COLOMBIA

2019

NOTA DE ACEPTACION

DIRECTOR(A)

JURADO(A)S

AGRADECIMIENTOS

A Dios por su infinita misericordia y amor y por darme la oportunidad de estar todavía en la batalla de la vida.

A todo el personal del Laboratorio de “Aguas, Química Aplicada y Ambiental” de la Universidad de Córdoba, muy especialmente a la Doctora Saudith María Burgos Núñez

Al convenio SUE-Caribe y todos los docentes por el apoyo académico y logístico brindado para nuestra formación durante todo el proceso académico.

A la Universidad del Atlántico, especialmente a la Coordinadora, Doctora Karina Isabel Castellanos Romero, por su orientación, apoyo incondicional y buenos consejos.

A mis colaboradores Ing. Pesquero, Félix Cuello Benjumea, Químico, Iván Urango, Economista, José Luis González Porto por la confianza, apoyo, asesoría y consejos durante este trabajo.

A mi Director, Doctor. José Luis Marrugo Negrete por la confianza brindada, la amistad, el apoyo incondicional recibido, sugerencias y consejos durante la ejecución de todas las etapas del presente trabajo.

A mis compañeros de Maestría, William Gámez Flórez, Harry Arroyo Olarte, Eгна Yazmín Mantilla Barbosa, Dhay Luz Potes Cervantes, Leydis Seña Ramos y Ricardo Ahumada Díaz, con quienes compartí este viaje de formación, enseñanzas y aprendizaje.

Por el apoyo incondicional y colaboración de manera desinteresada de mis hermanas Luz Stella y Martha Lucía y a mi compañera de muchas luchas y sacrificios, Patricia Saldaña, quienes siempre han estado pendientes de mí. Viviré infinitamente agradecido con Ustedes, las amo...

A Plinio Robles Vargas y Libardo Maldonado Ruíz, pescadores de la comunidad de Tasajera, por su acompañamiento y apoyo en las actividades de campo.

A todas aquellas personas que de una u otra manera aportaron parte de su tiempo, esfuerzo o dedicación para contribuir al cumplimiento de este logro.

TABLA DE CONTENIDO

AGRADECIMIENTOS	VII
TABLA DE CONTENIDO	VIII
LISTA DE FIGURAS.....	XI
LISTA DE TABLAS.....	XIII
LISTADO DE ANEXOS.....	XV
RESUMEN.....	XVI
1 INTRODUCCIÓN	1
2 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	3
3 JUSTIFICACIÓN.....	5
4 MARCO TEÓRICO	7
4.1 GENERALIDADES DE LOS METALES PESADOS Y SUS RIESGOS A LA SALUD HUMANA	7
4.1.1 Arsénico, (As).....	8
4.1.2 Cadmio, (Cd)	8
4.1.3 Cobre, (Cu).....	10
4.1.4 Mercurio, (Hg)	10
4.1.5 Plomo, (Pb)	11
4.1.6 Zinc, (Zn)	12
4.2 TOXICOLOGÍA EN PECES Y ECOSISTEMAS ACUÁTICOS POR METALES PESADOS	13
4.3 CARACTERES DISTINTIVOS DE LAS ESPECIES ICTICAS SELECCIONAS	14
4.3.1 <i>Eugerres plumieri</i> (Cuvier, 1830). “Mojarra rayada”	14
4.3.2 <i>Centropomus undecimalis</i> (Bloch, 1792). “Robalo blanco”	15
4.3.3 <i>Elops smithi</i> (McBride, Rocha, Ruiz-Carus & Bowen, 2010). “Macabi”	16
4.3.4 <i>Mugil incilis</i> (Hancock, 1830). “Lisa rayada”	17
4.3.5 <i>Cathorops mapale</i> (Betancur y Acero, 2005). “Chivo mapalé”	18
4.4 CONTAMINANTES EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA (CGSM)	19
4.5 CARATERISTICAS DE LA POBLACIÓN RELACIONADA CON EL CONSUMO DE PESCADO	20
4.6 MARCO CONCEPTUAL.....	21
4.6.1 Sedimentos	21
4.6.1.1 Sedimentos naturales:	21
4.6.1.2 Sedimentos artificiales:.....	22
4.6.1.3 Clasificación	22
4.6.3 Bioacumulación	23
4.6.4 Biomagnificación	24
4.6.5. Potencial Rédox	24
4.6.6. Contaminación de ecosistemas acuáticos por metales pesados	24
4.6.7 Especies “Ícticas”	25
4.6.7.1. Peces Iliófagos.....	25
4.6.7.2. Peces Eurífagos	25
4.6.7.3. Peces Migratorios	25

4.6.8. Palangre.....	26
4.7 ANTECEDENTES.....	27
4.7.1 Contaminación por metales pesados en peces y riesgo a la salud humana.....	27
4.7.2 Evaluación del riesgo en la salud por la ingesta de pescado.....	34
4.7.3 Contaminación por metales pesados en sedimentos.....	35
5. OBJETIVOS.....	43
5.1 OBJETIVOS GENERAL.....	43
5.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	43
6. MARCO METODOLÓGICO.....	44
6.1 ÁREA DE ESTUDIO.....	44
6.2 ESTACIONES DE MUESTREO.....	44
6.3 ESPECIES ÍCTICAS SELECCIONADAS.....	45
6.4 COLECTA Y TRATAMIENTO DE LAS MUESTRAS EN PECES.....	47
6.5 DETERMINACIÓN DE METALES EN MUESTRAS DE PECES.....	47
6.6 COLECTA Y TRATAMIENTO DE LAS MUESTRAS EN SEDIMENTOS.....	48
6.7 DETERMINACIÓN DEL PH Y POTENCIAL REDOX (EH) EN SEDIMENTOS.....	49
6.8 DETERMINACIÓN DE MATERIA ORGANICA EN SEDIMENTOS.....	49
6.9 EVALUACIÓN DEL RIESGO A LA SALUD HUMANA POR CONSUMO DE PESCADO.....	49
6.9.1 Población y tamaño de la muestra.....	50
6.9.2 Aplicación de encuesta.....	51
6.9.3 Ingesta Diaria Estimada (EDI).....	52
6.9.4 Coeficiente de riesgo (HQ).....	52
6.9.5 Tasa Máxima de Consumo de Pescado Permisible (CRLim).....	53
6.10 EVALUACIÓN DEL RIESGO AMBIENTAL POR METALES PESADOS EN SEDIMENTOS.....	54
6.10.1 Factor de Enriquecimiento (FE).....	54
6.10.2 Índice de Geo-acumulación (Igeo).....	55
6.11 CONTROL DE CALIDAD.....	56
6.11.1 Linealidad.....	57
6.11.2 Exactitud.....	57
6.11.3 Precisión.....	58
6.11.4 Límite de detección (LD).....	58
6.12 TRATAMIENTO ESTADÍSTICO DE RESULTADOS.....	58
6.12.1 ANÁLISIS EXPLORATORIO DE LOS DATOS.....	58
6.12.2. DETERMINACIÓN DE DIFERENCIAS SIGNIFICATIVAS EN LA CONCENTRACIÓN DE UN METAL Y LOS FACTORES DE INTERÉS.....	59
7 RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	60
7.1 MORFOMETRÍA DE LAS ESPECIES ÍCTICAS SELECCIONADAS.....	60
7.2 CONCENTRACIONES DE METALES PESADOS EN TEJIDOS DE PECES.....	60
7.3 CONCENTRACIÓN DE METALES EN PECES POR ÉPOCA CLIMÁTICA.....	68
7.4 CONCENTRACIÓN DE METALES POR ZONAS DE MUESTREO EN PECES.....	73
7.5 COMPORTAMIENTO DE LOS METALES PESADOS EN LOS SEDIMENTOS.....	77
7.6 CONCENTRACIONES DE METALES PESADOS EN SEDIMENTO Y SU RELACIÓN CON LOS PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS.....	81
7.6.1 Comportamiento de la Materia Orgánica (MO).....	82
7.6.2 Comportamiento del Potencial de Hidrogeno (pH).....	83

7.6.3 Comportamiento del Potencial Redox (Eh)	83
7.7 CORRELACION ENTRE CONCENTRACIONES DE METALES Y PARAMETROS FISICOQUIMICOS.....	85
7.7.1 Calculo del Factor de Enriquecimiento (FE) - Índice de Enriquecimiento (IE).....	87
7.7.2 Determinación de los valores de fondo natural mediante núcleos sedimentarios.	90
7.7.3 Calculo del Índice de Geo-acumulación (Igeo)	91
7.8 EVALUACIÓN DEL RIESGO EN LA SALUD HUMANA POR EL CONSUMO DE PESCADO	93
7.8.1 Característica de la población en estudio.....	93
7.8.2 Especies ícticas de mayor consumo en el área de estudio.....	93
7.8.3 Cálculo de indicadores: Estimación del Riesgo Potencial por la Ingesta Diaria Estimada (EDI) y el Coeficiente de Riesgo (HQ)	94
8 CONCLUSIONES.....	99
9 RECOMENDACIONES	101
10 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	102
ANEXOS.....	135

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Principales caracteres distintivos de la mojarra rayada, <i>Eugerres plumieri</i> (Cuvier, 1830) de acuerdo a (Gilmore, 2002 y Cervigón, <i>et al.</i> , 1992). Fuente: http://climapesca.org/2018/09/06/eugerres-plumieri/ . Consultada 30 de julio de 2019 ..	15
Figura 2. Principales caracteres distintivos del robalo blanco, <i>Centropomus undecimalis</i> (Bloch, 1792) de acuerdo a (Orrel, 2002 y Cervigón, <i>et al.</i> , 1992). Fuente: http://climapesca.org/2018/09/06/centropomus-undecimalis/ . Consultada 30 de julio de 2019	16
Figura 3. Principales caracteres distintivos del macabí <i>Elops smithi</i> (McBride, Rocha, Ruiz-Carus & Bowen, 2010) de acuerdo a (McBride, <i>et al.</i> , 2010 y Cervigón, <i>et al.</i> , 1992). Fuente: https://gcrl.usm.edu/public/fish/ladyfish.php . Consultada 30 de julio de 2019 ...	17
Figura 4. Principales caracteres distintivos de la lisa <i>Mugil incilis</i> (Hancock, 1830) de acuerdo a (Harrison, 2002 y Cervigón, <i>et al.</i> , 1992). Fuente: https://biogeodb.stri.si.edu/caribbean/es/thefishes/species/3866 . Consultada 30 de julio de 2019	18
Figura 5. Principales caracteres distintivos del chivo mapalé <i>Cathorops mapale</i> (Betancur y Acero, 2005), de acuerdo a (Betancur y Acero, 2005 y Betancur, 2017). Fuente: https://www.fishbase.se/identification/SpeciesList.php?genus=Cathorops . Consultada 30 de julio de 2019	19
Figura 6. Ubicación geográfica de los sectores seleccionados para los muestreos. Fuente: Mantilla-Orduz W, (2019).....	46
Figura 7. Concentraciones de As y (b) Concentraciones de Cd [$\mu\text{g}/\text{kg}$], en tejido hepático y músculo para cada una de las especies evaluadas con intervalos de confianza al (95%) ...	61
Figura 8. Concentraciones de Cd [$\mu\text{g}/\text{kg}$], en tejido hepático y músculo para cada una de las especies evaluadas con intervalos de confianza al (95%).....	62
Figura 9. Concentraciones de Cu [$\mu\text{g}/\text{kg}$], en tejido hepático y músculo con intervalos de confianza al (95%).....	63
Figura 10. Concentraciones de Hg [$\mu\text{g}/\text{kg}$], en tejido hepático y músculo para cada una de las especies evaluadas con intervalos de confianza al (95%).....	64
Figura 11. Concentraciones de Pb [$\mu\text{g}/\text{kg}$], en tejido hepático y músculo para cada una de las especies evaluadas con intervalos de confianza al (95%).....	64
Figura 12. Concentraciones de Zn [$\mu\text{g}/\text{kg}$], en tejido hepático y músculo para cada una de las especies evaluadas con intervalos de confianza al (95%).....	65
Figura 13. Concentraciones de As [$\mu\text{g}/\text{kg}$], en época climática para cada una de las especies evaluadas con intervalos de confianza al (95%).....	69
Figura 14. Concentraciones de Cd [$\mu\text{g}/\text{kg}$], en época climática para cada una de las especies evaluadas con intervalos de confianza al (95%).....	70
Figura 15. Concentraciones de Cu [$\mu\text{g}/\text{kg}$], en época climática para cada una de las especies evaluadas con intervalos de confianza al (95%).....	70
Figura 16. Concentraciones de Hg [$\mu\text{g}/\text{kg}$], en época climática para cada una de las especies evaluadas con intervalos de confianza al (95%).....	71

Figura 17. Concentraciones de Pb [$\mu\text{g}/\text{kg}$], en época climática para cada una de las especies evaluadas con intervalos de confianza al (95%).....	72
Figura 18. Concentraciones de Zn [$\mu\text{g}/\text{kg}$], época climática para cada una de las especies evaluadas con intervalos de confianza al (95%).....	72
Figura 19. Concentraciones de As [$\mu\text{g}/\text{kg}$], en las zonas de muestreo para cada una de las especies evaluadas con intervalos de confianza al (95%)	73
Figura 20. Concentraciones de Cd [$\mu\text{g}/\text{kg}$], en las zonas de muestreo para cada una de las especies evaluadas con intervalos de confianza al (95%)	74
Figura 21. Concentraciones de Cd [$\mu\text{g}/\text{kg}$], en las zonas de muestreo para cada una de las especies evaluadas con intervalos de confianza al (95%)	75
Figura 22. Concentraciones de Hg [$\mu\text{g}/\text{kg}$], en las zonas de muestreo para cada una de las especies evaluadas con intervalos de confianza al (95%)	75
Figura 23. Concentraciones de Pb [$\mu\text{g}/\text{kg}$], en las zonas de muestreo para cada una de las especies evaluadas con intervalos de confianza al (95%)	76
Figura 24. Concentraciones de Zn [$\mu\text{g}/\text{kg}$], en las zonas de muestreo para cada una de las especies evaluadas con intervalos de confianza al (95%)	77
Figura 26. Valores de Fondo natural determinados mediante núcleos sedimentarios.	90
Figura 28. Especies con mayor índice de consumo, número de personas que reportan consumir alguna de las especies (n) con sus porcentajes respecto al total de personas encuestadas	97

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Principales propiedades físicas y químicas de los metales pesados en estudio	9
Tabla 2. Clasificación de los sedimentos naturales de acuerdo a su tipo y características, granulométricas.....	23
Tabla 3. Estaciones de muestreo para el estudio de concentración de metales pesados en sedimentos y tejidos de peces	45
Tabla 4. Especies ícticas seleccionadas para la realización del trabajo de acuerdo a sus hábitos alimenticios y conductuales	45
Tabla 5. Criterios de selección para a aplicación de encuestas en la población objeto del trabajo en el área de estudio.	50
Tabla 6. Determinación del tamaño de la muestra por cada comunidad de pescadores en el área de estudio	51
Tabla 7. Índices de referencia con potencial de riesgo para la salud por el consumo de Pescado de acuerdo a la normatividad para cada metal en estudio	54
Tabla 8. Clasificación de los elementos de acuerdo al Factor de Enriqueciendo (FE)	55
Tabla 9. Valores Bn según media de referencia Bowen (Turekian & Wedepohl, 1961)	56
Tabla 10. Clasificación del Índice de Geo-acumulación (Igeo).	56
Tabla 11. Material de Referencia IAEA-405 para sedimentos ($\mu\text{g/g}$).....	57
Tabla 12. Material de Referencia DORM-4 para músculo de peces ($\mu\text{g/g}$).....	57
Tabla 13. Características morfométricas de los individuos capturados a los cuales se les extrajeron muestras de tejidos para el presente estudio.	60
Tabla 14. Valores de concentración promedio de metales pesados en sedimentos las diferentes estaciones de muestreo de acuerdo a la época climática	78
Tabla 15. Valores promedio de Aluminio, pH, potencial Redox (Eh) y % coeficientes de variación de Materia orgánica, para sedimentos.....	82
Tabla 16. Coeficientes de correlación de Pearson entre metales y parámetros fisicoquímicos.	85
Tabla 17. Valores de fondo calculados por núcleo sedimentario de la estación Frente a Palenque para determinación del Factor de Enriquecimiento de sedimentos	88
Tabla 18. Valores de Fondo de acuerdo al núcleo sedimentarios en la CGSM.....	91
Tabla 19. Índices de Geoacumulación para las distintas estaciones de muestreo.	92
Tabla 20. Caracterización de la población encuestada por cada grupo población establecido.....	94
Tabla 21. Caracterización de la población del área de estudio respecto promedio de consumo de pescado	95
Tabla 22. Número de comidas con pescado semanal para las diferentes comunidades muestreadas	96
Tabla 23. Ingesta diaria promedio estimada de pescado por grupo cada uno de los grupos poblacionales.....	96

Tabla 24. Estimación del riesgo potencial por la ingesta de pescado para cada grupo poblacional. Dosis de Ingesta Diaria Estimada (EDI) ($\mu\text{g}/\text{Kg}/\text{día}$), Coeficiente de Riesgo (HQ) y Tasa Máxima de Consumo de Pescado Permisible (CRLim) ($\mu\text{g}/\text{Kg}/\text{día}$)..... 98

LISTADO DE ANEXOS

Anexo 1. Aspectos relacionados con la afectación a la salud, mecanismos de acción tóxica y patología generalizada por exposición prologada a los metales en estudio.....	135
Anexo 2. Concentraciones promedio de metales pesados en las especies en estudio, realizado por diferentes autores para el mar Caribe.	137
Anexo 3. Tipos de alimentos en las especies en estudio en la Ciénaga Grande de Santa Marta, según estudios de diferentes investigadores.	138
Anexo 4. Encuesta aplicada como herramienta para determinar el consumo de pescado en habitantes del área de estudio.	139
Anexo 5. Concentraciones medias de metales pesados en tejido hepático y muscular con sus desviaciones estándar para cada una de las especies estudiadas en ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	140
Anexo 6. Valores de las concentraciones de metales pesados por zonas de muestreo con sus desviaciones para cada una de las especie estudiada en ($\mu\text{g}/\text{kg}$).	140
Anexo 7. Valores de las concentraciones de metales pesados por época climática con sus desviaciones para cada una de las especie estudiada en ($\mu\text{g}/\text{kg}$).....	140
Anexo 8. Listado de fertilizantes, fungicidas e insecticidas comunmente usados en ganadería y cultivos extensivos y de menor escala en la región ubicada sobre la vertiente occidental de la Sierra Nevada de Santa Marta.	141
Anexo 9. Listado de peces de mayor consumo por los los grupos poblacionales del sector sur de la CGSM según encuesta realizada	142

RESUMEN

En la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM), Colombia se realizó una investigación sobre las concentraciones de metales pesados As, Cd, Hg, Cu y Zn presentes en sedimentos activos y en cinco especies de peces comerciales de alto consumo, lisa rayada (*Mugil incilis*), robalo blanco (*Centropomus undecimalis*), chivo mapalé (*Cathorops mapale*), mojarra blanca (*Eugerres plumieri*) y macabí (*Elops smithi*), con el propósito de determinar las implicaciones sobre la salud pública y la seguridad alimentaria generada por la problemática de la contaminación por estos metales pesados en sedimentos superficiales activos y en las cinco especies ícticas seleccionadas. Los muestreos se realizaron en dos épocas del año (lluviosa y seca) y las muestras se analizaron por espectroscopia de absorción atómica. El trabajo realizado fue de tipo exploratorio, haciendo uso del criterio de significancia $p < 0,05$. Fueron seleccionadas cuatro estaciones de muestreo, en todas se tomaron datos de sedimentos y en dos de tejidos en peces. Los resultados indicaron que algunas de las especies seleccionadas presentaron diferencias significativas en la concentración de los metales pesados estudiados tanto en tejido muscular como hepático. Se encontró además que las variables fisicoquímicas que inciden sobre el contenido de estos metales en el sedimento activo superficial, son materia orgánica y pH, viéndose esta primera, afectada en la temporada lluviosa en todas las estaciones seleccionadas. Los Índices de Geoacumulación para Cd, Hg, As y Zn indicaron valores de contaminado a contaminado moderadamente en ambas épocas para la Estación Frente a Palenque, que de acuerdo a su ubicación no existe contaminación antropogénica; mientras que para Cu este índice muestra una contaminación moderada para todas las estaciones y épocas climáticas, indicando contaminación de origen antropogénico por efectos del río Magdalena y los afluentes de los ríos de la Sierra Nevada de Santa Marta (SNNSM). Los sedimentos se encontraron débilmente enriquecidos en época seca, para As, Cu, Pb y Zn, lo cual puede atribuirse a una contaminación antrópica o natural externa; mientras que Hg y Cd se encuentran empobrecidos; se destaca el Pb como enriquecido en todas las estaciones menos en la estación Trojas de Aracataca en temporada lluviosa y como muy enriquecido en la estación Frente a Caño Grande en época seca. Los valores de concentración de los metales estudiados no son concluyentes para evidenciar la ocurrencia del proceso de la biomagnificación y bioacumulación.

Palabras claves: Metales pesados, Especies ícticas, Sedimento activo superficial, Coeficiente total de riesgo, Índice de geoacumulación, Factor de enriquecimiento.

1 INTRODUCCIÓN

La Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) comprende el complejo lagunar más grande del Caribe colombiano, siendo a su vez un ecosistema acuático estratégico para la vida en el planeta. En esta región se encuentra un Santuario de Flora y Fauna que representa una de las Zonas Núcleo de Reserva de la Biosfera, declarado por la UNESCO (Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, 2004; UAESPNN, 2015). De acuerdo con el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD), en Colombia, aproximadamente el 90% de las poblaciones ribereñas y costeras consumen proteína de origen animal proveniente del pescado, debido principalmente al acceso muy bajo respecto a otro tipo de proteínas; sin embargo, la incertidumbre sobre los niveles actualmente reportados de contaminación por metales pesados, han limitado el consumo de esta fuente alimenticia a la población ribereña (Fuentes-Gandara *et al.*, 2018).

En trabajos de monitoreo en la CGSM el Instituto de Investigaciones Marinas (INVEMAR), reporta que en el periodo lluvioso de 2013 y seco de 2014, la concentración de Cd y zinc (Zn) en material suspendido está por debajo del límite de detección por espectrometría de absorción atómica, situación presentada desde la época lluviosa de 2010. Los resultados encontrados muestran que las zonas con más altas concentraciones de estos metales, son las correspondientes a las influenciadas por el río Magdalena, a través del Caño Clarín, la principal entrada de contaminantes a este complejo lagunar. Se indica además un similar comportamiento del cobre (Cu), níquel (Ni) y plomo (Pb), para este periodo, viéndose influenciada la concentración de este último metal en épocas lluviosas, debido a la resuspensión del sedimento superficial, lo cual origina que se registren mayores concentraciones de este elemento en el material suspendido (INVEMAR, 2014).

Con relación a los sedimentos, a partir del 2005, el INVEMAR ha evaluado las concentraciones de la fracción biodisponible de Pb, cadmio (Cd), cromo (Cr), Cu, zinc (Zn) y Ni en sedimentos superficiales de la CGSM, con el fin de verificar si hay removilización desde el sistema sedimentario hacia la columna de agua. Debido a que en Colombia no existe legislación para el contenido de metales pesados en sedimentos, el INVEMAR estableció como criterio comparativo la guía internacional de la NOAA (Administración Nacional Oceánica y Atmosférica de Estados Unidos). Utilizando esta herramienta, se encontró que las zonas que presentan las concentraciones totales y biodisponibles más altas de estos metales pesados son las aledañas al río Magdalena. Según esta guía, a excepción del Ni, los metales analizados de 2011 a 2013 han estado por debajo del nivel umbral para efectos probables en sedimentos marinos (PEL) (Buchman, 2008). Estos valores son (Zn: 271,0 µg/g; Ni: 42,8 µg/g; Cr: 160,0 µg/g; Cd: 4,2 µg/g; Cu: 108,0 µg/g y Pb: 112,0 µg/g), de manera que no revisten riesgo para la salud de las especies acuáticas (INVEMAR 2014).

Sobre el (Hg) en aguas superficiales, se reporta que, en las épocas seca y lluviosa de 2014, estuvo por debajo del límite de detección (1.07 ng/mL), lo que sugiere que no hay peligros potenciales por contaminación por este metal, al presentar valores por debajo del nivel de referencia reportado (1.8 ng/mL) (Buchman, 2008). Para la época seca del 2014, el Hg en sedimentos, registró las mayores concentraciones, con un máximo de 111.0 ng/g en la zona de la desembocadura del río Magdalena, lo que demuestra la influencia de este sobre la CGSM. En la época lluviosa de ese mismo año, se registró la máxima concentración en la misma zona 109.6 ng/g, presentándose marcadas diferencias entre esta zona y las más alejadas a la misma. En términos generales, en ninguna zona se superó el nivel reportado en la guía internacional NOAA (TEL: 130 ng/g) (Buchman, 2008). Además, las concentraciones de Hg están relacionadas con las reportadas por (Alonso, *et al.*, 2000), donde las estas oscilaron entre 20 - 109 ng/g, indicando esto que no reviste riesgo para la salud de las especies acuáticas.

Por lo tanto, la evaluación de las concentraciones de metales pesados en el sedimento activo del cuerpo de agua de un ecosistema, puede ser utilizada para establecer su concentración y la causa de la contaminación debida a factores externos. De igual forma, la contaminación por metales pesados puede determinarse por medio de los residuos de estos que permanecen en el tejido muscular de peces (Christensen, *et al.*, 2015) y moluscos (Harvey, *et al.*, 2008), por su tendencia a acumular este tipo de contaminantes (Paulson, *et al.*, 2003). De acuerdo con ello, es de gran importancia realizar trabajos de investigación que permitan establecer qué metales pesados se encuentran en los peces, debido a que estos son parte de la alimentación para muchos habitantes de la zona costera, existiendo un riesgo que puede conducir a la intoxicación de toda la cadena alimentaria (Bahnasawy, *et al.*, 2009). Por otro lado, el efecto de la contaminación de la biodiversidad acuática se refleja en la disminución del crecimiento de los peces y su potencial desarrollo, suprimiendo parcial o totalmente su reproducción, existiendo trastornos de salud característicos, tales como migraciones a gran escala hacia aguas más limpias, pudiendo existir una alta tasa de mortalidad e incluso la desaparición de poblaciones enteras (Alibabić *et al.*, 2007).

2 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

La base económica de diferentes asentamientos humanos de los siete municipios que la componen la CGSM, es la captura de peces, crustáceos y moluscos, la cual es realizada de forma artesanal por cerca de 5.000 pescadores, siendo esta una actividad de la que dependen aproximadamente unas 20.000 personas. La cantidad de pescado capturado, se distribuye principalmente hacia los centros urbanos de las ciudades de Ciénaga, Santa Marta y Barranquilla, representando el principal producto proteico para esta población (CORPAMAG, 2016).

Según Aguilera-Díaz, (2011) los principales factores causantes del deterioro del ecosistema acuático de la CGSM, han sido entre otros, el aumento de la población en condiciones de pobreza, lo que ha generado la pérdida de biodiversidad por la sobreexplotación de los recursos, especialmente el recurso íctico. Aunado a lo anterior, la falta de infraestructura sanitaria de los diferentes asentamientos humanos, localizados en la orilla, al interior de la CGSM y sobre la vía que comunica a las ciudades de Ciénaga y Barranquilla, acentúan la problemática junto con la que generan los residuos de agroquímicos (nutrientes, plaguicidas) utilizados por la agroindustria localizada en el pie de monte de la Sierra Nevada de Santa Marta (SNSM), especialmente en la denominada Zona Bananera y en las cercanas a los ríos Aracataca, Fundación, Sevilla, Frío, entre otros, contribuyendo al deterioro ambiental.

En Colombia, en las poblaciones ribereñas y costeras aproximadamente el 90% de la población consume proteína de origen animal que proviene directamente del pescado, esto se debe principalmente, según el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD), al acceso limitado de otro tipo de proteínas; sin embargo, los niveles actualmente reportados de contaminación por metales pesados, han limitado en gran manera el consumo de esta fuente alimenticia a la población ribereña (Bonilla, *et al.*, 2013).

En la CGSM, se han detectado metales como Cd, Cu y Zn en concentraciones significativamente peligrosas, de acuerdo con los límites permisibles establecidos por la Environmental Protection Agency de los Estados Unidos (USEPA), por el Ministerio de Legislación Ambiental de Ontario y por el Ministerio de Salud del Brasil, entre otras (Perdomo *et al.*, 1999). Es importante anotar que el Ministerio de Salud y Protección Social de Colombia según resolución Número 04506 de 30 de octubre de 2013 establece los niveles máximos de contaminantes permisibles en los alimentos para el consumo humano y se dictan otras disposiciones, pero no hace referencia a pescados y mariscos, ni a sus productos derivados.

Los metales pesados, según su dinámica en el ecosistema acuático, pueden ser ingeridos junto con las partículas de materia orgánica por los organismos bénticos y eventualmente pueden moverse a lo largo de la cadena trófica siendo acumulados en algún eslabón de la

misma, por lo que la concentración detectada en los sedimentos se puede utilizar para evaluar el grado de toxicidad potencial en el ecosistema (Deacon y Driver, 1999).

Por lo tanto, el muestreo de metales pesados en sedimentos del cuerpo de agua del ecosistema, puede ser utilizado para establecer su concentración y la causa de la contaminación debido a factores externos. De igual forma, la contaminación por metales pesados puede determinarse por medio de los residuos de estos que permanecen en los tejidos musculares de peces (Christensen, *et al.*, 2015) y moluscos (Harvey *et al.* 2008), por su tendencia a acumular este tipo de contaminantes (Paulson, *et al.*, 2003).

De acuerdo con ello, es de gran importancia realizar trabajos tendientes a conocer que contaminantes o sustancias tóxicas se encuentran en los peces debido a que son parte de la alimentación para los habitantes de la zona costera y cuando los consumen, existe el riesgo de que puedan conducir a la intoxicación de toda la cadena alimentaria (Bahnasawy, *et al.*, 2009). Por otro lado, el efecto de la contaminación en la biodiversidad acuática debido a metales pesados en sedimentos, contribuyen a la disminución del crecimiento de diversas especies tales como aves, reptiles y peces no permitiendo en estas su potencial desarrollo, suprimiendo parcial o totalmente su reproducción, produciendo trastornos de salud característicos, tales como migraciones a gran escala hacia otros ecosistemas de aguas más limpias, lo que produce una alta tasa de mortalidad e inclusive llegar a la desaparición de poblaciones enteras (Alibabić *et al.*, 2007).

Dentro de este contexto, es de gran importancia determinar la concentración de metales pesados tanto en sedimentos como en peces en el área de estudio, con el fin de establecer los índices de riesgo ambiental, así como el riesgo en la salud humana por la ingesta de algunas especies típicamente consumidas por la población de este importante ecosistema acuático. Por lo anteriormente planteado, es necesario preguntarse ¿Cuál es el riesgo ambiental y en la salud que tienen los habitantes de la CGSM por el consumo de lisa rayada, *Mugil incilis*, (Hancock, 1830), robalo blanco, *Centropomus undecimalis*, (Bloch, 1792), chivo mapalé, *Cathorops mapale*, (Betancur y Acero, 2005), mojarra rayada, *Eugerres plumieri*, (Cuvier, 1830) y macabí, *Elops smithi* (McBride, Rocha, Ruiz-Carus & Bowen, 2010).

3 JUSTIFICACIÓN

Los ecosistemas acuáticos son un hábitat para diferentes organismos que convergen en este espacio geográfico, pero la contaminación en sus diferentes manifestaciones, paulatinamente los ha convertido en un depósito de productos de desecho, tales como los metales pesados (Griboff *et al.*, 2018) y algunos con residuos químicos potencialmente persistentes (Achary *et al.*, 2017). Lo anteriormente mencionado, aunado a un aumento en la población, ha traído como consecuencia inmediata la perturbación del equilibrio natural de estos ecosistemas y en algunos casos, la interrupción o pérdida total del mismo (Sharma, 2014; Ruíz, 2012).

Teniendo en cuenta que estos ecosistemas están conformados por una comunidad biológica altamente diversa y especializada propia del lugar, sobre los cuales inciden factores físicos, químicos, biológicos, ecológicos y que las interrelaciones entre ellos están en un equilibrio precario, la presencia de metales pesados modifica estas interrelaciones (David, *et al.*, 2012). Este tipo de contaminantes mediante ciertos mecanismos o reacciones químicas tienden a transformarse en otras sustancias que se encuentran en el agua o en el sedimento de ríos, lagos, ciénagas y mares (Förstner y Wittmann, 1981), por lo que se acumulan en el medio ambiente, con las consecuencias adversas para el equilibrio requerido en el ecosistema (Pekey *et al.*, 2004; Hall, 2004; Batvari, *et al.*, 2015).

En general, los metales pesados tienen una actividad tóxica reconocida cuando se encuentran en altas concentraciones, sin embargo, los organismos vivos tienen la necesidad de alguno de ellos debido a que los requieren en muy bajas concentraciones para cumplir con diferentes funciones fisiológicas y metabólicas (Ahmed, *et al.*, 2015). Pero estos pueden acumularse aumentando su concentración a medida que pasan de niveles tróficos más bajos a niveles tróficos más altos, propiciando la biomagnificación (Alí, *et al.*, 2016; Maanan, *et al.*, 201; Malvandi, 2017)

El aporte de estos contaminantes proviene de fuentes naturales y antropogénicas, generadas por diversas actividades (Endogrul y Ates, 2006; Merciai, *et al.*, 2014). Dentro de las actividades antropogénicas más representativas se pueden mencionar los procesos de fundición y de combustión, así como las plantas de beneficio de minerales metálicos, actividades que requieren el uso de materiales residuales en suelos, igualmente los lixiviados de las basuras, entre otros (Marrugo-Negrete, *et al.*, 2015; Ekeanyanwu, *et al.*, 2010).

La CGSM, no está exenta de esta problemática, de acuerdo a ello, es de gran importancia realizar trabajos tendientes a conocer que contaminantes se encuentran en los peces, porque que estos son parte de la alimentación para muchos habitantes de la zona costera y su presencia puede afectar toda la cadena alimentaria (Alonso, *et al.*, 2000; Bahnasawy, *et al.*, 2009). Así mismo, la contaminación por metales pesados afecta el crecimiento de

los peces llegando incluso a ocasionar una alta tasa de mortalidad y hasta la desaparición de algunas poblaciones (Alibabić, *et al.*, 2007).

La contaminación por metales pesados puede detectarse en los tejidos musculares de peces (Christensen, *et al.*, 2015) y moluscos (Harvey, *et al.* 2008), por su tendencia a acumular este tipo de contaminantes (Paulson, *et al.*, 2003). Por lo tanto, como objetivo general de la presente investigación se ha planteado determinar la concentración de arsénico (As), Cd, Cu, Hg, Pb y Zn en sedimentos y cinco especies de peces comerciales, lisa *Mugil incilis*, (Hancock, 1830), *robalo blanco*, *Centropomus undecimalis*, (Bloch, 1792), *chivo mapalé*, *Cathorops mapale*, (Betancur y Acero, 2005), *mojarra rayada*, *Eugerres plumieri*, (Cuvier, 1830) y *macabí*, *Elops smithi* (McBride, Rocha, Ruiz-Carus & Bowen, 2010) para emplearse como indicadores de riesgo ambiental y en la salud humana. Con ello, se pretende aportar información técnica y científica, para que se tomen medidas referentes a la minimización del riesgo a la salud de las comunidades vulnerables que derivan su sustento alimenticio de este ecosistema acuático, asociado al consumo de pescado contaminado.

4 MARCO TEÓRICO

4.1 GENERALIDADES DE LOS METALES PESADOS Y SUS RIESGOS A LA SALUD HUMANA

En la corteza terrestre existen una gran variedad de elementos químicos entre los que están presentes los metales, utilizados por el hombre desde tiempos inmemoriales, estos se pueden encontrar en forma de minerales, sales o de otros compuestos, cuya principal característica es que no son degradados o destruidos fácilmente de forma natural (Ruíz, 2010, Corrales, 2013; Marín, *et al.*, 2004). Dentro del grupo de los metales pesados se encuentran Hierro (Fe), Cu, Hg, Cd, Pb, Cr, Zn, Selenio (Se) y As, siendo este último un semimetal y el Se un no metal (Ruiz, 2010; Cancon, 2009), los que son empleados por el hombre, para la realización de diversas actividades o procesos productivos, los cuales, dependiendo de su disposición final, terminan contaminando los suelos, el aire y las aguas (Siguenza-Toledo, 2016; Londoño-Franco, *et al.*, 2016).

Algunos de estos elementos tales como Cu, Fe y Zn, son considerados como oligoelementos o esenciales, debido a que son requeridos los seres vivos en pequeñas concentraciones porque tienen funciones metabólicas específicas para el desarrollo de los sistemas biológicos, (Wang, *et al.*, 2010, Martorell y José, 2010), incluso su deficiencia o exceso puede conducir a problemas de salud (García-Camero, 2002; Franco, *et al.*, 2016).

Sin embargo, el Cd, As, Pb y Hg, son metales considerados no esenciales, los cuales poseen efectos tóxicos sobre un ecosistema o en un ser vivo, dependiendo de su concentración o de su estado de oxidación (Soto, *et al.*, 2011; Vivas-Aguas, *et al.*, 2013). Una de sus características más comunes es que presentan una alta persistencia, bioacumulación a través de la cadena de alimentación y biotransformación; pueden ser encontrados en los ecosistemas por largos periodos de tiempo, debido a que su degradación natural es difícil (Organización Mundial de la Salud, 1980; Thomas, *et al.*, 2009; Marrugo y Paternina, 2011; Rodríguez, 2012), llegando finalmente a, provocar problemas en la salud humana y animal (Argumedo, *et al.*, 2015; Salazar-Camacho, *et al.*, 2017).

Una vez estos metales no esenciales ingresen a los cuerpos de agua, se absorben y algunos se precipitan en los sedimentos generando así una fuente potencial de contaminación. Posteriormente estos pueden ser liberados a la columna de agua, a la vegetación o a los peces y pueden transferirse a la población silvestre, causando un riesgo potencial para la salud humana y animal a todos los niveles (Schenone, *et al.*, 2013; Argumedo, *et al.*, 2015; Franco, *et al.*, 2016).

De acuerdo con lo anteriormente expuesto, de manera general en la Tabla 1 se presenta un resumen de las principales propiedades físicas y químicas y en el Anexo 1, se especifican los efectos adversos sobre la salud de los metales objeto del presente trabajo.

4.1.1 Arsénico, (As)

El As se encuentra distribuido ampliamente en la naturaleza (cerca de $5 \times 10^{-4}\%$ de la corteza terrestre), formando principalmente compuestos con los minerales sulfurosos, siendo la arsenopirita (FeAsS) la forma más abundante, aunque regularmente también se combina con metales como Fe, Mn, Co, Ni, Ag o Sn (Gunnar, 2013; Londoño-Franco, *et al.*, 2016). Forma compuestos inorgánicos y orgánicos y se presenta en varios estados de oxidación, como semimetálico, As (0), o en forma de iones como arseniato As^{+5} , arsenito As^{+3} y arsina As^{-3} . Por eso funciona como metal, *sulfuro de arsénico* (III) (As_2S_3), y como metaloide o semimetal en los arseniuros, *arseniuro de hierro* (III) (Fe As) o la *arsenopirita* (FeAsS).

Este metal se usa en diferentes regiones de la industria, principalmente en aleaciones con el fin de aumentar su dureza y resistencia al calor, como en las aleaciones con Pb para la fabricación de municiones y baterías de polarización. También se usa en la fabricación de ciertos tipos de vidrio, como componente de dispositivos eléctricos y como agente de adulteración en los productos de germanio y silicio en estado sólido (Morales, *et al.*, 2014). Otros usos significativos corresponden a su utilización como conservante de cuero y madera, fijador de colores en la industria textil, colorante en la elaboración de vidrios, veneno en la elaboración de insecticidas, herbicidas, raticidas y fungicidas, entre otros (Gunnar, 2013; Morales, *et al.*, 2014).

Los efectos adversos en la salud humana por As, muestran que ello se deben a una prolongada exposición a compuestos inorgánicos de este metal durante un largo periodo de tiempo, presentándose un alto riesgo de tumores y cáncer de piel, pulmón, hígado y de los sistemas hematopoyéticos y respiratorios, cuando entra al organismo por ingestión de aguas o alimentos contaminados, por inhalaciones o por vía dérmica (Nava-Ruiz y Méndez-Armenta, 2011). En el caso de una exposición prolongada de este metal a través de la comida o el agua, los síntomas principales son dolores abdominales vagos, diarrea o estreñimiento, enrojecimiento de la piel, pigmentación e hiperqueratosis, afectación vascular, que puede incluso dar lugar a trastornos vasculares periféricos (Gunnar, 2013).

4.1.2 Cadmio, (Cd)

Es un metal pesado considerado altamente tóxicos que se encuentra ampliamente distribuido de manera natural en la corteza terrestre y está casi siempre asociado a zinc y combinado con otros elementos, tales como el oxígeno, *óxido de cadmio* (CdO); el cloro, *cloruro de cadmio* ($CdCl_2$) o el azufre ($CdSO_4$) o *sulfuro de cadmio* (CdS) (Sánchez, 2016). Es altamente resistente a la corrosión y se utiliza para su electrodeposición en otros metales, especialmente en el acero y el hierro (Gunnar, 2013). A nivel industrial los compuestos de Cd se utilizan como pigmentos y estabilizadores de plásticos y de ciertas aleaciones.

Tabla 1. Principales propiedades físicas y químicas de los metales pesados en estudio

Propiedades	Arsénico	Cadmio	Cobre	Mercurio	Plomo	Zinc
Símbolo químico	As	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
Número atómico	33	48	29	80	82	30
Grupo	15	12	11	12	14	12
Período	4	5	4	6	6	4
Densidad (g/cm³)	5.727	8.650	8.93	13.579	11.340	7.140
Masa atómica	74.92160	112.411	63.536	200.59	207.2	65.409
Estado de oxidación	+3.5 y -3.5	+2	+1. +2. +3 y +4	2 y 1	4 y 2	+2
Estado natural	Sólido	Sólido	Sólido	Líquido	Sólido	Sólido
Punto de fusión (°C)	816.8	320.9	1083.4	-38.83	327	419.57
Punto de ebullición (°C)	613.0	765.3	2595	356.7	1749	907
Conductividad eléctrica	3.45×10^6	13.8×10^6	58.108×10^6	1.04×10^{-6}	4.81×10^6	$16.6 \cdot 10^6$
Electronegatividad	2.18	1.69	1.9	2.00	2.33	1.6
Dureza (Escala de Mohs)	3.0	2.0	3.0	1.5	1.5	2.5
Apariencia	Gris metálico	Gris metálico	Metálico rojizo	Gris plateado	Gris azulado	Azul /gris
Estructura cristalina	Romboédrica	Hexagonal	Cúbica centrada en las caras	Romboédrica	Cúbica centrada en las caras	Hexagonal
Configuración electrónica	[Ar]4s2 3d10 4p3	[Kr]4d10 5s2	[Ar]3d104s1	[Xe]4f14 5d10 6s2	[Xe]6s ² 4f ¹⁴ 5d ¹⁰ 6p ²	[Ar]3d104s2
Serie química (Metal)	Metaloides	De transición	De transición	De transición	Metal del bloque P	De transición

Fuente: Recopilación, Autor

Actualmente se utiliza en la fabricación de baterías para computadores portátiles y teléfonos móviles; existen diversas sales de Cd que son utilizadas en la industria como estabilizadores térmicos en los plásticos, tales como el PVC (cloruro de polivinilo); el *sulfuro de cadmio* (CdS) y el *sulfoseleniuro de cadmio* (CdSSe) que se utilizan como pigmentos amarillo y rojo en plásticos y tintes (Sánchez, 2016).

Los efectos relacionados con la toxicidad por Cd, dependen del tipo de exposición, sea por medio de inhalación de aire o por consumo de alimentos y aguas contaminadas; una vez se encuentre en el organismo, es transportado por la sangre y se concentra en órganos vitales como hígado, huesos, pulmones y riñones específicamente, lo que puede producir daños irreversibles aún en concentraciones reducidas (Reyes, *et al*, 2016).

4.1.3 Cobre, (Cu)

Es denominado un metal de transición no ferroso, su utilidad se debe a la combinación de sus propiedades químicas, físicas y mecánicas, así como a sus propiedades eléctricas y su abundancia en el medio natural donde generalmente se extrae en forma de sulfuros, es maleable y dúctil (Gunnar, 2013; Ortiz-Martínez, 2012). Es un excelente conductor del calor y de la electricidad y su capacidad funcional se altera muy poco con la exposición al aire seco, es también un elemento esencial del metabolismo humano (Londoño-Franco, 2016; Tábora, 2017). Se encuentra distribuido ampliamente en todos los continentes y forma parte de la mayoría de los organismos vivos para el cumplimiento de diferentes funciones metabólicas, especialmente para el desarrollo del sistema óseo y metabolismo de lípidos (Ortiz, 2012; Tábora, 2017).

Debido a sus propiedades eléctricas, más del 75 % del Cu que se produce en la actualidad se utiliza en la industria eléctrica, en la fabricación de pigmentos, tuberías, baterías de cocina, equipos químicos y farmacéuticos y en la producción de aleaciones tales como el latón, (Cu y Zn), bronce, (Cu y Estaño (Sn)), monel, (Cu y Ni) y con otros metales como aluminio (Al), oro (Au), Pb, Cd, Cr, berilio (Be) y fósforo (P) (Tábora, 2017).

Puede ingresar al organismo por ingestión de bebidas y alimentos contaminados o por inhalación, su eficiencia puede causar anemia hipocupremica y neutropenia (Gunnar, 2013). Sin embargo, estar un largo período de tiempo en contacto con este metal puede ocasionar irritación de la nariz, boca, ojos y causar dolor de cabeza y de estómago, mareos, vómitos y diarreas; aún no se ha determinado que sea cancerígeno, su consumo excesivo puede causar daño al hígado y los riñones (Rodríguez-Heredia, 2017).

4.1.4 Mercurio, (Hg)

Es de color plateado, inodoro y posee baja presión de vapor, emitiendo estos al medio natural a temperatura ambiente; es también un buen conductor de la electricidad y su

coeficiente de dilatación es prácticamente constante, siendo además el único metal líquido a temperatura ambiente (Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente, PNUMA, (2005). Se encuentra en la naturaleza en depósitos, principalmente como mineral de cinabrio, *sulfuro de mercurio* (HgS), el cual posee un contenido medio de Hg del (0,1 al 4 %); se obtiene triturando el cinabrio y su síntesis se hace mediante calentamiento en un horno rotatorio (Li, *et al*, 2015). Los usos más relevantes dados al *mercurio metálico* y sus compuestos inorgánicos son entre otros, el tratamiento a minerales de plata y oro por amalgamación, la fabricación y reparación de aparatos de medición o de laboratorio, de bombillas eléctricas incandescentes, válvulas de radio, tubos de rayos X, interruptores, baterías y rectificadores (Li, *et al*, 2015; PNUMA, 2005).

Entre las principales fuentes de emisión de Hg al medio natural, están aquellas derivadas de la industria minera por el beneficio de minerales auríferos para la extracción de *oro* y *plata*, fundición primaria y secundaria de metales, producción de carbón y coque, combustión de combustibles fósiles y carbón mineral en la generación de electricidad, incineración de residuos hospitalarios y electrónicos, igualmente la ruptura de instrumentos que contienen este elemento tales como termómetros y barómetros, de igual forma, la incineración de residuos domésticos, fabricación de cloro en celdas de Hg y producción de metales no ferrosos (Rodríguez, 2012).

La toxicidad del Hg depende del estado de oxidación en que se encuentre, por lo tanto, los síntomas varían según se trate de exposiciones a *mercurio elemental* o a sus diferentes estados de oxidación; las formas de penetrar en el organismo son por vía gastrointestinal, respiratoria y/o dérmica, en donde la dieta es la principal fuente de exposición, asociada generalmente al consumo de pescado (Bode, *et al.*, 2002). Dentro de las formas orgánicas del Hg, es de gran importancia en toxicología la del Metilmercurio, cuya principal fuente para la población en general es debida al consumo de pescado, siendo el sistema nervioso central el más afectado (PNUMA, 2005).

4.1.5 Plomo, (Pb)

Es de color azulado y se encuentra distribuido ampliamente en la naturaleza asociado con minerales de uranio y de torio, debido a que proviene de la división radiactiva de estos elementos (Londoño, *et al.*, 2016). El mineral más rico con contenido de Pb es la galena, *sulfuro de plomo*, (PbS) y constituye la fuente principal de producción comercial de este metal, el cual tiene una gran maleabilidad y resistencia a la corrosión. En la industria se utiliza especialmente en aleaciones con otros metales para ser utilizados entre otros como revestimiento de cables, componente de soldaduras, empaste en la industria automovilística, protector de radiaciones ionizantes especialmente en la fabricación de acumuladores, baño de termotratamiento en el revestimiento de hilos metálicos, protector contra radiaciones y en contenedores para el transporte de materiales

radiactivos, también en tintes para el cabello, monitores de computadores y pantallas de televisión (Sanroque y Asensio, 1993; Londoño, *et al.*, 2016).

Los óxidos de *plomo* se utilizan en las placas de las baterías eléctricas, como agentes de mezcla para la fabricación de caucho y de pinturas; así mismo, como componente de barnices, esmaltes y vidrio y como agente antidetonante para la gasolina en aquellos países en que la legislación aún lo permite (Bilotta, *et al.*, 2013).

Puede ser absorbido principalmente por inhalación, proveniente de la combustión de algunos materiales y por ingestión de polvo, agua o alimentos contaminados (Nava-Ruiz y Méndez-Armenta, 2011). Se distribuye en diferentes órganos, tejidos y huesos del organismo, donde se va acumulando con el paso del tiempo, afectando distintos sistemas y procesos fisiológicos (Sanín *et al.*, 1998). Se asocia a la osteoporosis, debido a que se acumula en los huesos sustituyendo al calcio, de igual forma se acumula en los riñones produciendo nefropatías y en el hígado, presenta un efecto tóxico sobre el sistema hematopoyético reduciendo la vida media de los eritrocitos circulantes e inhibiendo la síntesis de hemoglobina lo que trae como consecuencia la aparición de anemia (Ramírez, *et al.* 1997). Igualmente afecta los miocitos y células epiteliales del epidídimo, trayendo consigo alteraciones en número, motilidad y morfología de los espermatozoides (Yucra, *et al.*, 2008), afecta igualmente el crecimiento en adultos y el desarrollo de niños, especialmente en el feto cuando está en estado de formación (Sanín *et. al.*, 1998).

4.1.6 Zinc, (Zn)

Se encuentra ampliamente distribuido en la naturaleza y constituye aproximadamente un 0,02 % de la corteza terrestre; es maleable, dúctil y de color gris (Gunnar, 2013; Rovira, 1991). Los usos más importantes los constituyen las aleaciones y el recubrimiento protector de otros metales, tales como, el hierro o el acero al cual se le denomina galvanizados (Londoño-Franco, 2016).

El Zn metálico se puede troquelar para la fabricación de piezas de automóviles, equipos eléctricos, herramientas de maquinaria ligera, equipos informáticos, juguetes y artículos ornamentales, así mismo, puede laminarse para la obtención de planchas destinadas a cubiertas y tejados, forros de pilas secas, placas de fotograbado (Tábora, 2017; Rovira 1991).

Es uno de los elementos menos comunes y es esencial para el desarrollo de muchas funciones en diferentes organismos vivos, forma parte de más de 200 enzimas que participan en el metabolismo de los ácidos nucleicos y en la síntesis de las proteínas, juega un papel importante en el crecimiento celular (Rovira, 1991); los expertos en nutrición recomiendan una ingesta diaria mínima de este elemento (Berné-Peña, *et al.*, 2008) debido a que su carencia produce hipogonadismo en los varones, alteraciones cutáneas,

falta de apetito, letargo mental y retardo en la cicatrización de las heridas (Hotz, 2001 y Gunnar, 2013). Su deficiencia afecta negativamente el desarrollo intelectual y sexual, así como también, genera un retardo lento en el crecimiento, llegando a causar algunas veces enanismo, pérdida del apetito, letargia hipogonadismo, lesiones dérmicas, alteración inmune, procesos infecciosos y disminución de los niveles séricos (Silva, *et al.*, 2006).

4.2 TOXICOLOGÍA EN PECES Y ECOSISTEMAS ACUÁTICOS POR METALES PESADOS

El medio acuático de las lagunas puede dividirse en tres componentes principales; agua, sedimentos y organismos vivos, los que interactúan entre sí y están directamente influenciados por factores ecológicos abióticos tales como, características fisicoquímicas de los sedimentos y agua o, variaciones bióticas como el hábitat, cantidad y naturaleza de alimento disponible, régimen alimentario, cambios climáticos y régimen hídrico (influenciado por las precipitaciones). Estos factores afectan la concentración de los contaminantes y metales pesados (Anadon *et al.*, 1984; García-Camero, 2002; García-Camero, 2002).

La contaminación por metales pesados en los ecosistemas acuáticos proviene de fuentes naturales, que son aquellas relacionadas con los fenómenos naturales tales como meteorización, distribución de los metales en la corteza terrestre y desgaste geológico y de origen antrópico, aquellas relacionadas con actividades ejecutadas por el hombre, tales como los desechos de procesos industriales producto de minería, agricultura extensiva, lixiviación de metales pesados procedentes de aguas residuales y/o domésticas, entre otros (Amiard, *et al.*, 2007; Schenone *et al.*, 2013).

La presencia de metales pesados en concentraciones altas es un peligro para la salud humana, las plantas, los peces, las aves y otros organismos vivos (Yi, *et al.*, 2011). En los ecosistemas, estos se acumulan en los sedimentos y son transferidos a los peces por diferentes rutas, especialmente por la alimentación, sin embargo, su asimilación y acumulación no se hace de la misma forma en todos los peces (Corrales, 2013). La adsorción de metales puede darse por intercambio agua-branquias o de manera indirecta por los alimentos y/o sedimentos contaminados que entran al tracto digestivo y son adsorbidos por el pez (Cheung, *et al.*, 2008; Forero, *et al.*, 2009). Esta absorción está determinada entre otros por el ciclo de vida, el tiempo de exposición, la fisiología, los hábitos alimenticios, la naturaleza migratoria y otras influenciadas por la edad, la masa corporal, la talla y el sexo (Méndez *et al.*, 2009; Castro-González y Méndez-Armenta, 2008; Tekin-Özam, 2008; Rejomon, *et al.*, 2010; Wang, *et al.*, 2008). De otro lado, la adsorción y depuración de metales es escasa y es un proceso que depende del metabolismo de cada especie (Salazar-Camacho; *et al.*, 2017).

La magnitud de los metales pesados que un organismo acumula depende en gran medida de las características de la especie y sus procesos metabólicos (Lombardi, *et al.*, 2010), lo

cual, puede verse influenciado por varios factores externos, tales como el grado de contaminación, tipo de metal y su biodisponibilidad; temperatura, dureza del agua, turbiedad, pH, salinidad y oxígeno disuelto (Tekin-Özam, 2008 y Lombardi, 2010).

De acuerdo a lo anteriormente planteado y en el marco de la presente investigación, se hizo una recopilación de diferentes estudios realizados en referencia a las concentraciones de los metales pesados presentes en las especies estudiadas en el Caribe, los cuales pueden apreciarse en el Anexo 2.

4.3 CARACTERES DISTINTIVOS DE LAS ESPECIES ICTICAS SELECCIONAS

Algunos aspectos relevantes de las cinco especies ícticas seleccionas para el presente estudio se describen a continuación.

4.3.1 *Eugerres plumieri* (Cuvier, 1830). “Mojarra rayada”

Taxonomía. Orden Perciformes y Familia Gerreidae (Taxonomicon.taxonomy.nl., 2018)

Hábitat, Biología, Pesquerías, Distribución y Consumo. Es una especie eurihalina de gran importancia económica para los pescadores artesanales de la zona costera; habita aguas poco profundas salobres y dulces, principalmente sobre fondos de lodo en ciénagas, humedales, arroyos, lagunas bordeadas de manglares y cursos de agua; es omnívora y eurífaga; su alimentación es bentónica principalmente insectos acuáticos, crustáceos, ostrácodos, detritos y material vegetal (Anexo 3).

Se pesca principalmente con atarrayas, redes de enmalle y de arrastre, crece hasta 40 cm y llega a pesar 600 g, siendo común tallas de hasta 25 cm (Cervigón *et al.*, 1992). Para la CGSM se estimó una talla media de madurez de 20 cm (Rueda y Santos-Martínez, 1999; Arenas-Granados y Acero, 1992; Nieto, 2012; Nelson, 2016). Viloría-Maestre, *et al.*, 2012; Arenas-Granados y Acero, 1992).

Se encuentra reportada en Carolina del Sur en Estados Unidos y es más abundante desde el este de Florida al sur hasta las costas de Bahía en Brasil, incluyendo el este y el oeste del Golfo de México; no se reporta en las Islas Bermudas, Bahamas y las Antillas menores (Gilmore, 2002; Fraser y Gilmore, 2015). Para el Caribe colombiano se le atribuye su presencia solamente basándose en atributos morfológicos y en análisis genéticos con marcadores mitocondriales (Gualdrón, 2016). Se presume que la CGSM es su principal área de distribución en Colombia (Acero, *et al.*, 2002).

Es comercializada principalmente en fresco; en Cuba, se utiliza como materia prima para la elaboración de harina de pescado; en el Caribe colombiano tiene una alta demanda por parte de restaurantes de mediana y baja escala, especialmente para la venta de comidas a

turistas; en la CGSM su consumo es principalmente en fritura (Gilmore, 2002; Nieto, 2008).

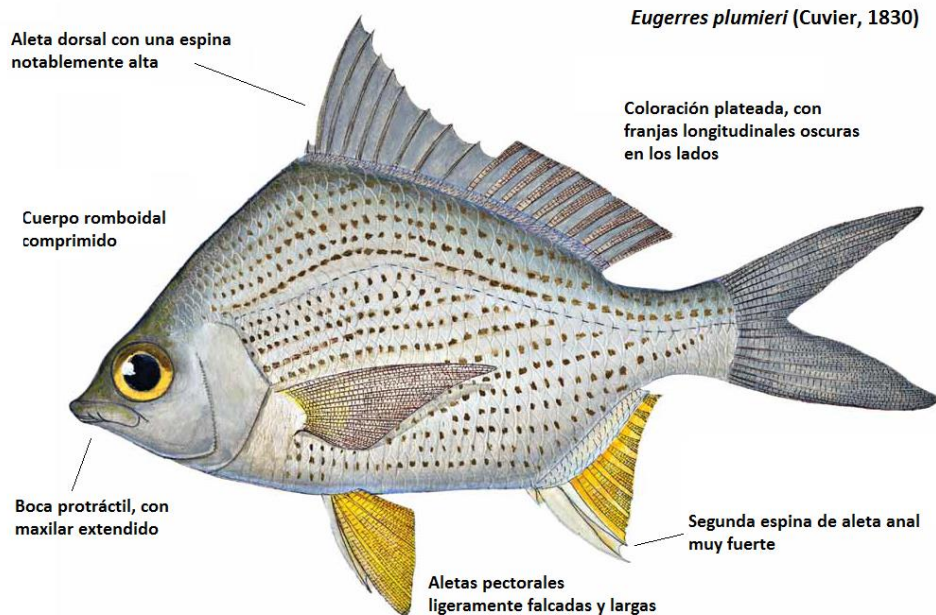


Figura 1. Principales caracteres distintivos de la mojarra rayada, *Eugerres plumieri* (Cuvier, 1830) de acuerdo a (Gilmore, 2002 y Cervigón, *et al.*, 1992). Fuente: <http://climapesca.org/2018/09/06/eugerres-plumieri/>. Consultada 30 de julio de 2019

4.3.2 *Centropomus undecimalis* (Bloch, 1792). “Robalo blanco”

Taxonomía. Orden Perciformes y Familia Centropomidae (Taxonomicon.taxonomy.nl., 2018)

Hábitat, Biología, Pesquerías, Distribución y Consumo. Habita aguas costeras de estuarios, ciénagas y lagunas, penetrando en el agua dulce generalmente a profundidades menores a 20 m; es un pez de primer orden, su alimentación la constituyen principalmente otros peces más pequeños, así como una gran variedad de crustáceos (Anexo 3); son anádromos; las migraciones estacionales que realiza han sido un tema poco investigado; es comúnmente capturada a profundidades no menores de 30 metros con redes de enmalle, líneas de mano o palangres (Nieto, 2012; Cervigón, *et al.*, 1992; Orrel, 2002)

Es importante para la pesca artesanal y recreativa a lo largo de las costas de Brasil y diferentes países de Centroamérica; ejemplares juveniles son comúnmente encontrados en las desembocaduras de los estuarios e inclusive en los ríos aguas arriba (Cervigón, *et al.*, 1992; Taylor, *et al.*, 1998; Orrel, 2002; Keith, *et al.*, 2000; Perera-García, *et al.*, 2008).

Se reporta para el Atlántico occidental en el sur de Florida, Carolina del Norte y Texas, costa sureste del Golfo de México, la mayor parte de las costas de las Antillas y del Caribe de América Central y del Sur, extendiéndose hacia el sur hasta Río de Janeiro en Brasil; en nuestro medio, se encuentra reportada para todo el Caribe colombiano (García, 2012; Cervigón, *et al.*, 1992; Ray y Robins, 2016; Nieto, 2012; Orrel 2002).

Es considerada una especie de alto valor comercial, de ella se obtienen filetes que poseen gran demanda en el mercado por su textura y coloración, con los que se preparan platos tipo gourmet, ello preferiblemente en ejemplares de tallas mayores a 30 cm de Longitud Total (Orrel 2002; Romero, 2017).

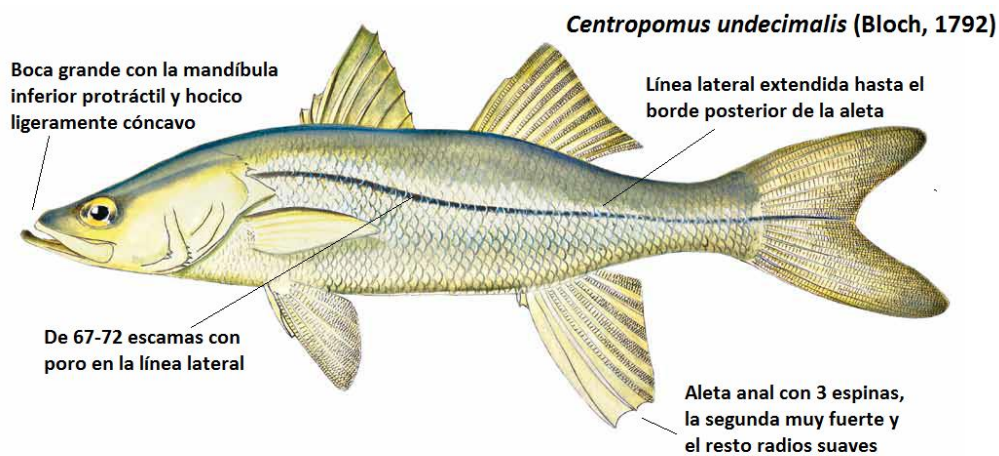


Figura 2. Principales caracteres distintivos del robalo blanco, *Centropomus undecimalis* (Bloch, 1792) de acuerdo a (Orrel, 2002 y Cervigón, *et al.*, 1992). Fuente:

<http://climapesca.org/2018/09/06/centropomus-undecimalis/>. Consultada 30 de julio de 2019

4.3.3 *Elops smithi* (McBride, Rocha, Ruiz-Carus & Bowen, 2010). “Macabí”

Taxonomía: Orden Elopiformes y Familia Elopidae (Taxonomicon.taxonomy.nl., 2018)

Hábitat, Biología, Pesquerías, Distribución y Consumo. Comúnmente, encontrada en estuarios y aguas costeras, a veces en cardúmenes; tolera cambios de salinidad, pero rara vez se encuentran en agua dulce; se alimentan principalmente de peces, crustáceos, decápodos y pequeños de insectos (Anexo 3); se reproducen en el mar, especialmente en temporada de lluvia; es capturada por pescadores recreativos y a veces son usadas como carnada para pesca con palangre (Smith, 2002; McBride, *et al.*, 2010; Nelson, 2016). Se encuentran en todo el Mar Caribe; simpátricamente con *Elop saurus* (Linnaeus, 1766), en el golfo de México y a lo largo de la costa este de América del Norte; existen dos registros de *Elops* en las Bermudas, aunque no se ha encontrado población residente allí, igualmente se reporta desde el norte de Brasil hasta el sur las Antillas (Cervigón, *et al.*, 1992; Nieto, 2012; Nelson, 2016; Smith, 2002; McBride, *et al.*, 2010).

Se consume en fresco, congelado y pocas veces seco-salado; en el Caribe colombiano, ha pasado de ser una especie poco comercial a tener una alta demanda, siendo consumido principalmente en la CGSM en fresco en forma de pasta base, como albóndiga; actualmente se toma como materia prima para la elaboración de productos pesqueros embutidos y hamburguesas por la textura que presenta y por ofrecer un buen rendimiento al momento de su procesamiento (Santos-Martínez y Arboleda, 1993; Cervigón, 1992).

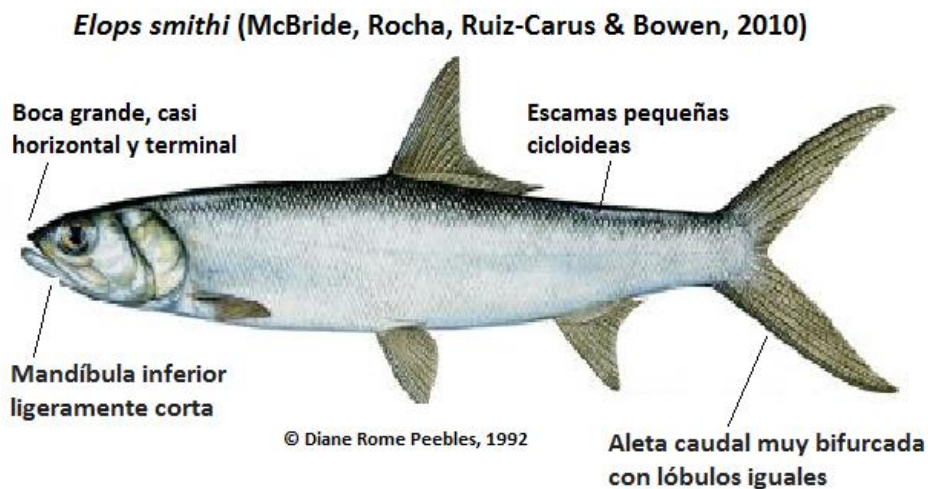


Figura 3. Principales caracteres distintivos del macabí *Elops smithi* (McBride, Rocha, Ruiz-Carus & Bowen, 2010) de acuerdo a (McBride, *et al.*, 2010 y Cervigón, *et al.*, 1992). Fuente: <https://gcr1.usm.edu/public/fish/ladyfish.php>. Consultada 30 de julio de 2019

4.3.4 *Mugil incilis* (Hancock, 1830). “Lisa rayada”

Taxonomía: Orden Mugiliformes y Familia Mugilidae (Taxonomicon.taxonomy.nl., 2018)

Hábitat, Biología, Pesquerías, Distribución y Consumo. Encontrada en estuarios, ciénagas y humedales casi siempre sobre fondos poco profundos; presente en los ecosistemas estuarinos del Caribe colombiano; su dieta consiste principalmente en detritus, restos vegetales, huevos de peces y plancton (Anexo 3); es consumidora de primer orden y se encuentra en grandes cardúmenes cerca de la superficie marina cuando migra; es capturada en redes de enmalle y atarraya; se usa como carnada para pesca de pelágicos mayores; en la CGSM es capturada durante todo el año; se reportada en Cuba, Haití, República Dominicana y Panamá, así como en la costa atlántica occidental de Sudamérica hasta el sureste de Brasil; en Colombia desde la bahía de Cispatá (Sucre) hasta la Bahía de Portete (La Guajira), incluyendo toda la zona costera continental (Harrison, 2002; Robertson *et al.* 2015; Betancur, 2017; Puentes *et al.*, 2012; Arrieta y De La Rosa, 2003; Rueda y Defeo, 2003; Blanco y Vilorio, 2006).

Es de gran importancia pesquera y altamente apreciada como alimento para consumo humano en muchas localidades de la costa Caribe colombiana; en la CGSM comúnmente se sala y se seca al sol, o se procesa por salado en pila seca para su conservación, especialmente para ser llevada a las comunidades rurales donde el servicio de energía eléctrica para su refrigeración en neveras es deficiente o no existe; se consume preferiblemente en preparaciones de arroz y es igualmente comercializada en fresco para su consumo y para su utilización como carnada para pesca de pelágicos mayores con líneas de mano o palangre (Niето, 2012).

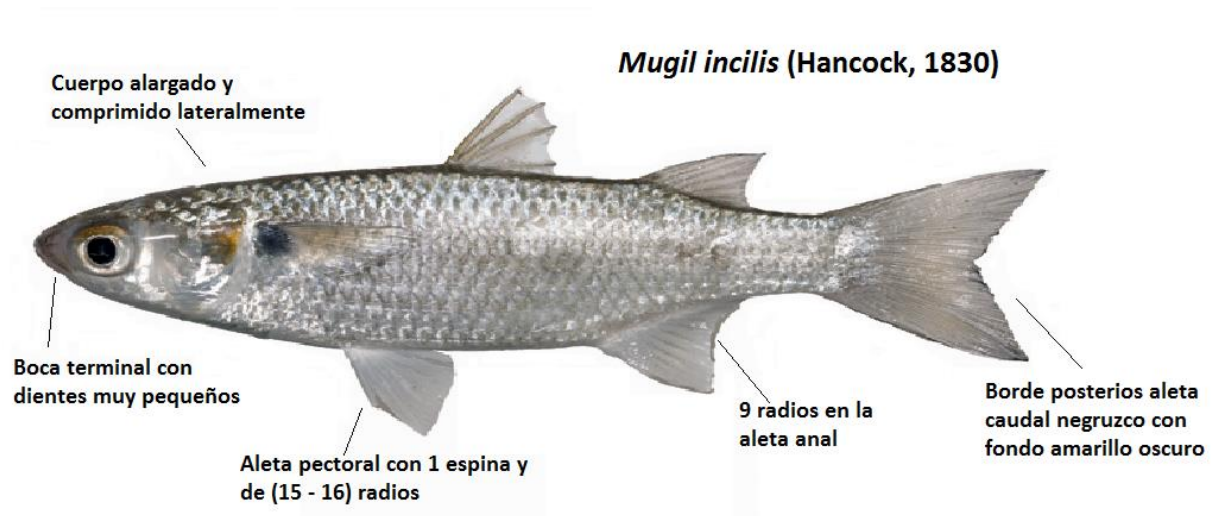


Figura 4. Principales caracteres distintivos de la lisa *Mugil incilis* (Hancock, 1830) de acuerdo a (Harrison, 2002 y Cervigón, *et al.*, 1992). Fuente: <https://biogeodb.stri.si.edu/caribbean/es/thefishes/species/3866>. Consultada 30 de julio de 2019

4.3.5 *Cathorops mapale* (Betancur y Acero, 2005). “Chivo mapalé”

Taxonomía: Orden Siluriformes y Familia Ariidae (Taxonomicon.taxonomy.nl., 2018)

Hábitat, Biología, Pesquerías, Distribución y Consumo. Es considerablemente explotada para consumo humano como por pesca incidental; todas las especies de este género se encuentran en los mares tropicales del mundo; habita zonas poco profundas de la costa, especialmente en estuarios, lagunas, ciénagas, humedales y desembocaduras de ríos; su alimentación es variada, consumiendo principalmente invertebrados, peces pequeños, detritus, zooplancton y material vegetal (Anexo 3); se captura con redes de arrastre de enmalle de fondo y atarrayas en profundidades menores a 20m; es endémica de Colombia, se encuentra a lo largo de la zona costera del Caribe central con una presencia en una extensión de menos a 20.000 km²; se reporta en la CGSM, Golfo de Salamanca, boca del río Tinajones y la boca del río Sinú (Córdoba), la bahía Cispatá (Sucre) y la desembocadura del río Atrato en el golfo de Urabá (Betancur y Acero, 2005; Betancur,

2017; Robertson *et al.* 2015; Acero, 2002; Cervigón, *et al.*, 1992; Tijero, *et al.*, 1998; Nieto, 2012)

Se comercializa principalmente en fresco y se consume como recurso alimentario en las comunidades pesqueras donde está presente; se prepara principalmente en guisos, sopas y frituras.

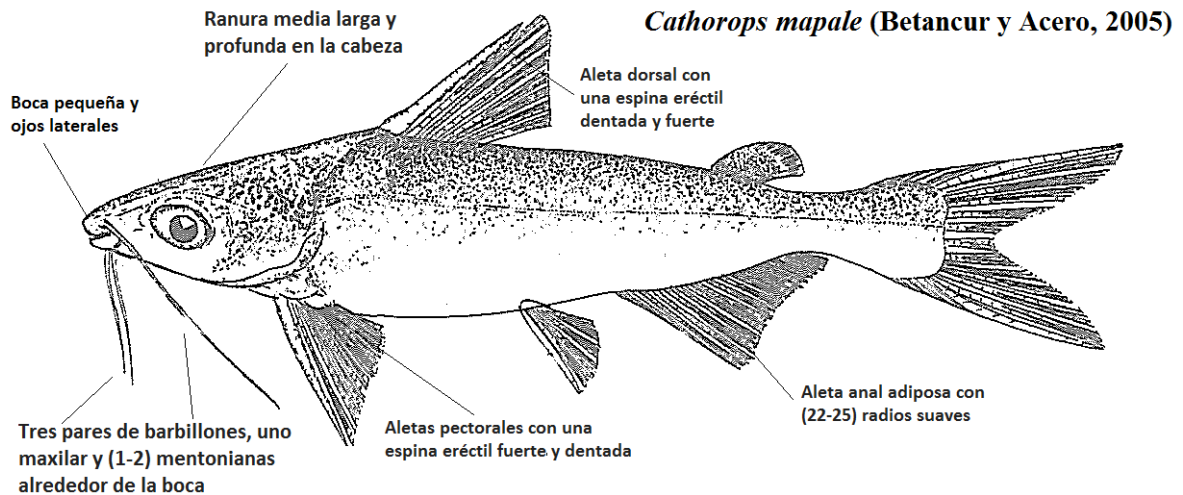


Figura 5. Principales caracteres distintivos del chivo mapalé *Cathorops mapale* (Betancur y Acero, 2005), de acuerdo a (Betancur y Acero, 2005 y Betancur, 2017). Fuente: <https://www.fishbase.se/identification/SpeciesList.php?genus=Cathorops>. Consultada 30 de julio de 2019

4.4 CONTAMINANTES EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA (CGSM)

En la CGSM históricamente no se realizaron actividades mineras, sin embargo, el desarrollo de este tipo de explotaciones a escala artesanal o industrial, especialmente la relacionada con la explotación aurífera, que usa grandes cantidades de agua que llega desde el interior del país por los ríos Cauca y Magdalena (De Miguel, *et al.*, 2014; Pinedo-Hernández, *et al.*, 2015), aunado a lo anterior, se ha venido dando en los últimos años una transformación de las actividades productivas en la región denominada Zona Bananera del departamento del Magdalena por el cultivo intensivo de banano, palma africana, arroz y en menor proporción en las partes altas y de laderas de la SNSM por actividades agropecuarias, que tradicionalmente emplean plaguicidas organoclorados y otros agroquímicos que por escorrentía llegan a la CGSM (Verano, 1998), también, factores, climáticos y antrópicos, afectan sedimentos contaminándolos y las aguas residuales domésticas provenientes de las diferentes comunidades asentadas alrededor y a lo largo de los cursos de agua en esta región, llegan finalmente a la CGSM (Lans, *et al.*, 2008).

Esto evidencia una problemática ambiental en el área de estudio, máxime teniendo en cuenta que el pescado es la fuente proteica más asequible para las comunidades asentadas en esta región, por lo tanto, la contaminación proveniente de estas actividades, que contienen metales pesados asociada al consumo del recurso íctico, acentúa el problema de seguridad alimentaria en toda la región.

Ante la problemática planteada, diferentes instituciones e investigadores, han realizado trabajos que contribuyen al diagnóstico de la contaminación de la CGSM, evaluando entre otros, los diferentes tipos de efluentes descargados, cargas de contaminantes aportadas por fuentes hídricas, contenido de metales pesados en agua y sedimentos, afectación sobre algunas especies ícticas, suelos de manglar y diferentes partes de su tejido vegetal.

4.5 CARACTERÍSTICAS DE LA POBLACIÓN RELACIONADA CON EL CONSUMO DE PESCADO

El consumo de pescados y sus productos derivados en la dieta del hombre se remontan a las primeras culturas o civilizaciones que poblaron la tierra, existiendo evidencia de ello en grabados hechos en piedra encontrados en cavernas y conchas de moluscos, que fueron consumidos por el hombre del *Neardental* y por el *Sapiens*, en diferentes lugares del planeta, hace unos 150.000 años (Díaz-Yubero, 2014).

Existen evidencias convincentes de que el consumo de pescado ofrece beneficios para la salud que se manifiestan de diferentes maneras tales como, reducción del riesgo de muerte por causas cardíacas, mejoramiento del desarrollo neurológico de los lactantes y los niños de corta edad, cuando la madre consume pescado antes del embarazo y durante éste, por su alto contenido en diversos nutrientes que contribuyen a un buen estado de salud físico (FAO/OMS, 2013).

Según el informe de la (FAO, 2018), el consumo aparente de pescado per cápita estimado para 2017 a nivel mundial puede llegar a alcanzar un promedio 20.5 kg, lo cual obedece no solo a un aumento de la producción pesquera y acuícola, sino también a otros factores; esto muestra a países como Vietnam donde el consumo per cápita reportado es de (41 a 51 kg/año), Chanpiwat *et al.*, (2016), Polonia (12.3 kg/año para el año 2014); Łuczyńska, *et al.*, (2018), España (38 kg/año) y Japón (54 kg/año) y América Latina y el Caribe con un promedio de (19.9 kg/año), lo que es relativamente bajo de acuerdo con cifras de la (FAO, 2016); no obstante, es relativamente un poco más alto comparado con el de Estados Unidos, donde la ingesta por habitante para 2010 fue de (4.42 kg/año).

En algunos lugares, el pescado es la principal fuente de proteínas y otros nutrientes esenciales, debido a que es la opción de alimento más fácil acceso por su precio, comparado con el de la carne de res. Es así que en las regiones costeras y ribereñas aproximadamente el 90% de la población consume pescado (AUNAP, 2013). Actualmente, la preferencia por el consumo de especies de agua dulce provenientes de la acuicultura en

los grandes centros urbanos, está dirigido especialmente a bagres y a otras especies de gran aceptación como la trucha (*Oncorhynchus mykiss*, Walbum, 1792) tilapia roja (*Oreochromos* sp, Smith, 1840), mojarra negra (*Oreochromis niloticus*, Linnaeus, 1758), cachama blanca (*Piaractus brachypomus*, Cuvier, 1818) y cachama negra (*Colossoma macropomum*, Cuvier, 1816) debido a su fácil preparación y a la ausencia de espinas intramusculares; sin embargo, la población ribereña y costera, por razones culturales, prefiere el consumo de especies de captura (Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural/FAO. 2015).

4.6 MARCO CONCEPTUAL

4.6.1 Sedimentos

Suele darse la denominación de sedimentos a todas aquellas formas de partículas tales como limo, arena o grava, precipitados químicos y fragmentos fósiles procedentes de rocas o suelos, los cuales son transportadas por las aguas, hielo o viento y son depositadas o acumuladas a lo largo de los propios cauces, lagos o lagunas, mar y en las partes bajas de la cuenca debido a su procedencia, sea esta por precipitación química o secreción de organismos vivos, lo que da origen a la formación de o levantamiento sobre la superficie terrestre en forma de capas (Blair y McPherson, 1999). Igualmente puede referirse, a todo tipo de material que ha sido formado por granos o partículas que no han sido consolidadas y están presentes en la superficie terrestre, los cuales se deben a una serie de procesos naturales (Cobo, 2008) y de acuerdo a García *et al.*, (1998), pueden originarse de manera natural o artificial así:

4.6.1.1 Sedimentos naturales:

i) *Por acción del viento y la lluvia.* Son aquellos que se producen de la erosión en la superficie de la tierra debido a la acción del viento y la lluvia, cuando son arrastradas por efecto del viento se le denomina transporte eólico, tales partículas se levantan y son depositadas en llanuras o caen directamente en las corrientes o cuerpos de agua (Lewis, 1987). Cuando se producen por efecto de la lluvia o granizos que impactan contra el suelo, mueven o arrancan partículas y rocas que con la lluvia son llevadas y se depositan en los cuerpos de agua (Blair y McPherson, 1999).

ii). *Por erosión del cauce de una corriente de agua.* Debido al escurrimiento superficial después de las lluvias y por las irregularidades topográficas, se inician los arroyos que aumentan gradualmente su caudal, los cuales tienen una gran capacidad erosiva y transportadora. Igual sucede cuando los ríos se desbordan o pierden su cauce, la acción erosiva y transportadora es considerable y arrastra partículas de diferentes formas y tamaños, los cuales son depositados a lo largo del perfil longitudinal, según sea la velocidad de la corriente.

iii) *Por movimientos naturales del terreno.* Se debe a fenómenos de deslizamientos de grandes o pequeñas masas de tierra en donde las rocas contribuyen a que mucho material quede suelto y sin protección, causando muchas veces deslizamiento de tierra de gran magnitud especialmente en laderas, llegando luego este material a los cuerpos de agua por efecto de las corrientes.

4.6.1.2 Sedimentos artificiales:

i) *Destrucción de la vegetación.* Son aquellos producidos por la acción del hombre debido a la tala indiscriminada de bosques y praderas principalmente para iniciar cultivos, desarrollar construcciones urbanísticas o de tipo industrial; siendo el descapote, el desmonte y la quema las actividades que más sedimentación producen, quitándole al suelo el manto protector contra las aguas de escorrentía producidas por las lluvias.

ii) *Obras de ingeniería.* Se deben principalmente a la construcción de obras de ingeniería tales como complejos y parques industriales, carreteras, vías férreas, represas, edificios y centros poblados para el desarrollo de una región, en donde se producen grandes volúmenes de materiales que son removidos y quedan sueltos y expuestos sin protección en su estado natural, modificándose de esta manera las pendientes del terreno, lo que facilita su transporte por efecto de las corrientes hacia los cuerpos de agua por efecto de las lluvias.

iii) *Explotación de minas y canteras.* Hace referencia a las actividades relacionadas con el fraccionamiento y rompimiento de rocas y suelos que producen grandes cantidades de material en forma particulada y/o en polvo que por efecto del viento y/o las lluvias llegan a los cuerpos de agua.

iv) *Desechos industriales y urbanos.* Materiales arrastrados por drenaje que son arrojados directamente a los cauces de ríos, arroyos y lagos que llegan y se depositan.

4.6.1.3 Clasificación

Según Baritto, *et al.*, (2005), los sedimentos naturales se constituyen de una gran variedad de partículas que difieren entre sí por su forma, densidad y tamaño. Debido a la resistencia que oponen estos a ser arrastrados y por su comportamiento al ser transportados por una corriente de agua, se pueden diferenciar principalmente dos clases de sedimentos: los cohesivos y los no cohesivos; sin embargo, hay sedimentos que muestran características de ambos, o sea presentan a la vez, cohesión y fricción interna; de acuerdo a ello se puede decir que una manera de clasificarlos es como se muestra a continuación en la Tabla 2:

Sin embargo, distintos autores hacen una diferenciación entre disponibilidad externa o “bioaccesibilidad” y “biodisponibilidad interna” (Caussy *et al.*, 2003; Peijnenburg *et al.*, 2003), considerando que una substancia bioaccesible es aquella que puede entrar en

contacto con el organismo y ser absorbida directamente y las sustancias biodisponibles son aquellas que al ser absorbidas por el organismo pueden interactuar con algunos órganos o moléculas de este causando daño o alterando de alguna forma su funcionamiento de acuerdo a diversos factores fisicoquímicos tales como, temperatura, composición o concentración de iones, salinidad, pH, presencia o ausencia de agentes complejantes y de otros metales, igualmente con factores propios relacionados con los mismos organismos, como son grado de impermeabilidad superficial, etapa nutricional, ciclo de vida, estado de madurez sexual y tamaño entre otros, los cuales determinan en su momento la biodisponibilidad de los metales hacia los organismos (Martorell y José, 2010; Núñez, *et al.*, 2013; Smolders *et al.*, 2004; Gray, 2002).

Tabla 2. Clasificación de los sedimentos naturales de acuerdo a su tipo y características, granulométricas.

TIPO	CARACTERÍSTICA	GRANULOMETRÍA
No cohesivo	Granos gruesos o partículas sueltas friccionantes	Poca Cohesión Arenas y gravas
Cohesivo	Grano muy fino, no friccionante	Alta Cohesión Arcillas
Activo	Capas de sedimentos sujetas a sufrir el efecto de la erosión por depositación permanente en un ambiente determinado	Diferentes tipos de granulometría
Geogénico	Proveniente de diferentes procesos geológicos y/o ambientes	Diferentes tipos de granulometría

Adaptado de Baritto, *et al.*, (2005) y García-Flores y Maza-Álvarez, (1998).

4.6.3 Bioacumulación

La bioacumulación según Nordberg, *et al.*, (2009) está definida como el “...aumento progresivo de la cantidad de sustancia en un organismo o parte de él, como consecuencia de que el ritmo de absorción supera la capacidad del organismo para eliminar la sustancia...”; sin embargo, cuando se hace referencia al caso de los metales pesados la bioacumulación es el balance entre la cantidad de metal incorporado a los seres vivos y la cantidad que éstos son capaces de eliminar de su organismo por acción metabólica; como consecuencia de ello se puede producir un aumento o una disminución neta del contenido del metal en el organismo (Anadon, *et al.*, 1984; Sanín, *et al.*, 1998; Arnot y Gobas, 2006).

Este término tiene en cuenta el hecho de que, aunque la dosis puntual de metales pesados se encuentre por debajo de valores que puedan producir efectos nocivos sobre la salud del organismo, aunque, una continuada acumulación en situaciones en las que el balance metálico ingreso/excreción sea mayor, puede hacer que los niveles de los metales pesados en el organismo aumenten con el tiempo hasta tener valores de concentración en los que se manifiesten efectos adversos (Escobar-Sánchez, 2011; Martorell y José, 2010).

4.6.4 Biomagnificación

La secuencia de procesos que se producen por el incremento en la concentración de un contaminante en los organismos a medida que este asciende en su posición en la cadena alimenticia se denomina biomagnificación, ello quiere decir que, la cantidad de metal retenida por un organismo es asimilada de manera directa por su depredador, el cual a su vez puede servir de alimento a otro organismo situado en un nivel más alto de la cadena, con el consiguiente aumento en la cantidad de metal acumulado por este último (Gray, 2002; Escobar-Sánchez, 2011).

Para que el proceso de biomagnificación de un metal se realice, se debe presentar primero una bioacumulación del mismo, lo cual se da cuando los organismos vivos absorben contaminantes más rápidamente de lo que puedan eliminarlos, por lo que el metal contaminante se acumula en sus órganos o tejidos (Escobar-Sánchez, 2011). Cuando la bioacumulación se transfiere de un nivel trófico a otro más alto se incrementa la concentración, indicando entonces que se ha producido biomagnificación, la cual está directamente relacionada con el coeficiente de concentración en los tejidos de un depredador en comparación con el de su presa, debido a que éstas también bioacumulan metales pesados en sus tejidos y órganos (Martorell y José, 2010).

4.6.5. Potencial Rédox

Hace referencia a la forma de medir la energía química de oxidación-reducción de un metal en este caso, mediante un electrodo, convirtiéndola en energía eléctrica; cuando presenta un valor positivo se produce una oxidación y cuando es negativo se produce una reducción; generalmente las reacciones Rédox vienen acompañadas de cambios de pH en el medio y pueden afectar el estado de algunos elementos como Ni, azufre (S), Cr, Hg y Pb que pueden influir en los procesos de adsorción del contaminante (Delgado, *et al.*, 2004)

4.6.6. Contaminación de ecosistemas acuáticos por metales pesados

Se refiere a la adición de sustancias alóctonas que disminuyen su calidad, entendiéndose esta como la aptitud del agua para usos beneficiosos, tales como consumo humano, riego y recreación, causando un perjuicio a la salud del hombre y/o animales en caso de que la consuman, lo cual coloca en riesgo a las comunidades de organismos vivos que las habitan, debido al exceso de carga orgánica que agota el oxígeno, alterando los niveles de pH y los comportamientos de elementos químicos haciéndolas más tóxicas y biodisponibles (Roldán y Ramírez, 2008).

De acuerdo con Casanova, (2014) y Reyes, *et al.*, (2016), cuando los metales pesados llegan a la columna de agua suelen encontrarse disueltos, en forma coloidal y adheridos a la materia orgánica disuelta o presente en los sedimentos, siendo esta última la forma más

peligrosa porque de allí se genera que los contaminantes se incorporen de manera directa a la cadena trófica siendo asimilado principalmente por el fitoplancton y los organismos filtradores, los que son a su vez son el primer eslabón de la cadena alimenticia, que luego van a ser incorporados aumentando su concentración en los tejidos de los organismos superiores.

4.6.7 Especies “Ícticas”

El término “íctico” etimológicamente proviene del griego «ἰχθυς» (ichthys) o «ἰχθυος» (ichthyos) que significa pez y del sufijo “ico” que indica cualidad o relativo de la forma griega completa se dice “ἰχθυκος” (ichthykos) (Definición y etimología, 2019). También se puede decir que es una palabra o una expresión antigua, que hace referencia o concierne a un “pez”, igualmente se refiere a todos los peces sin tener en cuenta su clasificación taxonómica (Nieto, 2012; Definición y etimología, 2019).

4.6.7.1. Peces Iliófagos.

Son aquellos peces que basan su dieta en el consumo de pequeños organismos animales y material vegetal asociados al sedimento de partículas finas y detritos (Dualiby, 1988).

4.6.7.2. Peces Eurífagos

Son los que tiene un régimen de alimentación muy variado y que son poco selectivos y competitivos en los ecosistemas a la hora de alimentarse, lo cual les genera ventajas adaptativas en un ambiente fluctuante donde el tipo, la cantidad y la calidad de los alimentos varía a lo largo de todo el año (Restrepo, 2007)

4.6.7.3. Peces Migratorios

Independientemente de cuales sean los regímenes de vida de los peces, estos realizan desplazamientos o migraciones de diferentes tipos en donde cada fase de su ciclo de vida se desarrolla en un determinado lugar y de acuerdo a ciertas condiciones, las cuales dependen tanto de factores fisicoquímicos como biológicos (Atencio-García, 2010; Yáñez-Arancibia, *et al.*, 1991), sean estas migraciones estacionales en un mismo ecosistema o verticales por desplazamientos para remontar y/o descender por las corrientes de los ríos, lagos y océanos, igualmente lo hacen por largas distancia, que se dan por periodos de tiempo variados, teniendo en cuenta que algunas especies solo lo hacen una vez al año, mientras que otras, realizan largos viajes con más frecuencia (Dantas, 2014; INCODER-WWF, 2004)

Según, Navia y Mejía-Falla, (2013) y Nieto, (2012), existen diferentes tipos de migración en los peces, lo cual puede ser debido a que estos viven en distintas clases de aguas como agua dulce, agua salada o estuarina y se da de acuerdo con el lugar desde donde inician su traslado hacia donde se dirigen y la razón por la cual lo hacen. Los peces que migran, pueden ser clasificados de acuerdo a las siguientes categorías:

i) **Potamódromos**: son peces que viven exclusivamente en agua dulce y jamás van hacia aguas saladas o salobres, por lo tanto, cuando migran lo hacen siempre desde el lugar en el que se encuentran hacia otro sitio dentro del mismo hábitat.

ii) **Oceanódromos**: a diferencia de los potamódromos, los peces oceanódromos viven siempre en agua de mar o salada y migran siempre hacia otro lugar del mar.

iii) **Anádromos**: son aquellas especies que tienen la capacidad de vivir tanto en agua salada como en agua dulce y la migración se produce desde el mar hacia el agua dulce, generalmente remontan ríos, con fines reproductivos.

iv) **Catádromos**: son especies que de la misma forma que los anádromos, puede vivir tanto en agua salada como en agua dulce, pero en este caso a diferencia de los anádromos, los individuos van desde los ríos hacia el mar generalmente para aparearse,

v) **Anfídromos**: son aquellas especies que van y vienen varias veces durante su ciclo de vida desde los ríos hacia el mar o viceversa, sin embargo y a diferencia de los catádromos y anfídromos, no lo hacen para reproducirse, sino, para alimentarse.

4.6.8. Palangre

Es un aparejo de pesca muy antiguo, que deriva del “volantín” o “sedal de tres anzuelos”, que usaban los fenicios y los egipcios en el mar Mediterráneo (Canterla 1989), actualmente, está constituido por un cordel principal o línea madre, de la cual se desprenden varias líneas secundarias denominadas reinales o bajantes, a distancias regulares, en cuyos extremos van colocados anzuelos de tamaños que dependen del recurso a que vaya dirigida la captura, igualmente este aparejo lleva boyas o flotadores y peso o lastre a criterio del constructor (Domingo, *et al.* 2014). La selectividad de las capturas de los anzuelos utilizados es muy compleja, pero en general se puede decir que el tipo de especies capturadas con el palangre depende tanto del tamaño de los anzuelos como de la profundidad a que opere el arte y del tipo de carnada utilizada (Pacheco-Rovira, 2013). Existen dos tipos de palangre: Palangre de superficie, que dirige su pesquería a la captura de peces pelágicos mayores como pez espada, atunes y tiburones entre otros y los palangres de fondo que captura pargos, meros y chernas entre otros (FEDEPESCA, 2013).

En las pesquerías artesanales de la región Caribe colombiana sólo se usan los palangres horizontales, es decir, aquellos en los cuales la línea madre opera paralela a la superficie del agua y se distinguen variaciones en cuanto al material con el cual han sido construidos y a la profundidad que se pesca. Para la CGSM y su zona de influencia se utilizan palangres construidos de nylon multifilamento y los bajantes van separados cada 2 brazas (1 braza =

1.8 M, aproximadamente) con una longitud de 0,6m en nylon monofilamento (AUNAP-UNIMAGDALENA, 2014).

4.7 ANTECEDENTES

4.7.1 Contaminación por metales pesados en peces y riesgo a la salud humana

Desde hace varios años a nivel global, se vienen realizando diferentes trabajos de investigación sobre contaminación en distintas especies y ecosistemas acuáticos, causados principalmente por actividades antropogénicas, lo que ha llevado a la necesidad de conocer las causas que la producen. Se ha enfatizado en la determinación de la concentración de metales pesados en agua, sedimentos, especies ícticas comerciales, con el propósito de determinar su potencial de riesgo para la salud humana (Corrales, 2013; Ahmad y Shuhaimi-Othman, 2010; Qadir y Malik, 2011; Ullah, *et al.*, 2017).

Al respecto, se puede decir que existen diversos trabajos de investigación en los últimos años que evidencian la contaminación por metales pesados en los ecosistemas, sedimentos, peces y otros organismos, entre los que se pueden mencionar los realizados para China por Yi, *et al.*, (2017), quienes realizaron una evaluación y cuantificación del riesgo ecológico acumulativo de As, Cr, Cd, Hg, Cu, Zn, Pb y Fe en sedimentos superficiales, zoobentos y peces en la parte alta del río Yangtze, determinando que existe un alto riesgo ecológico en función de las concentraciones promedio y máxima de Cd, Cu, Hg, Zn y Pb en sedimento y de As y Cd en peces, pero que no existen efectos perjudiciales para la salud humana por consumo de estos. Establecieron además un modelo de análisis de redes ecológicas para identificar las rutas de transferencia y poder cuantificar así los efectos acumulativos de los metales en ese ecosistema fluvial, en donde los peces depredadores de mayor tamaño dependen en primer lugar de los peces omnívoros, encontrando que el riesgo ecológico acumulativo de estos metales en los organismos bentónicos, tiene un mayor riesgo de propagación.

Gu, *et al.*, (2017), estudiaron las concentraciones de Cd, Pb, Cr, Ni, Cu y Zn en músculos y estomago de 4 especies de peces (*Thunnus obesus*, *Decapterus lajang*, *Cubiceps squamiceps* y *Priacanthus macracanthus*), en la plataforma continental occidental del Mar de China Meridional, obteniendo como resultado que en todas las especies las concentraciones estuvieron por debajo del límite superior diario aceptable de consumo y no se presentaron efectos adversos significativos para la salud por su consumo, lo cual fue determinado mediante la evaluación de riesgo para la salud, a partir de los cocientes de riesgo (THQ). Igualmente, estudios realizados por Rajeshkumar, *et al.*, (2018), sobre bioacumulación del contenido de Cr, Cu, Cd, Pb en dos (2) especies comerciales *Cyprinus carpio* y *Pelteobagrus fluvidraco* de la Bahía de Meiliang, en el Lago Taihu, mostraron que el contenido de estos contaminantes está por debajo de los límites establecidos por los entes de salud y alimentos en ese país y que aún son seguros para el consumo humano,

sin embargo concluyeron que la cantidad consumida debe controlarse según el criterio de salud de los alimentos chinos para evitar el consumo excesivo de Pb, siendo este el primer informe sobre la distribución estacional de metales pesados en estas especies en la región.

Para la India, se destacan los trabajos realizados por Velusamy, *et al.*, (2014), quienes determinaron las concentraciones de Fe Zn Mn Cr Cu Cd Pb y Hg en músculo de diecisiete (17) especies de peces marinos de importancia comercial, capturados con una red de arrastre en el puerto de Mumbai, encontrando que las concentraciones de estos metales pesados presentaron variaciones significativas por metal y por especie y que además los niveles de contaminación de estos no excedían los niveles máximos recomendados por la Unión Europea y FAO/OMS (2013), considerándose seguros para el consumo humano.

Así mismo, Batvari *et al.*, (2015), presentaron los resultados sobre la medición de las concentraciones de Cr, Cd, Zn, Pb y Fe en branquias, hígado, intestino y músculo de las especies de peces *Labeo rohita* y *Cirrhina mrigala*, capturadas en el lago Pulicat, al sureste de India, el cual recibe efluentes industriales y en donde los resultados muestran diferencias limitadas entre las dos especies y órganos muestreados, así como variaciones significativas entre los metales analizados. Se observaron, además, altos niveles de concentración de Fe y Pb en el hígado y branquias de estas especies, estando los metales pesados en el tejido dentro de los niveles permisibles por las entidades de salud y por tanto, se indica que son seguros para el consumo humano. Sin embargo, los resultados del estudio permiten evidenciar claramente el proceso de biomagnificaciones de los metales estudiados, por lo tanto, se requiere tomar medidas inmediatas para minimizar los riesgos

Igualmente, Arulkumar, *et al.* (2017), en el Puerto de Thondi en Palk Bay, al sureste de la India, en límites con Sri Lanka, evaluaron las concentraciones de los metales Cd, Pb, Cu y Zn en diez (10) especies de peces de importancia comercial (*Chirocentrus dorab*, *Rastrelliger kanagurta*, *Carangoides caeruleopinatus*, *Stolephorus indicus*, *Upeneus vittatus*, *Chanos chanos*, *Peneaus indicus*, *Portunus pelagicus*, *Sepia brevimana* y *Sepia aculeate*) y encontraron que los niveles residuales de estos metales fueron inferiores a los niveles permisibles especificados para el consumo humano por la Guidance for assessing chemical contaminant data for use in fish advisories, EPA 823-B-00-008, (USEPA, 2002), concluyendo que las especies de peces en cuestión y sus productos derivados, pueden considerarse seguros y ser exportados.

En países de Europa como Turquía, Yilmaz, (2003), investigó las concentraciones de Fe, Cu, Ni, Cr, Pb y Zn en músculo, piel y gónadas de las especies *Mugil cephalus* y *Trachurus mediterraneus* capturadas en tres (3) estaciones de la Bahía de Iskenderun, en donde las concentraciones de estos metales tendieron a variar significativamente entre las estaciones. Los rangos de concentraciones [$\mu\text{g/g}$] promedio de todos los metales medidos (peso húmedo) en *M. cephalus* fueron más altos que los de *T. mediterraneus* en músculo,

piel y gónadas, respectivamente; igualmente, las concentraciones de algunos metales excedieron en diferentes tejidos los niveles aceptables como una fuente de alimento para consumo humano y los resultados mostraron que los metales fueron absorbidos por las especies estudiadas a través de los alimentos, el agua y los sedimentos, debido a sus requerimientos biológicos.

En trabajos más recientes, Korkmaz, *et al.*, (2019), investigaron la concentración de Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Sn y Pb en tejido muscular de 16 especies de peces entre Taşucu (Mersin) y Samandağ (Hatay), en las costas mediterráneas del noreste durante (2018), con el propósito de determinar los límites semanales tolerables de ingesta, los coeficientes de riesgo para la salud por cáncer ocasionados de estos metales y encontraron que la cantidad de metales ingeridos por el consumo de las especies analizadas están por debajo de los límites tolerables semanales, sin embargo, los valores de As fueron superiores a los límites establecidos por la (JECFA) y en una de las estaciones de muestreo los niveles de Zn fueron más altos que los propuestos por el Codex de Alimentos de Turquía y la (OMS, 2008) respectivamente, por lo que recomiendan realizar investigaciones complementarias

Al noroeste de Grecia, en el lago Pamvotis, considerado un ecosistema mediterráneo típico de gran importancia en lo que respecta a biodiversidad y valor estético, Papagiannis, *et al.*, (2004), hacen una evaluación sobre el nivel de contaminación por metales traza (Cu y Zn) en tejido muscular, hepático y gonadal para determinar la contaminación de los peces *Cyprinus carpio*, *Silurus Aristotelis*, *Rutilus ylikiensis* y *Carassius gibelio*, encontrando que *C. carpio* y *R. ylikiensis* tuvieron el mayor contenido de metal, según los análisis de tejidos realizado, se encontró en el hígado y las gónadas, órganos que acumularon los niveles más altos de estos metales, mientras que el tejido muscular mostro niveles en rangos seguros, permisibles para el consumo humano.

Makedonski, *et al.*, (2017), establecieron los niveles de Cd, As, Hg, Pb, Zn y Cu en músculo y branquias en siete (7) especies de mayor consumo en Bulgaria (*Sprattus sprattus sulinus*, *Trachurus mediterraneus ponticus*, *Neogobius melanostromus*, *Alosa pontica*, *Sarda sarda*, *Pomatomus saltatrix* y *Mugil cephalus*), recolectadas durante 2010 en la costa noreste del Mar Negro. Al comparar sus resultados con los de otras investigaciones realizadas (2004 a 2006), encontraron que existe una disminución de la concentración total de metales, estableciendo que las concentraciones promedio de estos metales se encuentran dentro de los límites aceptables para el consumo humano y proponen que la metodología aplicada en su trabajo sea utilizada como herramienta de monitoreo del estado ambiental de la región de Bulgaria en el Mar Negro

Por otro lado, en branquias, hígado, gónadas y músculos de los peces *Perca fluviatilis* y *Rutilus rutilus* del lago Pluszne al noreste de Polonia, Łuczyńska, *et al.*, (2018), midieron las concentraciones de Zn, Cu y Hg y determinaron que la contaminación de cada tejido varió desde una contaminación muy baja hasta una contaminación baja, siendo la

concentración de los metales estudiados inferior al límite máximo aceptable estimado por los estándares internacionales. Este resultado indica que la ingesta de estas especies no es peligrosa para el consumidor, de manera similar, el cociente de riesgo y los valores del índice de riesgo no representaron riesgo para la salud humana. Sin embargo, sugieren que se realicen investigaciones complementarias en el área, a fin de determinar los efectos de los metales pesados en los factores bióticos de los peces y sí otras especies ícticas de este ecosistema no representan un peligro para la salud de sus habitantes por su consumo.

Para el continente asiático, en el año 2000, Agusa, *et al.*, (2005), evaluaron los niveles de riesgo y de acumulación por Hg a través del cabello humano por consumo de los peces de agua dulce *Anabas tetudineus*, *Channa striatus* y *Macrogathus siamensis* y los peces marinos *Valamugil seheli*, *Megalaspis cordyla*, *Shyraena obstusata*, *Lutjanus malabaricus*; *braquisoma de Rastrelliger* y *Pristimoides typus* en diferentes ciudades de Camboya y encontraron que alrededor del 3% de las muestras contenían concentraciones de Hg las cuales excedían el nivel de efectos adversos de la Organización mundial de la Salud (OMS, 1980), lo que en mujeres es asociado con problemas de la neurotoxicidad del feto. Las tasas de ingesta de Hg se estimaron con base en el consumo diario de pescado, en ese sentido una muestra de *L. malabaricus* excedió los límites permisibles establecidos por la (EPA) y el Comité Mixto FAO/OMS de Expertos en Aditivos Alimentarios (JECFA)¹, indicando que algunos especímenes de pescado examinados fueron peligrosos para el consumo de la población, sugiriendo que el pescado es probablemente la fuente principal de Hg en el ser humano. Sin embargo, se observaron concentraciones muy altas en algunos individuos de la población, lo que indica que existen otras fuentes de contaminación en la dieta.

Baharom, *et al.*, (2015), en Malasia, entre junio y noviembre de 2014, estudiaron las concentraciones de metales, Cu, Zn, Pb, Ni, Mn y Cd, en tejidos de seis especies de peces de agua dulce (*Hampala microlepidota*, *Barbonymus schwanenfeldii*, *Mystacoleucus marginatus*, *Hemibagrus nemurus*, *Cyclocheilichthys apogon* y *Oreochromis niloticus*), en el río Galas afluente del río Kelantan y una piscina de minería en desuso, la cual es utilizada para un proyecto de acuicultura y pesca deportiva. Las determinaciones se realizaron por medio de espectrometría de masas de plasma de acoplamiento inductivo y espectrofotometría de absorción atómica, determinando que las concentraciones de metales pesados en muestras de agua y peces fueron inferiores al límite permitido establecido por la Ley de Alimentos de 2003 y el Reglamento de Alimentos de Malasia de 1983.

En este mismo país, de la Bahía de Bengala, Saha, *et al.*, (2016), investigaron los niveles de contaminación estacional de As, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Se y Zn en diez (10) especies de

¹ JECFA: Comité científico internacional de expertos, administrado conjuntamente por la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) y la Organización Mundial de la Salud (OMS)

peces marinos, durante cuatro temporadas, evaluando los riesgos potenciales para la salud humana. Las concentraciones de metales variaron significativamente entre las especies, identificando que las capturadas en época de verano acumularon una mayor cantidad de metales en comparación con las de otra temporada, lo que fue atribuido a una mayor afluencia de desechos agrícolas, aguas residuales y lodos arrastrados por las fuertes lluvias e inundaciones. En referencia a la Ingesta Diaria Estimada (EDI), el coeficiente de riesgo (HQ), el coeficiente de riesgo total (THQ), el consumo de las especies de peces fue considerado seguro para la salud humana; sin embargo, la estimación del riesgo carcinogénico debido a la exposición al As indicó que los consumidores siguen teniendo un alto riesgo.

En la ciudad de Dhaka, Bangladesh en ese mismo sentido Ullah, *et al.*, (2017), determinaron la ingesta diaria y las posibles implicaciones de riesgo para la salud humana causada por los metales Pb, Cd, Cr, As y Hg de los peces de cultivo (*Labeo Rohita*, *Clarias gariepinus*, *Hypophthalmichthys molitrix*, *Cyprinus capio*, *Puntius sarana*, *Oreochromis mossambicus*, *Pangasius pangasius* y *Anabas testudineus*) provenientes de 4 mercados mayoristas y determinaron que la ingesta de metales pesados individuales a través del consumo de estas especies era seguro para la salud humana, pero que el consumo de metales pesados combinados sugería un potencial riesgo para la salud en aquellos consumidores altamente expuestos; sin embargo, para el As se presentó un riesgo potencialmente alto de contraer cáncer, por el consumo de este metal en las especies estudiadas

Con el propósito de evaluar los posibles riesgos para la salud humana para los pobladores vietnamitas del Delta del río Mekong, Chanpiwat, *et al.*, (2016), determinaron las concentraciones de As, Na, Mg, Al, K, Ca, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Se, Mo, Ag, Cd, Sb, Ba, Tl, Pb, U y organismos indicadores de materia fecal (*Listeria spp* y *Escherichia coli*) en peces de cultivo. Los resultados mostraron impactos significativos de la acumulación de metales en peces, especialmente aquellos provenientes de cultivos intensivos. La evaluación del riesgo para la salud humana a través del consumo de estos peces mostró que los índices de riesgo de (As, Cu y Zn) al consumir estas especies, podrían contribuir con efectos adversos para la salud, por lo que se recomendó promover e implementar medidas de gestión y prevención de riesgos en todas las áreas de estudio a fin de reducir posibles deterioros en la salud de residentes locales.

Sobihah, *et al.*, (2018), en la Isla de Pulau Ketam en las costas de Puerto Klang, en el estado de Selangor, Indonesia, determinaron las concentraciones de As, Cd, Cu, Fe, Pb, Mn, Ni, Se y Zn en tejido hepático y muscular de las especies (*Lates calcarifer*, *Lutjanus campechanus* y *Lutjanus griseus*), que se usan para exportación y son cultivadas en el mar. Este planteamiento se hizo con base en la posible contaminación del río Klang, determinándose que la concentración de estos metales en el tejido muscular se encuentra por debajo de los límites estipulados por la FAO/OMS y la Ley de Alimentos de Malasia

(1983). Sin embargo, recomendaron que se deben realizar monitoreos periódicos de estos y otros metales pesados en los peces cultivados, a fin de calcular la ingesta máxima permitida por día y establecer pautas de riesgos en la salud, con el propósito de ratificar los límites actuales para consumo humano, de tal forma que contribuya a la reducción los riesgos para la salud asociados con el consumo de estas especies.

Así mismo, en el Sultanato de Omán sobre la parte oriental de la Península Arábiga, Al-Busaidi *et al.*, (2011), estudiaron las concentraciones de los metales pesados Hg, Cd y Pb, en el músculo fresco y congelado de las especies *Cheimereus nufar*, *Scomberomorus commerson*, *Seriola dumerili*, obteniendo como resultado que los niveles de estos metales en las muestras analizadas no exceden los límites de las normas internacionales y por lo tanto no representan amenaza para la salud del consumidor. También Keshavarzi, *et al.*, (2018) determinaron en el estuario de Musa y en el puerto de Mahshahr, al noroeste del Golfo Pérsico, los riesgos potenciales a la salud por el consumo de 3 especies de peces de importancia económica (*Anodontostoma chacunda*, *Belangerii* y *Cynoglossus arel*), midiendo las concentraciones de Cd, As, Cu y Hg en tejido muscular y hepático. Encontraron que la ingesta diaria estimada (EDI) de estos metales superó la ingesta diaria tolerable provisional (IDPT) para todas las especies estudiadas y determinaron que el coeficiente de riesgo (HQ) para el As indica que un consumo prolongado en el tiempo puede resultar en un efecto carcinogénico para la población, siendo estos resultados un aporte para crear conciencia entre el público sobre la inocuidad del consumo de estas especies.

Para el continente americano, se destacan los trabajos realizados por Marcovecchio, (2004), quien plantea utilizar las especies *Micropogonias furnieri* y *Mugil liza* de la bahía de Samborombon, en el estuario del río La Plata, Argentina, como bioindicadores de la contaminación por metales pesados, midiendo las concentraciones totales en hígado y tejido muscular de Hg, Cd y Zn. Encontró que la mayor acumulación de los metales se dio en hígado, mientras que las concentraciones en músculo fueron más bajas, estando estos valores por debajo de los estándares internacionales de referencia para consumo humano. Fue evidente, la existencia de una relación entre el contenido de metales pesados con los hábitos tróficos y ecológicos de estas especies y se discutió la validez del uso de estas como bioindicadores de la contaminación por metales pesados en el ecosistema evaluado

En otro ámbito, Márquez *et al.*, (2008b) investigaron las concentraciones de los metales (Fe, Mn, Zn, Pb y Co) en sedimentos superficiales y tejido muscular en los peces *Plasgiosium squamosissimos*, *Pigocentrus cariba*, *Pseudoplastyloma fasciatum* y *Hypostomus spp*, de la laguna Castellero, Estado Miranda, Venezuela, obteniendo que en los sedimentos no hay una contaminación evidente por encima de los límites de referencia y que existen posibles cambios en las condiciones fisicoquímicas de éste ecosistema, especialmente del potencial redox, que podrían generar condiciones para que

se liberen metales pesados hacia el agua, causando una posible bioacumulación de éstos y un deterioro ambiental que podría llegar a afectar a las especies y a las comunidades que hacen uso de los recursos en esta laguna, como su principal actividad económica.

Este mismo año, Márquez *et al.*, (2008a), estudiaron la presencia de Fe, Mn, Cu, Cr, Ni, Zn, Cd y Pb en el material en suspensión del agua y en el sedimento, además del tejido muscular en las especies ícticas *C. undecimalis*, (*Elop saurus* = *Elop smithi*) y *Cathorops. spixii* = *Cathorops mapale*) y el camarón (*Penaeus schmitti*), para detectar posibles impactos en el ecosistema en la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela. Encontrando que para sedimentos existe una intervención antropogénica que supera los niveles establecidos para sedimentos. Además, en las especies ícticas estudiadas se evidenció un contenido mayor de los metales en los individuos de una misma especie (*C. spixii* = *C. mapale*), que habitan dentro de la laguna con respecto a las que habitan fuera de ella, sugiriendo que se evidencia bioacumulación de algunos metales.

En el sur del Golfo de México, Vázquez *et al.*, (2008), realizaron una investigación sobre la concentración de los metales Co, Cr, Hg, Ni y V en tejido muscular del bagre (*Ariopsis felis*), encontrando que las concentraciones de estos metales son inferiores a las establecidas por las normas nacionales y no representan un riesgo para la salud.

En el lago Los Molinos de la Provincia de Córdoba, Argentina, Griboff, *et al.*, (2018) determinaron las concentraciones de Al, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Ag, Cd, Hg, Pb, As y Se en la especie *Odontesthes bonariensis*, encontrando que el musculo presenta una acumulación significativa de los niveles de Hg, debido al aumento de los niveles tróficos en la época seca, evidenciándose indicios de biomagnificación

Ramírez, *et al.*, (2016), en la represa Hanabanilla-Jibacoa al noreste del macizo de Maguaya, Cuba, determinaron las concentraciones de Pb, Cd, Hg, Fe, Cu, Zn y Mn, en agua y sedimento y en la especie *Micropterus salmoides*; reportando que los niveles promedio de Pb (0.82 ± 0.07 mg/kg) se encuentran por encima de los límites máximos establecidos en las normas nacionales cubanas (NC 493 de 2006, de 0.3 mg/kg) y que las concentraciones más bajas de todos los metales se observaron en los ejemplares que tenían talla y peso menores.

Por otro lado, Barrios y Luna, (2012), en su investigación sobre la evaluación de la bioacumulación de los metales Cu, Fe, Zn, Mn y Cd en sedimento, tejido muscular y hepático de la especie *M. incilis* en la zona costera del departamento del Atlántico, Colombia, proponen de manera similar que esta especie sea tomada como una herramienta útil e idónea para el monitoreo de la contaminación por metales pesados, por ser considerada un bioindicador que genera información de interés para el manejo costero

Como puede observarse en este recuento de los antecedentes de investigaciones similares a la planteada en este trabajo de investigación, es inminente la necesidad de realizar trabajos complementarios que ratifiquen y amplíen los resultados obtenidos para el complejo lagunar de la CGSM en Colombia.

4.7.2 Evaluación del riesgo en la salud por la ingesta de pescado

Comer pescado en la dieta forma parte de las tradiciones culturales de muchos pueblos y para algunas poblaciones el pescado es la principal fuente de proteína de alto valor biológico, sobre todo en aminoácidos, vitaminas, calcio, hierro y nutrientes esenciales (Conde-Puertas y Carreras-Blesa, 2015). Para el caso de las comunidades de la CGSM, el pescado es una fuente importante de proteína y su consumo es alto debido a su fácil acceso y bajo costo, sin embargo, a pesar de los beneficios que éste representa para la salud, el recurso íctico se encuentra propenso a la contaminación y puede presentar riesgos para la salud de los habitantes de esta región, especialmente aquellas especies consideradas comerciales y de alto consumo.

Es importante resaltar que, durante el proceso de cocción tanto de mariscos como de filetes de pescado, no se presentan cambios significativos en la reducción de las concentraciones de metales pesados como As, Cd y Hg (Muñoz, *et al.*, 2014). A su vez Weinberg, (2010) sostiene que la concentración de Hg en músculo de pescado no varían durante procesos de preparación de los alimentos debido a que el metilmercurio se encuentra unido con la proteína más que a los tejidos grasos de los peces, por lo tanto, acciones como sustraer la grasa o la piel de un pez contaminado con este metal, no reduce de manera significativa su concentración.

De acuerdo a ello, la evaluación del riesgo a la salud humana por el consumo de pescado con metales pesados es considerada una herramienta con la que se puede dar un valor cuantitativo a los problemas de exposición a uno o varios contaminantes (Franco, *et al.*, 2016; Londoño-Franco, *et al.*, 2016). A partir de ello, se reconocen eventuales perturbaciones derivadas de la acumulación de metales pesados o sustancias tóxicas de este tipo, sean de origen antrópico y/o natural, que puedan constituir riesgos para la salud del ecosistema y de los humanos. El propósito de estas evaluaciones es el de plantear estrategias que permitan el desarrollo acciones para la disminución de este tipo de sustancias en los ecosistemas, en pro de mantener los niveles de estas en rangos permisibles (De Miguel, *et al.*, 2014; Marrugo *et al.*, Fuentes-Gandara, *et., al*, 2018).

De la encuesta realizada y dada la frecuencia de consumo, se evidencia en la población objeto que existe una ingesta de pescado alta en todos los grupos etarios poblacionales estudiados, que de acuerdo a la “Guidance for assessing chemical contaminant data for use in fish advisories, EPA 823-B-00-008” (USEPA, 2015), la porción de pescado promedio que deben consumir los adultos corresponde a (227 g/día) y de (114 g/día) para niños, que

según la edad debe ser de (28 g/día) de 2 a 3 años, de (56 g/día) de 4 a 7 años, de (84 g/día) de 8 a 10 años y de (114 g/día) para niños de 11 años en adelante, las cuales deben ser consumidas con una frecuencia de entre 2 a 3 porciones semanales; por otro lado la Asociación Canadiense de Salud “Health Canadá” (2008), estipula que un individuo una alta frecuencia de consumo de pescado, es aquella superior o igual a 3 porciones semanales. Valores superiores a los anteriores, son considerados como una alta ingesta; que, de acuerdo a esto, en Colombia para el año 2013, el consumo per cápita de productos de la pesca era de (4.73 kg/año) (Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural/FAO, 2015), pasando en 2018, a (8.4 Kg) según cifras de la AUNAP, (2018)

4.7.3 Contaminación por metales pesados en sedimentos

La contaminación del agua y de los sedimentos por metales pesados es una problemática que en la actualidad adquiere una gran importancia, aunque algunos metales a bajas concentraciones son esenciales para el desarrollo de actividades metabólicas de los organismos, pero que en altas concentraciones pueden llegar a ser tóxicas (Hansen, *et al.*, 2015).

Una de las formas más peligrosas de contaminación perjudicial en ecosistemas acuáticos y terrestres y en los alimentos a nivel mundial, es la que se viene presentando en diferentes ecosistemas por la presencia y aumento de metales pesados, debido a que estos generalmente no son biodegradables y tienen la tendencia a permanecer por bastante tiempo en los tejidos de animales y plantas, generando procesos de biomagnificación y acciones toxicodinámicas a nivel de material biológico, las cuales producen alteraciones metabólicas, mutagénicas y anatómicas en las especies biológicas, incluyendo el hombre (García-Navarro, 2006; PNUMA, 2005).

Son entonces los sedimentos los receptores finales de muchos elementos contaminantes (Chapman, 1992), en donde los metales pesados son adsorbidos y acumulados más fácilmente que en el agua y pueden ser encontrados a concentraciones relativamente elevadas a profundidades mayores de 15 cm, los cuales guardan una estrecha relación con el tamaño de las partículas que constituyen dicho sedimento y con la materia orgánica sedimentaria, alterando así el equilibrio ecológico y biogeoquímico del ecosistema (Acosta, *et al.*, 2002)

La forma como están distribuidos los metales pesados en los sedimentos es afectada por la mineralogía, la composición del material suspendido, la influencia antropogénica y por los procesos que se presentan *in situ*, tales como intercambio iónico, formación de complejos, coagulación, biodegradación, oxidación y reducción, fotólisis e hidrólisis, enriquecimiento por acción de los microorganismos; tales procesos muestran lo complejo de las transformaciones de los metales pesados en el ambiente natural donde los

sedimentos juegan un papel muy importante en el transporte de sustancias tóxicas de naturaleza tanto orgánica como inorgánica (Hansen, *et al.*, 2015; Jain *et al.*, 2005)

Los sistemas acuáticos tanto marinos como dulceacuícolas, no están exentos de esta problemática, debido a la presencia de metales pesados que producen efectos nocivos al incorporarse a distintos organismos vivos mediante procesos biológicos o fenómenos físicos de distribución, dilución y dispersión, impactando negativamente tanto al ecosistema como a los elementos circundantes que dependen de este, incluyendo al ser humano (Morillo *et al.*, 2002; Morales, 2001).

Actualmente es conocida la problemática por la presencia de metales pesados no esenciales, que participan en procesos fisiológicos y metabólicos (Sadiq, 1992), sin embargo, la identificación en organismos marinos no ha sido identificada claramente, debido a que este tipo de contaminación en los ecosistemas acuáticos es muy compleja, lo cual hace necesario que se realicen investigaciones sobre su comportamiento, con el fin de diagnosticar y evaluar la situación que se presenta para que se adopten las medidas de mitigación correspondientes.

Una de las mayores complejidades está asociada con la presencia de sedimentos en este tipo de ecosistemas, debido a que estos son capas constituidas principalmente por la fracción sedimentable de materia orgánica, sólidos finamente suspendidos y desechos de la actividad bacteriana, producto de la oxidación de compuestos orgánicos biodegradables que cubren los fondos de océanos, ríos, arroyos, lagos, embalses, bahías y/o estuarios, que ingresan a estos a través del cauce de las corrientes de agua por escorrentía superficial y aguas domésticas, entre otras (Madrid, *et al.*, 2011). Independientemente de cuál sea el origen de los sedimentos, estos se encuentran rodeados de agua con muy bajos o ningún nivel de oxígeno, razón por la cual hace que tengan unas condiciones reductoras que propician los procesos de lixiviación (Rajeshkumar y Li, 2018).

Así mismo, se puede decir que los sedimentos son básicamente mezclas de materia orgánica y minerales de diferentes tamaños: finos, medios y gruesos, con arcillas, limos y arenas; siendo su composición variable desde materia mineral pura hasta materia predominantemente orgánica y son a su vez depósitos de una variedad de desechos químicos y biológicos en los reservorios o cuerpos de agua, siendo también receptores de contaminantes tales como compuestos orgánicos tóxicos y metales pesados (Singh, *et al.*, 1999)

Las investigaciones realizadas en los últimos años, relacionadas con los efectos tóxicos generados por concentraciones bajas de metales pesados, han mostrado que se generan afectaciones en diferentes poblaciones alrededor del mundo, más de lo que se supone; tal es el caso del estudio preliminar para la evaluación de la contaminación por metales pesados en los sedimentos del río Zarrin-Gol, norte de Irán, realizado por Malvandi,

(2017), quien con el propósito de usar los resultados como referencia en estudios ecotoxicológicos, utilizó los índices para medir contaminación: Factor de Contaminación (FQ), Factor de Enriquecimiento (FE), Índice de riesgo ecológico (PERI) e Índice de Geoacumulación (Igeo), determinando que los valores más altos en los sedimentos correspondieron a As y Se.

Salas, *et al.*, (2017), estudiaron el estado de la contaminación y distribución espacio temporal de Fe, Mn, Cr, Zn, Ni, Pb, Cu, Co y Cd en sedimentos del estuario de Cochin, en el mar Arábigo, China y lograron determinar que el Factor de Enriquecimiento (FE), el Índice de Geoacumulación (Igeo) y el Índice de Carga de Contaminación (PLI) sugieren que los sedimentos en la parte norte del estuario presentan una alta acumulación de metales, lo que puede producir efectos biológicos adversos a la biota del lugar especialmente por Cr, Cu, Ni y Pb y concluyen que las correlaciones entre metales, carbono orgánico, limo y arcilla tanto en el sedimento de grano fino como materia orgánica, son portadores importantes de estos metales y que las fuentes de Cu y Ni se deben principalmente a los procesos de meteorización natural y los niveles enriquecidos de Cd, Cr, Zn y Pb, atribuidos principalmente a las actividades antropogénicas.

Alí, *et al.*, (2016), estudiaron la contaminación de los metales pesados As, Cr, Cd y Pb en sedimentos y agua en el río Karnaphuli en Bangladesh, encontrando que la concentración de estos en agua excedió los límites seguros de agua potable, indicando que esta no es segura para beber y o cocinar, igualmente el Factor de Contaminación (FQ) confirmó que las muestras de sedimentos fueron de contaminación moderada a alta para As, Cd y Pb respectivamente y los valores del Índice de Carga de Contaminación (PLI) indicaron una disminución avanzada de la calidad del sedimento, por tanto, recomiendan realizar monitoreos continuos de estos metales en agua, sedimentos y otras especies acuáticas para evaluar el riesgo en el ecosistema y en la salud de la población cercana.

Delshab *et al.*, (2017), investigaron la concentración total y la especiación de metales pesados en los sedimentos del puerto de Asaluyeh, en Irán, mostraron que la calidad de los sedimentos, junto con los Factores de Enriquecimiento calculados y los perfiles de metales traza, indican que existe una amenaza por contaminación, especialmente de Hg y Cu y determinaron que en algunas de las estaciones de muestreo se presentan fases potencialmente móviles de estos metales.

El Nemr, *et al.*, (2016), estudiaron las concentraciones de Zn, Cu, Ni, V, Al, Pb, Cd, Hg, en sedimentos, lípidos, agua y tejidos blandos de diferentes especies de mariscos, recolectadas a lo largo del mar Rojo en Egipto, determinando que la mayor concentración de estos metales fue la del aluminio (Al) para sedimentos, pero que ningún valor excedió las pautas de calidad de sedimento de NOAA y CCME (Consejo Canadiense de Ministros del Medio Ambiente) por lo tanto, los sedimentos a lo largo del área del Mar Rojo egipcio no representaron ningún impacto adverso en la biota de acuerdo a los cálculos del

Coefficiente de Riesgo (HQ) para los contenidos de metales pesados en el tejido blando de los mariscos estudiados. Igualmente, el contenido de Hg no representó ningún riesgo para la salud humana; mientras que, los otros metales pesados en estudio mostraron una posibilidad de riesgo a largo plazo.

Gu *et al.*, (2015), investigaron sobre las concentraciones totales de metales pesados Cd, Pb, Cr, Ni, Cu y Zn en los sedimentos superficiales y el necton, junto con la división química de los sedimentos metálicos en la Bahía de Qinzhou del Golfo de Beibu, China, encontrando que el Cd se asoció preferentemente con la fracción soluble en ácidos y el Pb con la fracción reducible principalmente, mientras que la mayor parte de Cr, Ni, Cu y Zn se asoció fuertemente con las fracciones residuales. Un análisis de componentes principales en la especiación de metal en el sedimento reveló tres agrupaciones distintas que se debieron principalmente a distribuciones diferentes de los parámetros en las diversas fracciones. Lo que les permitió concluir que los sedimentos superficiales tuvieron un 21% de efectos biológicos adversos y respecto al riesgo para la salud humana, no encontraron efectos adversos significativos derivados del consumo de especies asociadas con el necton.

Varol, (2011), evaluó las concentraciones de metales pesados utilizando el Factor de Contaminación (FC), el Índice de Carga de Contaminación (PLI), el Índice de Geoacumulación (Igeo) y el Factor de Enriquecimiento (FE) en muestras de sedimentos del río Tigris (Turquía), para determinar el nivel de contaminación y encontró que existe una mayor concentración de metales en el sitio de muestreo cercano a una planta procesadora de una mina de *cobre* y el resto de sitios de muestreo estaban moderadamente contaminados. Los valores medios del Factor de Enriquecimiento (FE) para todos los metales estudiados, excepto Cr y Mn, sugieren un impacto antropogénico en los niveles de metales en el río e indican que las concentraciones de Cr, Cu, Ni y Pb producen efectos nocivos en los organismos que habitan en los sedimentos.

Zhu, (2011), realizó una investigación para reconstruir el historial de deposición en sedimentos y analizar las tendencias e identificar las fuentes de contaminación de los metales Pb, Zn, Cu, V, Cr, Cd y Sc, con el propósito de determinar las condiciones ambientales desde 1998 hasta las actuales en el Mar de China Meridional. Encontró que las concentraciones totales a partir del Factor de Enriquecimiento (FE) y el Índice de Geoacumulación (Igeo) sugieren que existe una contaminación por Cu, Pb, Zn y V solamente en algunas áreas localizadas y que la contaminación por Cr y Cd data de antes de 1998 encontrándose localizada en un área específica.

Fernández-Cadena, *et al.* (2014), realizaron un estudio de evaluación del grado de contaminación midiendo en muestras de sedimentos superficiales del manglar, concentraciones de metales en el Estero Salado, Guayaquil, Ecuador, el cual se ha visto intervenido durante los últimos 20 años, debido a la liberación de aguas residuales

industriales. Como resultado del estudio se determinó que los niveles de concentración de B, Cd, Cu, Pb, Se, V y Zn superan los niveles estándares internacionales de calidad ambiental y además los metales Pb, Sn, Cd, Ag, Mo, Zn y Ni podrían estar relacionados con la presencia de aguas residuales industriales en el área de estudio. Se encontró además que las concentraciones de los metales pesados detectados son más altos que los informes establecidos en reportes sobre sedimentos de manglares en todo el mundo, indicando ello que este ecosistema es uno de los más perturbados en la tierra.

Rodríguez, *et al.*, (2012), evalúan los niveles de metales pesados Pb, Cu y Cd en sedimentos superficiales y su granulometría en el sistema lagunar Carmen-Machona-Pajonal, estado de Tabasco, México, encontrando que las concentraciones presentaron valores relativamente bajos, según estándares internacionales y se pudo concluir que el contenido de metales en sedimentos no representa un riesgo para la biota acuática y la salud del ecosistema.

Rodríguez-Figueroa, (2010), realiza un estudio en el distrito minero de Santa Rosalía en la península de Baja California, México, en donde analiza y describe cuantitativamente la geoquímica y el potencial de removilización de los metales pesados Cd, Co, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn, desde los sedimentos superficiales en la plataforma continental hacia la biota, tomando como referente algunas macroalgas. Encontró que los metales Cd, Cu, Mn y Zn, desde los sedimentos del sector central del área de estudio, presentan la más alta contaminación y la mayoría de los metales estudiados se encuentran fijados en los sedimentos y las macroalgas *Padina durvillaei*, *Sargassum sinicola* y *Dictyota dichotoma*, no muestran niveles altos de Co, Cu, Pb y Zn en la zona de mayor contaminación, indicando que no hay movilidad de estos metales pesados desde los sedimentos hacia las macroalgas en la zona contaminada.

Rodríguez, H., (2006), realizó una evaluación para determinar el grado de contaminación por metales pesados Sb, As, Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Pb y Zn, de los sedimentos en el río Noya, de la provincia de Barcelona, España, a fin de establecer el sistema de tratamiento más eficiente para su potabilización, debido a que el agua de ese río es aprovechada para el consumo humano. Logró determinar que las concentraciones de Hg y Cr superaron los valores permisibles en la legislación nacional. Así mismo, estableció que se encuentra contaminado por Cu y Ni en la mayoría de los sitios de muestreo y que los metales pesados estudiados presentan un incremento metálico generalizado en los sedimentos por causas antropogénicas y solamente la concentración promedio de As es inferior a la concentración basal o niveles de fondo, lo que hace suponer que el principal origen es de tipo litogénico.

Uluturhan *et al.*, (2011) evaluaron la contaminación y riesgos ecológicos por medio de las distribuciones temporales y espaciales de las concentraciones de metales pesados Cr, Ni y Pb y carbono orgánico en los sedimentos de la laguna Homa, al este del mar Egeo,

encontrando que los sedimentos estaban enriquecidos con Cr y Ni y fueron considerados altamente contaminados por el SQG (Pautas de Calidad de Sedimentos). Por otro lado, los niveles de Cd indicaron un grado moderado de contaminación en las estaciones donde hay influencia de agua de drenaje agrícola, aguas residuales industriales y domésticas, que son transportadas por el río Gediz.

Valdés y Castillo, (2014), midieron la concentración y distribución de Cu, Ni, Pb, V, Fe, Al y Zn en los sedimentos marinos de las bahías Caldera, Calderilla, Inglesa y Salada en Atacama, Chile. El análisis estadístico realizado sobre la distribución y contenido de metales encontrados permitió separarlas en tres grupos diferentes: bahía Calderilla con actividades de cultivos marinos y actividad industrial asociada a la pesca industrial; bahía Caldera caracterizada por un alto grado de industrialización, principalmente con actividades asociadas a la minería y bahías Inglesa y Salada, muy similares entre sí, caracterizadas por una intensa actividad de cultivos marinos y escasa o nula influencia de actividad industrial minera o pesquera. La aplicación del Índice de Geoacumulación (Igeo) y de normas ambientales de calidad de sedimentos permitieron concluir que los niveles promedio de metales medidos muestran un enriquecimiento incipiente asociado a la actividad antrópica desarrollada en la zona, sin embargo, los resultados permiten suponer un riesgo ocasional para las comunidades bentónicas del área

Acosta, *et al.*, (2002), evaluaron la concentración de Cu, Mn, Fe, Zn, Cd, Ni, Pb y Cr en el sedimento superficial y los parámetros ambientales (temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, pH, biomasa fitoplanctónica, seston, N y P totales en agua), en los litorales continentales de las localidades de Playa Güiria, costa nororiental del Estado Sucre y Río Chico y Boca de Paparo del Estado Miranda, Venezuela, en donde las comunidades explotan la almeja *Tivela mactroides* y determinaron que la perturbación ambiental encontrada está relacionada con la descarga del río Tuy, siendo la concentración de los metales pesados evaluados más alta que las reportados hace 14 años para ésta misma área. Los valores determinados en la zona de Playa Güiria no presentaron contaminación ambiental y recomendaron tomar acciones de saneamiento de los ecosistemas en Boca de Paparo y Río Chico desde el punto de vista de salud pública y ambiental debido a que las condiciones ambientales de Playa Güiria muestran la factibilidad para realizar actividades pesqueras de la especie de almeja *Tivela mactroides*.

García-Navarro, (2006), determinaron la concentración de Cu y Pb y analizaron la granulometría en sedimento de las lagunas costeras de Pueblo Viejo Veracruz, las Marismas de Altamira y la de San Andrés, Estado de Tamaulipas, México, encontrando que la clasificación granulométrica de la laguna de Pueblo Viejo es limo, de la laguna de San Andrés es limo arenoso, y de las Marismas de Altamira es arenas limosas. Así mismo, el contenido de Pb de las 3 lagunas está por debajo de la guía ambiental canadiense, la cual determina el límite de concentración recomendado para soportar y mantener la vida acuática de 30.2 µg/g. Respecto al Cu, encontraron que solamente en algunos puntos de

las Marismas de Altamira, sus concentraciones están por encima de la guía ambiental canadiense (18.7µg/g).

Araúz *et al.*, (2013), determinaron los metales pesados Cr, Cu, Cd y Pb en sedimentos superficiales de Bahía Damas en Isla Coiba, Panamá, durante los periodos seco y lluvioso entre 2009-2010, y hallaron que las concentraciones promedio de los metales pesados en los sedimentos del área de estudio oscilaron: Cr (88.32 a 94.63 µg/g), Cd (1.84 -3.53 µg/g), Cu (41.47- 48.7 µg/g) y Pb (1.09 - 3.80 µg/g), siendo su distribución gradual y estacional, reflejando un incremento de la concentración hacia la parte de mar afuera en periodo seco e intermedio, mientras que en el periodo lluvioso es inverso, lo que está fuertemente influenciada por la climatología y la hidrodinámica local. La estimación del nivel de contaminación por medio del Índice de Geoacumulación (Igeo) para el ecosistema marino indicó una contaminación moderada por Cd, por efectos antropogénicos.

En su informe (INVEMAR, 2001), reporta que, para el caso de Colombia, las aguas del litoral Caribe han sufrido un incremento en la contaminación por metales pesados durante las dos últimas décadas, siendo las zonas más afectadas aquellas cercanas o donde se han ubicado los principales asentamientos humanos, es el caso de las ciudades de Cartagena, Barranquilla, Santa Marta, Coveñas, Tolú y Riohacha en el Caribe y Buenaventura y Tumaco en el Pacífico. Así mismo se indica que en la CGSM, los metales como Cd, Cu y Zn se han detectado en concentraciones significativas en diferentes sitios. A pesar de la importancia que estos elementos tienen en algunos procesos metabólicos para diferentes formas de vida acuática, vale la pena anotar la importancia que sus altas concentraciones tienen desde el punto de vista ambiental, pues resultan peligrosos cuando exceden los niveles de concentración máximos permitidos, debido a que a estos niveles son altamente tóxicos.

Espitia, (2014), realizó la determinación de Hg, Cd, Pb, Cr, Ni, Fe, en sedimentos superficiales en dos cuerpos de agua cercanos a las poblaciones de Gambote y Soplaviento, sobre el Canal del Dique, (brazo artificial del Río Magdalena, Colombia), comparándolos con los de la Ciénaga Grande de Lórica (sitio control) y encontró que los niveles de los metales estudiados son considerados normales, a pesar que estos cuerpos de agua tienen aportes del río Magdalena, río que pasa por zonas de influencia minera. Igualmente indica que la Ciénaga Grande de Lórica puede ser un buen punto control para futuras determinaciones de Cd, Pb y Cr al no ser detectados estos metales en los sedimentos superficiales de este cuerpo de agua. Recomienda que estas determinaciones se deben realizar tanto en sedimento superficial activo como estratificado en los puntos evaluados, así como en otros lugares a lo largo del Canal del Dique y recomienda realizar estudios estratificados en cuerpos de agua en época seca y lluviosa.

Gutiérrez-Blanco, (2013), realiza la evaluación del grado de contaminación en sedimentos superficiales por metales pesados Mn, Co, Cu, Zn, Cr, Ni, Pb, Cd, Hg en el humedal costero

Ciénaga de Mallorquín, Atlántico, Colombia, el cual posee una gran variedad de fauna y flora, el cual se encuentra sometido a un comportamiento hidrológico y una dinámica limnológica asociada a las inundaciones del río Magdalena y a los cambios de marea del mar Caribe. Determinó que la mayor carga de metales pesados se presentó en la estación que recibe flujos de agua permanente del río Magdalena. Los Factores de Enriquecimiento (FE) y Factores de Concentración (FC) presentaron una contaminación de gravedad moderada para Cd, Cu y Ni para ambos factores. Para el caso de Zn, Cd, Mn y Hg se encontró un Factor de Enriquecimiento (FE) por encima de 1.5, lo que indicó que existe un flujo de materiales proveniente de actividades humanas, concluyendo que los sedimentos presentan un posible riesgo biológico por encontrarse en un rango entre el nivel de efecto umbral (TEL) y el nivel de efecto probable (PEL).

Parra y Espinosa, (2008), hacen una evaluación de la distribución vertical de metales pesados Pb, Cd y Zn en el sedimento asociado a *Rhizophora mangle* y determinaron las concentraciones potencialmente biodisponibles y no biodisponibles, en tres perfiles de sedimento colectados en el río Sevilla, CGSM. Los resultados determinaron que en el ecosistema de manglar estudiado estos metales se acumulan principalmente en formas no biodisponibles, indicando que la mayor parte de estos elementos se encuentran retenidos en el sedimento y fuertemente relacionados con los parámetros fisicoquímicos: pH, Salinidad y Potencial Rédox, y con los contenidos de materia orgánica, limos y arcillas.

Para la zona estuarina de Cispatá, antiguo delta del río Sinú que se incluye entre los cinco bosques de manglar más extensos y mejor desarrollados del litoral Caribe colombiano, con una extensión de 80 km². Los procesos dinámicos que allí se presentan, han determinado la aptitud y tenencia de la tierra, haciendo que se modifiquen, generando una problemática de índole ecológico, social, económico y ambiental (Álvarez-León, 2003). Además de poseer una importante industria camaronera con sus consecuencias ambientales negativas, reemplazada actualmente por cultivos de tilapias (*Oreochromis* spp) y la existencia del distrito de riego de “La Doctrina”, cuyo drenaje va directamente hacia el estuario, lo que está generando problemas, debido a que vierten sus aguas cargadas de contaminantes a este cuerpo de agua (Arteaga-Palomo, *et al.*, 2018).

5. OBJETIVOS

5.1 OBJETIVOS GENERAL

- Evaluar las concentraciones de los metales pesados arsénico, cadmio, cobre, mercurio, plomo y zinc en sedimentos y en cinco (5) especies de peces comerciales de la Ciénaga Grande de Santa Marta, como indicadores de riesgo ambiental y en la salud humana.

5.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar las concentraciones de los metales pesados arsénico, cadmio, cobre, mercurio, plomo y zinc en cinco especies de peces comerciales *Mugil incilis*, (Hancock, 1830), *robalo blanco*, *Centropomus undecimalis*, (Bloch, 1792), *chivo mapalé*, *Cathorops mapale*, (Betancur y Acero, 2005), *mojarra rayada*, *Eugerres plumieri*, (Cuvier, 1830) y *macabí*, *Elops smithi* (McBride, Rocha, Ruiz-Carus & Bowen, 2010) del área de estudio.
- Determinar pH, potencial rédox (Eh), % materia orgánica (%MO) y las concentraciones de arsénico, cadmio, cobre, mercurio, plomo y zinc en los sedimentos superficiales.
- Relacionar las concentraciones de metales pesados en sedimentos con el pH, el Potencial Redox (Eh) y el Porcentaje de Materia Orgánica (%MO).
- Evaluar el estatus de contaminación mediante el uso del Factor de Enriquecimiento (FE) y el Índice de Geoacumulación (Igeo) en los sedimentos del área de estudio.
- Evaluar el riesgo en la salud humana por el consumo de pescado de las especies comerciales *Mugil incilis*, (Hancock, 1830), *robalo blanco*, *Centropomus undecimalis*, (Bloch, 1792), *chivo mapalé*, *Cathorops mapale*, (Betancur y Acero, 2005), *mojarra rayada*, *Eugerres plumieri*, (Cuvier, 1830) y *macabí*, *Elops smithi* (McBride, Rocha, Ruiz-Carus & Bowen, 2010) en el área de estudio mediante la ingesta diaria estimada (EDI) y el coeficiente de riesgo o peligro (HQ).

6. MARCO METODOLÓGICO

6.1 ÁREA DE ESTUDIO

El complejo lagunar de la CGSM es el humedal costero estuarino más grande e importante de Colombia, con un área aproximada de 4280 Km², cuyo comportamiento hidrológico y dinámica limnológica asociada obedecen principalmente a los aportes de aguas de los ríos provenientes de la vertiente occidental SNSM y del río Magdalena (UAESPNN, 2015). Se ubica entre los 10°41' - 11°00' LN y los 74°15'-74°38' LW y la conforman el espejo lagunar principal, una serie de lagunas interconectadas y una barra de arena que las separa del mar Caribe (UAESPNN, 2015). No obstante, a lo anterior, esta área es de importancia ecológica entre otras por ser un sumidero de carbono, refugio y hábitat de una gran diversidad de fauna y flora; que fue declarada Humedal Ramsar en 1998 y certificada por la UNESCO como Reserva de Biósfera en el año 2000 (UNESCO, 2001), la cual está siendo afectada por diversos tipos de contaminación, entre las que se encuentra la contaminación por metales pesados (INVEMAR, 2014).

Es también, la principal base económica de los diferentes asentamientos humanos que allí existen, donde el pescado es la principal fuente de proteína y a su vez una de las fuentes de abastecimiento hacia los centros urbanos de Ciénaga, Santa Marta y Barranquilla entre otros. La captura de peces, crustáceos y moluscos es la principal actividad que se realiza de manera artesanal por pescadores desde hace muchos años, para el sustento diario de la mayoría de pobladores de esta región (UAESPNN, 2015).

Para la realización del presente trabajo de investigación, en el área de trabajo fueron seleccionadas dos (2) zonas para muestreo de peces y cuatro (4) estaciones para sedimentos. Las zonas de muestreo de peces se encuentran ubicadas, una en el sector suroriental donde vierten sus aguas los ríos Frío, Aracataca y Fundación, correspondiente a la vertiente occidental de la SNSM y la otra, frente al complejo de Pajarales, la cual representa la influencia de las aguas del río Magdalena a través del flujo o corriente denominado Caño Grande en cercanía a la población de Buena Vista. En estas zonas, se tomaron las muestras, para determinar las concentraciones de metales pesados As, Cd, Pb, Cu, Pb, Hg y Zn de enero a diciembre de 2018, abarcando los períodos seco y lluvias respectivamente. Para la toma de muestras de sedimentos se escogieron dos estaciones más, las cuales se encuentran ubicadas una Frente a Palenque, sitio entre las estaciones de Caño Grande y Trojas de Aracataca y la otra, Frente a Tasajera, al norte de la CGSM.

6.2 ESTACIONES DE MUESTREO

La localización georreferenciada de las estaciones de muestreo, previamente seleccionadas por sus condiciones particulares, en el área de trabajo (Tabla 3), sirvieron para la elaboración del mapa (Figura 6), el cual se hizo con el Sware ArcView v3.2

Tabla 3. Estaciones de muestreo para el estudio de concentración de metales pesados en sedimentos y tejidos de peces

Código	ESTACIÓN	LATITUD	LONGITUD	MUESTREO
CÑG	Caño Grande	10° 50' 29,10"	74°28' 37,06"	Sedimentos y Peces
PCC	Palenque - Centro de la CGSM	10°59' 42,03"	74°26' 29,01"	Sedimentos y Peces
TDA	Trojas de Aracataca	10°46' 02,03"	74°22' 41,07"	Sedimentos y Peces
FAT	Frente a Tasajera	10°57' 42,04"	74°18' 44,06"	Sedimentos

6.3 ESPECIES ÍCTICAS SELECCIONADAS

Los peces son considerados bioindicadores de la calidad de los ecosistemas acuáticos (Ibarra, 2005), siendo especies que acumulan metales pesados y sustancias tóxicas (Ortega-Pereira, 2015), forman a su vez un componente importante de la dieta humana (Ruíz-Guzmán, *et al.*, 2014) y son considerados como una fuente de riesgo potencial para la salud de las personas por su consumo (Vargas-Licona y Marrugo-Negrete, 2019).

La selección de los peces para este trabajo de investigación, se realizó bajo los siguientes criterios: **i)** Comportamientos migratorios y/o residentes, **ii)** Alto consumo por parte de los habitantes en la zona de estudio, **iii)** Presencia durante todos los meses del año (volúmenes de capturas significativos) y **iv)** Hábitos alimenticios diferenciados (iliófagos, eurífagos y carnívoros). La Tabla 4, muestran los nombres científicos y comunes de las especies, sus hábitos alimenticios y conductuales;

Tabla 4. Especies ícticas seleccionadas para la realización del trabajo de acuerdo a sus hábitos alimenticios y conductuales

Especie		Hábitos	
Nombre científico	Nombre común	Conductuales	Alimenticios
<i>C. mapale</i>	Chivo mapalé	Residente	Carnívoro
<i>C. undecimalis</i>	Robalo blanco	Migratorio	Carnívoro
<i>E. plumieri</i>	Mojarra rayada	Residente	Eurífaga
<i>E. smithi</i>	Macabí	Migratorio	Carnívoro
<i>M. incilis</i>	Lisa rayada	Residente	Iliófagos

Fuente: Recopilación del autor

De acuerdo a los hábitos alimenticios de las especies, Barrera, *et al.*, (2014) de manera general determinó que en el sur de la CGSM, los principales componentes de la dieta en los peces están dados por insectos (dípteros, hemípteros y trichoptera), material vegetal, otros peces, crustáceos, bivalvos, caracoles, renacuajos, fitoplancton, zooplancton y detritus; por lo tanto, la dieta de cada especie está directamente relacionada con la búsqueda e ingestión de alimentos, por lo que se facilita entender la forma como se desarrollan las diferentes etapas de sus ciclos de vida y el rol que tienen dentro del ecosistema (Saucedo-Lozano, *et al.*, 1999; Zavala, 1996).

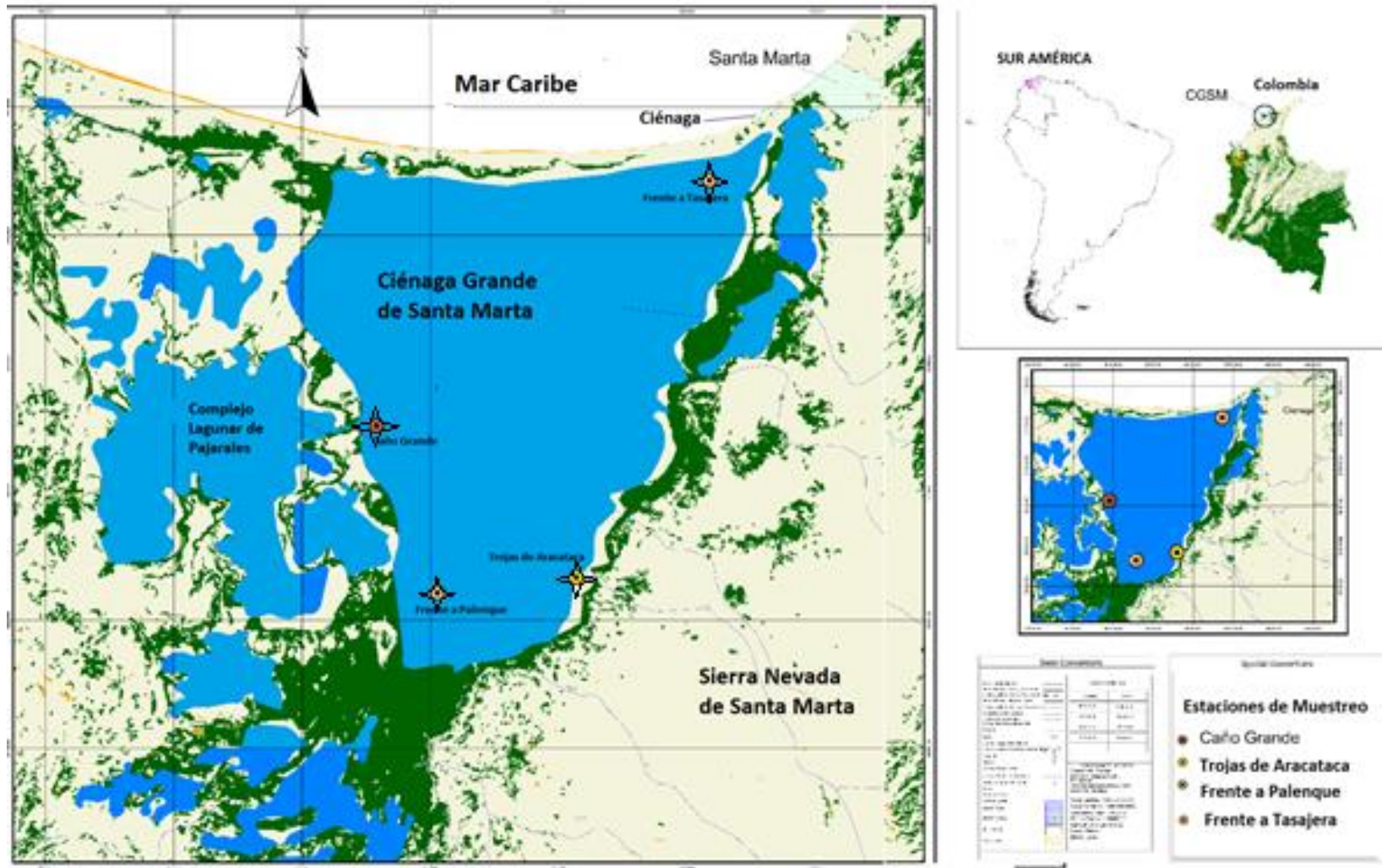


Figura 6. Ubicación geográfica de los sectores seleccionados para los muestreos. Fuente: Mantilla-Orduz W, (2019).

De lo anterior, se puede decir que el contenido de metales pesados en los peces depende de la posición que éstos ocupen en la cadena trófica y de sus hábitos alimenticios (Mancera-Rodríguez y Álvarez-León, 2006). Una aproximación de los ítems alimentarios que conforman la dieta para cada especie en estudio se muestra en la (Anexo 3).

6.4 COLECTA Y TRATAMIENTO DE LAS MUESTRAS EN PECES

Con el fin de determinar las concentraciones de los metales pesados en peces, para evaluar el riesgo en la salud humana por su consumo, se capturaron estos con la colaboración y disposición de los pescadores locales en dos zonas, así: una en la parte occidental del área de estudio en donde se circunscribe la estación de Caño Grande y la otra zona en la parte oriental relacionada con la estación Trojas de Aracataca.

La identificación de las especies ícticas se hizo a partir del sitio Web “Fishbase”, y la clasificación taxonómica con base en lo encontrado en “Eschmeyer's Catalog of Fishes, California Academy of Sciences”, confirmándose posteriormente con un experto en taxonomía de peces, Ingeniero Pesquero, Docente de la Cátedra Ictiología, de los programas de Ingeniería Pesquera y Biología de la Universidad del Magdalena, Luis E. Nieto Alvarado, (L. Nieto-Alvarado, comunicación personal, 12 de septiembre de 2018).

Se recolectaron entre cuatro (4) y seis (6) especímenes enteros de cada una de las especie de peces por cada muestreo en las dos zonas descritas durante (12) meses, abarcando las dos épocas climáticas (lluvias y seca) respectivamente; en total se procesaron en el laboratorio 1158 muestras, de las cuales 241 correspondieron a *M. incilis*, 209 a *C. undecimalis*, 226 a *C. mapale*, 238 a *E. plumieri* y 244 a *E. smithi*; todos los pescados fueron empacados individualmente en bolsas plásticas de baja densidad, rotuladas y refrigeradas con hielo en neveras de icopor para su posterior transporte hasta el laboratorio.

Una vez allí, se hicieron las morfometrías, y se registraron peso total (WT), longitud total (LT) y longitud estándar (LS); se tomaron muestras de entre 5 y 20 g del músculo en la parte dorsal y se extrajeron los hígados. Para la realización de esta operación se utilizaron cuchillos y materiales de acero inoxidable, con el fin de evitar posibles contaminaciones en las muestras tomadas. Finalizado este proceso, todas las muestras fueron almacenadas a (-20°C) hasta su análisis para la determinación de la concentración de los diferentes metales pesados, siguiendo el procedimiento recomendado por (Ruiz-Guzmán, *et al.*, 2014)

6.5 DETERMINACIÓN DE METALES EN MUESTRAS DE PECES

El análisis de los metales As, Cd, Cu y Zn fue realizado por espectrofotometría de absorción atómica con horno de grafito GFAAS, previa digestión ácida (H₂NO₃)/(HCl), con

relación 3:1 v/v de la muestra (0,5g peso húmedo) durante 3h a 95°C de acuerdo a los protocolos de la (EPA, 2007).

La determinación de (Hg Total), se hizo por el método de espectroscopia de absorción atómica utilizando la técnica de Calcinación Amalgamación (ASS). Este fue realizado en muestras de hígados y tejido muscular, las cuales fueron digeridas previamente con una mezcla ácida: ácido sulfúrico (H_2SO_4)/(HNO_3), con una relación 2:1 v/v, para luego ser sometidas a un calentamiento entre 100-110 °C durante dos horas según los protocolos de la (EPA 7473, 2007).

6.6 COLECTA Y TRATAMIENTO DE LAS MUESTRAS EN SEDIMENTOS

Con el fin de evaluar el comportamiento durante los periodos climáticos: lluvioso y seco, se realizaron dos (2) campañas de muestreo. El muestreo del período lluvioso se realizó entre (julio-noviembre) y el correspondiente al periodo seco se efectuó (diciembre-junio) de 2017. En ambas campañas, se recolectaron muestras de sedimento activo en el área de estudio para establecer la calidad ambiental del ecosistema, en función del contenido de metales pesados en esta fracción del sedimento.

Para cada muestra se recolectaron tres submuestras de sedimentos distribuidas cada una en un punto cardinal, a partir del punto de referencia tomado con un GPS y a un radio de 10m. De esta manera se obtuvo una única muestra compuesta representativa del ecosistema en cada estación. Las muestras fueron tomadas en los primeros 5 cm de la capa superficial con una draga tipo van Veen, que fue lanzada desde una embarcación. Con el propósito de evitar una posible contaminación de la muestra con las paredes de la draga y los sedimentos fueron tomados de la parte central. Para determinar los valores de fondo o Background, fue tomado un núcleo en la estación, con un tubo de PVC de 7 cm de diámetro y una profundidad de 50 cm.

Las muestras fueron empacadas en bolsas plásticas de baja densidad previamente rotuladas y transportadas al laboratorio, en donde fueron trituradas con un molino de acero inoxidable y luego secadas en bandejas plásticas a (40 °C) para su posterior tamizaje con una malla de Nylon de 60 μ m de apertura, realizando una homogenización para garantizar una muestra representativa de las mismas. Para los valores de fondo o Background se determinó el contenido de aluminio (Al), de acuerdo a los protocolos del Laboratorio de "Aguas, Química Aplicada y Ambiental" de la Universidad de Córdoba.

Para la determinación de las concentraciones totales de As, Cd, Cu, Pb, Zn y Al en sedimentos, fue tomada una submuestra de 0.3 g (peso seco) y sometida a una digestión ácida, asistida por microondas usando una mezcla ácido nítrico (NH_3) y peróxido de hidrogeno (H_2O_2) en relación de (8:2) en un Horno microondas ETHOS ONE marca Milestone, de acuerdo a lo establecido en el método (EPA 3051B, 2007). Los contenidos de metales

pesados fueron determinados por espectrofotometría de absorción atómica, con llama de aire-acetileno Cu y Zn, llama óxido-nitroso-acetileno Al, con generación de hidruros y espectrofotometría de absorción atómica con horno de grafito GFAAS para As Pb, Cd, Cu, Zn.

Las concentraciones de Hg total fueron determinadas mediante un analizador directo de mercurio DMA 80 Tricell de la marca Milestone, por pesada de 0.05g de muestra en celdas de níquel con posterior calcinación, amalgamación y lectura por espectrometría de absorción atómica siguiendo las recomendaciones establecidas en el método (EPA 7473, 2007).

6.7 DETERMINACIÓN DEL pH Y POTENCIAL REDOX (Eh) EN SEDIMENTOS

Para la determinación *in situ* del valor de pH y del Potencial Rédox de las muestras, fue utilizado un medidor portátil PCE-228SLUR por introducción directa en el sedimento. Las muestras fueron transportadas al laboratorio de Toxicología y Gestión Ambiental de la Universidad de Córdoba y preservadas en refrigeración a 4°C en bolsas de polietileno de baja densidad previamente rotuladas y limpias.

Para medir el pH, fueron tomados 10 g de la muestra seca y se disolvió en 50ml de agua destilada, se agitó durante 5 min. La solución se dejó reposar durante 1h y se procedió a medir el pH a la solución previa agitación (Jain, *et al.*, 2005).

6.8 DETERMINACIÓN DE MATERIA ORGANICA EN SEDIMENTOS

La materia orgánica fue determinada como porcentaje de pérdida por ignición en un horno de calcinación a 550 °C durante 4 horas (Coquery y Welbourn, 1995). El procedimiento a seguir consistió en pesar un gramo de sedimento en un crisol de porcelana previamente tarado y sometido a calcinación en el horno. Luego enfriado en desecador y pesado, repitiendo la calcinación hasta peso constante. El ensayo fue realizado por duplicado para cada muestra analizada y los resultados fueron expresados en porcentaje (%).

6.9 EVALUACIÓN DEL RIESGO A LA SALUD HUMANA POR CONSUMO DE PESCADO

Para determinar aspectos relacionados con los hábitos de consumo de las especies ícticas escogidas para el presente trabajo entre los pobladores de la región, se aplicó una encuesta (Anexo 4), la cual fue adaptada de la Encuesta “Proyectos de Riesgo a la Salud Humana”, del Grupo de Investigación “Aguas, Química Aplicada y Ambiental” de la Universidad de Córdoba, (2015) y siguiendo la metodología de investigaciones similares (Fuentes-Gandara, *et al.*, 2018; Ruíz-Guzmán *et al.*, 2014; Zamora-Arellano, *et al.*, 2017), la población objeto se clasificó en tres grupos etarios así: i) Niños (NP), (1-15 años), ii) Mujeres en Edad Reproductiva (MER), (16-48 años) y iii) Resto de la población (RP),

(hombres mayores de 15 años y mujeres > 48 años). Su desarrollo se llevó a cabo mediante la aplicación de 205 encuesta al azar de forma personalizada y detallada a residentes seleccionados en los centros poblados asentados alrededor de la CGSM, correspondiendo a Tasajera 50, Pueblo Viejo 50, Trojas de Aracataca 9, Buena Vista 18, Ciénaga 40, Palmira 21 e Islas del Rosario 27 respectivamente.

6.9.1 Población y tamaño de la muestra

El número de personas a encuestar se calculó siguiendo la técnica de muestreo estratificado proporcional al tamaño de una muestra para investigación cuantitativa en una población finita, siguiendo lo propuesto para este tipo de investigaciones por (Cantoni-Rabolini, 2009).

$$n = \frac{Z^2 \alpha/2 PQN}{\epsilon^2 (N-1) + Z^2 PQ}$$

Donde

- n = Tamaño necesario de la muestra
- Z = Margen o nivel de confiabilidad
- P = Probabilidad de error deseado
- Q = Probabilidad de error no deseado
- σ = Desviación estándar de la población conocida
- ϵ = Error de estimación máximo aceptado
- N = Tamaño de la muestra

Con el propósito que los grupos encuestados en los diferentes centros poblados del área de estudio quedaran incluidos de forma homogénea, se realizó un muestreo estratificado de la población según los criterios sugerido por (Corral, *et al.*, 2015), en donde tales criterios fueron seleccionados en dos grupos así: de inclusión y de exclusión respectivamente (Tabla 5).

Tabla 5. Criterios de selección para a aplicación de encuestas en la población objeto del trabajo en el área de estudio.

CRITERIOS DE SELECCIÓN PARA LA POBLACIÓN OBJETIVO	
INCLUSIÓN	EXCLUSIÓN
<ul style="list-style-type: none"> • Ser habitante permanente de alguna población y consumir pescado del área de estudio 	<ul style="list-style-type: none"> • Tener antecedentes de tipo toxicológico
<ul style="list-style-type: none"> • Tener capacidad cognitiva y motriz para responder la encuesta 	<ul style="list-style-type: none"> • Desarrollar actividades de fundición de <i>plomo</i> o de otros metales
<ul style="list-style-type: none"> • Participar de forma voluntaria en el estudio 	<ul style="list-style-type: none"> • Tener antecedentes de intoxicación con algún metal
<ul style="list-style-type: none"> • En caso de menores de edad tener un representante para responder la encuesta 	

Vale la pena resaltar que en este proceso la inclusión y participación de las personas fue voluntaria y se hizo de acuerdo las disposiciones que el Ministerio de Salud Nacional establece a través de la Resolución 8430 del 4 de octubre de (1993), por medio de la cual

se establecen las normas científicas, técnicas y administrativas para desarrollar actividades investigativas relacionadas con la salud en todo el territorio de Colombia

Se realizó un estudio sobre el consumo de pescado comercializado en (7) siete centros poblados alrededor de la CGSM con tres (3) grupos estratificados, cuyo propósito es el de determinar el riesgo a la salud humana. La población en mención se encuentra conformada por Mujeres en edad Reproductiva de 16 a 49 años, niños de 1 a 15 años y el Resto de la población.

La muestra fue determinada partiendo de aproximadamente unos 19.690 pobladores (Tabla 6) que habitan la margen de la CGSM, de acuerdo al Censo de las Unidades Económicas de Pesca (UEP), realizado por (INVEMAR, 1993) en las (7) siete comunidades en las que se comercializa pescado del área de estudio, que de acuerdo a ello y con base en la formula anterior, fue tomada una muestra de 205 pobladores estableciéndose un nivel confianza del 95% y un margen de error deseado del 5%; seleccionándose entonces de forma aleatoria los pobladores relacionados con el consumo de pescado; el muestreo fue realizado de acuerdo al tamaño de la muestra seleccionada con los grupos escogidos descritos.

Tabla 6. Determinación del tamaño de la muestra por cada comunidad de pescadores en el área de estudio

Comunidad muestreada	Número de pobladores	Tamaño de la muestra	
		N (Calculado)	N (Aproximado)
Tasajera	5000	49.3	50
Pueblo Viejo	4000	39.4	40
Trojas de Aracataca	90	9.8	10
Buena Vista	1800	17.7	18
Ciénaga	4000	39.4	40
Palmira	2100	20.7	21
Isla del Rosario	2700	26.6	27
Total	19690	203.0	206

6.9.2 Aplicación de encuesta

La encuesta es un método por medio del cual se realiza una técnica de investigación con base en la interrogación, con el propósito de conocer aspectos relativos a un grupo de interés determinado, teniendo como recurso básico de apoyo la observación directa, la cual permite la apreciación empírica de las características y el comportamiento de lo que se desea conocer (Urteaga y Pinheiro, 2003)

De acuerdo a lo anterior, por medio de este mecanismo se conocieron las conductas alimentarias de la población en estudio a través de preguntas específicas, estableciendo el diagnóstico alimentario o nutricional. Para ello se explicó de manera breve a las personas

encuestadas, el tipo de información que se deseaba obtener a partir de su diligenciamiento, partiendo de datos como las especies y la frecuencia con que son consumido durante los últimos meses.

Todo lo anterior se realizó, teniendo en cuenta que hay aspectos que son determinantes para obtener información válida y confiable, tales como ser claros con la información que se desea obtener, realizan las preguntas de manera dinámica para no inducir a las respuestas, todo ello dejando expresar al entrevistado de manera libre y espontánea (Deaton y Grosh, 1999).

6.9.3 Ingesta Diaria Estimada (EDI)

La Ingesta Diaria Estimada (EDI), es un índice que permite determinar la posible evaluación del riesgo para la salud humana, la cual está dada por medio de la siguiente ecuación y cuyas unidades se expresan en ($\mu\text{g}/\text{kg BW}/\text{día}$):

$$EDI = \frac{C_m \times DI}{BW}$$

Donde

- C_m , Concentración promedio de Metal en la parte comestible del tejido muscular ($\mu\text{g}/\text{Kg}$)
- DI , Ingesta de Pescado Consumido por día ($\text{Kg}/\text{día}$)
- BW , Peso Corporal promedio de los Participantes (kg).

6.9.4 Coeficiente de riesgo (HQ)

El Coeficiente de Riesgo (HQ), es un índice que relaciona la (EDI) de un producto químico o un contaminante a una determinada dosis de referencia (RfD, $\mu\text{g}/\text{kg BW}/\text{día}$) (Fuentes-Gandara, *et al.*, 2018).

$$HQ = \frac{EDI}{RfD}$$

Donde

- EDI , es la dosis de ingesta diaria, señalada anteriormente
- RfD , es el Índice de Referencia del Contaminante

Para dar una interpretación de lo que significa el Coeficiente de Riesgo (HQ), se puede decir que, cuando su valor es mayor que 1 ($HQ > 1$), la exposición estimada para un individuo a un contaminante se encuentra por encima de límite de referencia (RfD), lo que implica un riesgo a la salud por causa de dicho contaminante o metal particular; por el contrario, si el valor de (HQ) es menor que 1 ($HQ < 1$), esto quiere decir que, el riesgo por la exposición de un individuo por ese metal o contaminante en particular es bajo, lo cual implica que la posibilidad de que se presente una afectación o riesgo a la salud del es mucho menor (Lorenzo-Márquez, *et al.*, 2016).

El Índice de Referencia del Contaminante o (RfD), como su nombre lo indica, hace referencia a la máxima ingesta diaria tolerable de un contaminante o metal específico

($\mu\text{g}/\text{kg BW}/\text{día}$), que no da lugar a ningún efecto perjudicial para la salud (Organización Mundial de la Salud, 2008; Zamora-Arellano *et al.*, 2017).

6.9.5 Tasa Máxima de Consumo de Pescado Permissible (CRLim)

Según la United States Environmental Protection Agency (USEPA, 2015) la Tasa Máxima de Consumo de Pescado Permissible (CRLim), expresada en (g/día) de pescado contaminado, considerando un efecto no carcinógeno de un contaminante se puede calcular según la siguiente ecuación:

$$CR_{\text{lim}} = \frac{RfD \times BW}{C_m}$$

De manera análoga, la CRLim considerando los efectos no carcinogénicos de múltiples contaminantes en una o varias especies de peces es la siguiente:

$$CR_{\text{lim}} = \sum_{m=1}^n \frac{RfD \times P_m}{C_m} \times BW \quad \text{Donde}$$

P_m , es la proporción por peso del químico en la dieta (sin unidades)

Para una sola especie de pescado

Por otro lado, (USEPA, 2000), en referencia al CR_{lim} , indica que la exposición o ingesta de dos o más contaminantes puede dar lugar a efectos carcinogénicos, igualmente, para cuantificar el coeficiente de riesgo total (HQT) o coeficiente total acumulado, debido a la ingesta de múltiples contaminantes en más de una especie, su evaluación se hace sumando el valor de (HQ) de los contaminantes individualmente, lo cual se expresa por medio de la siguiente ecuación:

$$HQT = HQ(Cm_1) + HQ(Cm_2) + \dots HQ(Cm_n)$$

$$HQT = \sum HQ(Cm_n)$$

Donde

Cm , concentración del contaminante m en una especie ($\mu\text{g}/\text{kg}$)

Por lo tanto, en cuanto mayor sea el valor de (HQT), mayor será el nivel de riesgo por ingesta de los contaminantes.

Las normas internacionales que determinan los límites máximos de consumo que no implican un riesgo potencial para la salud humana se pueden observar en la Tabla 7, con las cuales son comparados los resultados obtenidos en el presente trabajo.

Para el caso del Hg, la exposición de los consumidores y los riesgos de salud relacionados, generalmente se expresan como Ingesta Diaria Tolerable Provisional (IDTP) o semanal (ISTP), que es un valor de referencia establecido por el Comité Mixto FAO/OMS de Expertos en Aditivos Alimentarios (JECFA, 2015).

Tabla 7. Índices de referencia con potencial de riesgo para la salud por el consumo de Pescado de acuerdo a la normatividad para cada metal en estudio

MP	RfD*	NORMA PARA CONTAMINANTES Y TOXINAS PRESENTES EN ALIMENTOS
As	1.0 ^a	^a . Norma GB 2762 (2017). República Popular China, (Clever & Jie, 2017).
Cd	0.30 ^{b,d,e}	^b . Según, JECFA (http://apps.who.int/food-additives-contaminants-jecfa-database/Search.aspx)
Cu	40 ^c	^c . Según, ATSDR. http://www.atsdr.cdc.gov/substances/index.asp
Hg	1.0 ^e	(http://www.atsdr.cdc.gov/HAC/PHA/reports/isladevieques_06272003pr/appendices1b.html)
Pb	0.3 ^{b,d}	^d . Según, Resolución 122 de 2012 del Ministerio de Salud y Protección Social, de Colombia.
Zn	300 ^{b,c}	^e . Según, Alimentarius, CODEX. FAO/OMS, (2015). Norma general para los contaminantes y las toxinas presentes en los alimentos y piensos.

RfD*. Dosis máximas de referencia oral ($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{día}$), que no implican un riesgo potencial para la salud

6.10 EVALUACIÓN DEL RIESGO AMBIENTAL POR METALES PESADOS EN SEDIMENTOS

Para realizar la evaluación del riesgo ambiental por contaminación de metales pesados en sedimentos, fueron utilizados el Índice o Factor de Enriquecimiento (FE) y el índice de Geo-acumulación (Igeo).

6.10.1 Factor de Enriquecimiento (FE)

El FE, es un índice que permite evaluar el grado de contaminación por enriquecimiento de metales traza en sedimentos, calculando la proporción entre el valor de la muestra y el valor de referencia o criterios de riesgos (Ávila *et al.*, 2008). De acuerdo a ello, la calidad del sedimento dependerá en gran medida del contenido de elementos traza, cuya variabilidad, puede vincularse con la magnitud de la influencia antrópica y con la potencial pérdida de la salud de diversas especies en el ecosistema (Caeiro *et al.*, 2005).

Los FE de los elementos presentes en el sedimento están referidos a los elementos más abundantes en la corteza terrestre, tales como Al, Si y/o Fe, debido a que no son significativamente afectados por la contaminación por su abundancia, sin embargo, se usan con el fin de identificar las posibles fuentes y la contribución de actividades antrópicas a los niveles de metales en los ecosistemas acuáticos y determinar el posible impacto ambiental en estos (González, *et al.*, 2017), si al realizar los cálculos el valor del FE es cercano a uno (1), entonces el elemento presenta un origen predominantemente de la corteza terrestre (Malvandi, 2017).

Para dar inicio a los cálculos sobre la determinación del FE se hace necesario la normalización de los datos de las concentraciones de los metales con el fin de minimizar el efecto del tamaño de grano sobre la concentración metálica y para ello se suele utilizar un

elemento conservativo (Ackermann, 1980; Feria, *et al.*, 2010), cuya elección para el presente trabajo se hizo con el *Aluminio* por cada estación de muestreo. De igual forma se establecieron matrices de correlación entre las concentraciones de los metales para identificar el tipo y las posibles características comunes de las fuentes contaminantes.

Este Factor permite evaluar el grado de contaminación por enriquecimiento de metales traza, para hacerlo se comparó la concentración del metal en el sedimento, con la que habría de esperarse excluyendo las aportaciones de carácter antrópico, es decir, con el fondo regional o background y se calculó de acuerdo a la siguiente ecuación (Ávila, *et al.*, 2008):

$$FE = \frac{(C/Al)_{Sedimento}}{(C/Al)_{Background}} \quad \text{Donde} \quad \left\{ \begin{array}{l} C_{\text{metal pesado}}, \text{ es la concentración del metal que se está} \\ \text{muestreando, con relación al Aluminio (Al)} \\ C_{\text{metal de referencia}}, \text{ es la concentración del metal tomada como} \\ \text{referencia, con respecto al Aluminio (Al)} \end{array} \right.$$

En el presente estudio, para estimar los FE se utilizó como elemento de referencia el Al y se utilizaron los criterios para la clasificación establecidos según Delgado *et al.*, (2007) como se presentan en la tabla 8.

Tabla 8. Clasificación de los elementos de acuerdo al Factor de Enriquecimiento (FE)

Criterio de clasificación de elementos en sedimentos	
Rango de valores	Clasificación
(FE) <1	Empobrecidos
1 < (FE) <2	Enriquecidos
(FE) >2	Muy enriquecidos

6.10.2 Índice de Geo-acumulación (Igeo)

Para estimar la intensidad de contaminación en los sedimentos Muller (1979), definió el índice de Geoacumulación (Igeo), el cual ha sido utilizado desde finales de los años 60 y se ha empleado extensamente en estudios europeos en la determinación de metales en los sedimentos (Yaqin, *et al.*, 2008). Este se determina mediante el logaritmo en base 2 de la concentración media del metal muestreado, dividido por 1.5 multiplicado por la concentración promedio de este mismo metal en sedimentos, según Bowen (Turekian & Wedepohl, 1961), para trabajos de investigación reportados en la literatura. El valor de 1.5 corresponde a una constante que permite analizar fluctuaciones naturales en el contenido de una sustancia dada en el ambiente y detectar influencias antropogénicas muy pequeñas (Yaqin, *et al.*, 2008).

En el presente trabajo de investigación, con el cálculo de este índice se pretende comparar el grado de contaminación actual en los sitios de muestreo en CGSM. De acuerdo a lo anterior el índice de Geo-acumulación se calculó mediante la siguiente ecuación:

$$I_{geo} = \text{Log}_2 \frac{C_n}{1,5 B_n}$$

Donde C_n es la concentración media del elemento muestreado
 B_n es el contenido promedio en sedimentos (Tabla 9) y 1,5 corresponde al factor de corrección dado en otros estudios

Se utilizó para el desarrollo de los análisis estadísticos de dispersión y ANOVAS, un criterio de significancia de $p \leq 0.05$, el Software Statistix 9.0, Trial Version y los paquetes estadísticos de Excel 07.

Tabla 9. Valores B_n según media de referencia Bowen (Turekian & Wedepohl, 1961)

Metal traza	Símbolo	Niveles bases (mg/kg)
Cobre	Cu	45
Zinc	Zn	95
Plomo	Pb	20
Cadmio	Cd	0,3
Níquel	Ni	68
Cromo	Cr	90
Vanadio	V	130
Mercurio	Hg	0,4

En la Tabla 10, se especifica la clasificación de este índice (I_{geo}). La mayor clase de (I_{geo}) (6) refleja un enriquecimiento 100 veces mayor de un elemento dado y 0 refleja la concentración natural (Background).

Tabla 10. Clasificación del Índice de Geo-acumulación (I_{geo}).

Clase de I_{geo}	Valor del I_{geo}	Grado de contaminación
0	$I_{geo} < 0$	No contaminado
1	$0 \leq I_{geo} < 1$	No contaminado o contaminado moderadamente
2	$1 \leq I_{geo} < 2$	Moderadamente contaminado
3	$2 \leq I_{geo} < 3$	De moderado a severamente contaminado
4	$3 \leq I_{geo} < 4$	Severamente contaminado
5	$4 \leq I_{geo} < 5$	Severa a extremadamente contaminado
6	$5 \leq I_{geo}$	Extremadamente contaminado

6.11 CONTROL DE CALIDAD

Para obtener un grado de confiabilidad de los resultados obtenidos en las distintas matrices, se establecieron distintos criterios de aseguramiento de la calidad. Las curvas de calibración fueron aceptadas si poseía un coeficiente de correlación mínimo de 0.999. Se analizaban blancos por cada lote de muestras para determinar si la calidad del agua y de los reactivos era óptima para la realización de la prueba. Se hicieron verificaciones de los estándares de control y duplicados en el 10% de las muestras. La exactitud del método se

evaluó como la capacidad del método analítico para dar resultados lo más próximo posible al valor verdadero. Igualmente se determinó mediante análisis paralelo por triplicado de muestras de material certificado de referencia de la International Atomic Energy Agency, “IAEA – 405” para sedimentos (Tabla 11) y “DORM-4” para músculo de peces (Tabla 12).

Tabla 11. Material de Referencia IAEA-405 para sedimentos ($\mu\text{g/g}$)

Analito	Valor Referencia	Intervalo Confianza	Valor Encontrado
Cd	0.73	0.68-0.78	0.72 \pm 0.043
Cu	47.7	46.5-48.9	47.4 \pm 0.051
Hg	0.81	0.77-0.85	0.80 \pm 0.076
Pb	74.8	72.6-77.0	75.2 \pm 0.052
Zn	279	272-286	279.2 \pm 0.081
Al	77900	72700-83100	76700 \pm 0.082

Tabla 12. Material de Referencia DORM-4 para músculo de peces ($\mu\text{g/g}$)

Analito	Valor Referencia	Intervalo Confianza	Valor Encontrado
Cd	0,299	0,317-0,281	0,292 \pm 0,045
Cu	15,70	15,24-16,16	15,5 \pm 0,51
Hg	0,412	0,408-0,415	0,409 \pm 0,052
Pb	0,404	0,342-0,466	0,384 \pm 0,033
Zn	51,6	48,8-54,4	50,2 \pm 1,32
Fe	343	323-363	332 \pm 13

6.11.1 Linealidad

Este parámetro permite establecer la proporcionalidad entre la concentración del analito y la señal registrada por el instrumento de medición (absorción atómica en este caso). Para determinar la cantidad de Hg en una muestra, se construye una curva de calibración que consiste en preparar una serie de diluciones de un estándar en un intervalo de concentraciones específicas donde los datos guardan linealidad. Para estimar la mejor relación entre la señal medida y la concentración del analito sobre una serie de estándares, se aplica una regresión lineal, calculando el coeficiente de correlación (r) y aceptando sólo aquellos donde el valor de (r) sea mayor de 0.995. Cuando se realicen lecturas de muestras en las que se registren valores de absorbancia superiores al rango de trabajo, se realizan entonces diluciones hasta registrar valores registrados dentro del rango lineal previamente establecido.

6.11.2 Exactitud

Con este indicador se evalúa la capacidad del método analítico de dar resultados lo más próximos posibles al valor verdadero; se determina con el análisis de muestras de material certificado de referencia DORM-4 del NRCC (National Research Council of Canadá), se aplica un test t-student para verificar la bondad del ajuste de los datos y se calcula el porcentaje de recuperación aceptando valores entre 90 y 110% (AEFI, 2001).

6.11.3 Precisión

Con este parámetro se evaluará la dispersión de las medidas alrededor de la media, lo cual corresponde al grado de concordancia entre los valores de una serie de ensayos repetidos sobre una muestra homogénea. Este parámetro se calcula empleando el coeficiente de variación (CV) con base en ensayos de repetitividad, a partir de la ecuación:

$$CV = \frac{S}{X} \times 100 \quad \text{Donde} \quad \left| \begin{array}{l} S \text{ es la desviación estándar} \\ X \text{ es el promedio obtenido para las mediciones} \end{array} \right.$$

Se utilizó para el desarrollo de los análisis estadísticos de dispersión y ANOVAS, un criterio de significancia de $p \leq 0.05$, con el Software Statistix 9.0, Trial Versión y los paquetes estadísticos de Excel 07.

6.11.4. Límite de detección (LD)

Este parámetro es definido como tres veces la desviación estándar del blanco. Este valor se obtiene a partir de los valores determinados para las soluciones empleados en el proceso de digestión y análisis del mismo. Cuando las concentraciones del analito estén por debajo de este nivel el valor se calculará mediante la ecuación:

$$LD = \frac{3 S_b}{B} \quad \text{Donde} \quad \left| \begin{array}{l} S_b \text{ es la desviación estándar de los blancos} \\ B \text{ es la pendiente de la curva de calibración (Long y Winefordner, 1983)} \end{array} \right.$$

El LD en este estudio fue calculado multiplicando su valor por el aforo y dividido por el peso de la muestra.

6.12 TRATAMIENTO ESTADÍSTICO DE RESULTADOS

6.12.1 ANÁLISIS EXPLORATORIO DE LOS DATOS

La evaluación estadística de la concentración de los metales pesados en estudio para cada una de las especies ícticas se efectuó realizando inicialmente un análisis exploratorio con el programa SPSS 23 mediante el uso de gráficos de cajas y bigotes para observar la distribución de los datos en busca de datos atípicos que podrían deberse a errores, posterior a este a través el menú Analizar y en este "estadísticos descriptivos"

seleccionando finalmente la opción Explorar". Se realizó un análisis numérico de las concentraciones obteniéndose medidas de tendencia central y dispersión de las combinaciones de cada especie y metal (30).

6.12.2. DETERMINACIÓN DE DIFERENCIAS SIGNIFICATIVAS EN LA CONCENTRACIÓN DE UN METAL Y LOS FACTORES DE INTERÉS.

Con el mismo programa se evaluaron los dos supuestos determinantes en la validez de la utilización de un análisis de varianza (ANOVA) el cual tiene como objetivo determinar si un factor de tipo categórico es responsable de diferencias significativas; la normalidad de los datos se evaluó a través de la prueba de Shapiro-Wilk (S-W) más apropiada con muestras pequeñas de 50 o menos. Hay significancia de la prueba de S-W cuando α es superior 0.05. es decir, los datos se distribuyen normalmente. Para la comprobación de la homogeneidad de la varianza se optó por la prueba de Levene con $\alpha=0.05$ un tercer supuesto relacionando la ANOVA; la independencia que no es evaluable por métodos numérico y fue considerado cumplido al no existir evidencia científica que sugiriera que el nivel de un metal en cierto individuo afecta a otro metal en el mismo individuo y por ende cada metal posee una concentración independiente del otro

Si los dos supuestos se cumplían se planteó efectuar ANOVAS a una vía para cada combinación de metal y especie. considerando como variables diferenciadoras los tres factores (época. zona y tejido) y ANOVAS a dos vías para las diferentes combinaciones posibles (tejido-zona, tejido-época y zona-época); si estos supuestos no se cumplían se planteó la utilización de la prueba de Mant-Whitney como alternativa a la ANOVA de una vía y como representación gráfica de las diferencias entre las medias se graficaron por metal y especie para cada factor diferenciador (época. zona y tejido) con intervalos de confianza del 95%.

Para la determinación de las diferencias significativas entre las concentraciones medias de los metales, especies o estaciones de muestreo, o en la misma especie o estación, para diferentes muestreos, se utilizó un análisis de varianza (ANOVA), previo ajuste a la distribución normal de los mismos, mediante la aplicación del test de normalidad de Kolmogorov-Smirnov y el test de homogeneidad de varianza de Bartlett. Cuando el análisis de varianza ANOVA arrojó diferencias estadísticamente significativas, se empleó la prueba de Tukey, para realizar la comparación respectiva entre grupos de datos. Adicionalmente, para encontrar la dependencia entre dos variables, se utilizó el coeficiente de correlación de Pearson. A partir de este tratamiento, se establecieron las posibles relaciones existentes entre la concentración de los metales pesados de interés tanto en peses como en sedimentos con el pH, el Potencial Redox (Eh) y el porcentaje (%) de materia orgánica en los sedimentos.

7 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

7.1 MORFOMETRÍA DE LAS ESPECIES ÍCTICAS SELECCIONADAS

De acuerdo con las características morfométricas realizadas a las especies capturadas (Tabla 13), se indican los valores promedio obtenidos de cada una de las medias morfométricas de las especies objeto de este trabajo, las cuales incluyen longitudes totales promedio (LTP) y pesos totales (WP), así como los rangos y desviaciones estándar (SD) respectivas de cada una de estas medidas. Igualmente, en dicha tabla, se puede observar que la mayor longitud total (LTP) la presentó (*E. smithi*, con 367.7 mm) y la menor (*C. mapale*, con 243.1 mm). En lo referente a pesos totales (WP), el mayor valor fue el de (*C. undecimalis*, con 282.31 g) y el menor el de (*C. mapale*, con 113.16 g) respectivamente, el resto de especies presentaron valores intermedios. También se aprecia que el número total de muestras procesadas con sus respectivos porcentajes para la determinación de la concentración de metales pesados en cada una de las especies en estudio fue de 1158, de las cuales 563 correspondieron a hígados y 565 a tejido muscular.

Tabla 13. Características morfométricas de los individuos capturados a los cuales se les extrajeron muestras de tejidos para el presente estudio.

Especies	(%)	N		Longitud (mm)			Peso (g)		
		Musculo	Hígado	(LTP)	SD	Rango	(WP)	SD	Rango
<i>M. incilis</i>	20,81	124	117	252.5	±3.45	323.0-187.0	116.34	±25.57	166.0-52.0
<i>C. undecimalis</i>	18,05	97	112	335.9	±3.96	413.0-24.0	322.05	±120.93	624.0-178.0
<i>C. mapale</i>	19,52	118	108	243.1	±5.47	378.0-201.0	113.16	±75.77	315.0-60.04
<i>E. plumieri</i>	20,55	132	106	269.0	±4.78	325.0-175.0	157.27	±36.50	242.0-76.0
<i>E. smithi</i>	21,07	122	122	367.7	±2.45	416.0-312.0	282.31	±43.11	195.0-348.0
Suma	100.0	565	563	1158					

Lo anterior se encuentra de acuerdo con los resultados reportados por (Saha, *et al.*, 2016; Arulkumar, *et al.*, 2017; Pájaro-Meza y Sánchez-Rincón, 2016), quienes reportan que otros factores que pueden influir en las variaciones de las concentraciones de metales pesados en las especies son el tamaño (peso corporal y la longitud), género, edad, tipos de tejidos analizados y condiciones fisiológicas entre otros.

7.2 CONCENTRACIONES DE METALES PESADOS EN TEJIDOS DE PECES

Se determinó que el músculo fue el tejido que menos concentración [$\mu\text{g}/\text{kg}$] de metales pesados acumuló respecto al hígado; siendo este según (Yilmaz, 2003; Velusamy *et al.*, 2014) el principal órgano de bioacumulación de metales pesado en peces, igualmente ello coincide con otros trabajos en el Caribe colombiano y en el área de estudio (Alonso, *et al.*, 2000; Campos, 1992; Barrios, y Luna, 2012).

De manera particular, de acuerdo con los resultados (Anexo 5), para el caso de Cu se presentaron diferencias estadísticamente significativas en la especie *M. incilis*, entre tejido hepático y muscular (109.77 ± 32.12 ; $< 2.5 \pm 0.0$). No obstante, lo anterior, la especie *C. mapale* mostró diferencias significativas en los dos tejidos evaluados para todos los demás metales. Por otro lado, todas las especies presentaron diferencias significativas entre las concentraciones [$\mu\text{g}/\text{kg}$] en hígado y tejido muscular para Cd y Zn. La especie *M. incilis* además de presentar diferencias significativas para Cd y Zn también presentó diferencias significativas entre ambos tejidos para Hg y Pb. Sin embargo, las concentraciones de Hg y Pb no representan ningún riesgo a la salud de acuerdo a los valores establecidos por (Clever & Jie, 2017), según la Norma GB 2762-2017 para la República Popular China, que establece un valor máximo permisible de 500 $\mu\text{g}/\text{kg}$ para ambos metales.

Con relación al As, se aprecia una mayor concentración en tejido hepático en contraste con el músculo para la especie *M. incilis*, con 263.33 $\mu\text{g}/\text{kg}$, sin embargo, esta diferencia no es estadísticamente significativa, mientras que en la especie *E. plumieri*, con 193.52 $\mu\text{g}/\text{kg}$, sí se evidencia una diferencia significativa, entre las concentraciones en ambos tejidos. El comportamiento de las concentraciones, de As, pueden observarse en la Figura 7.

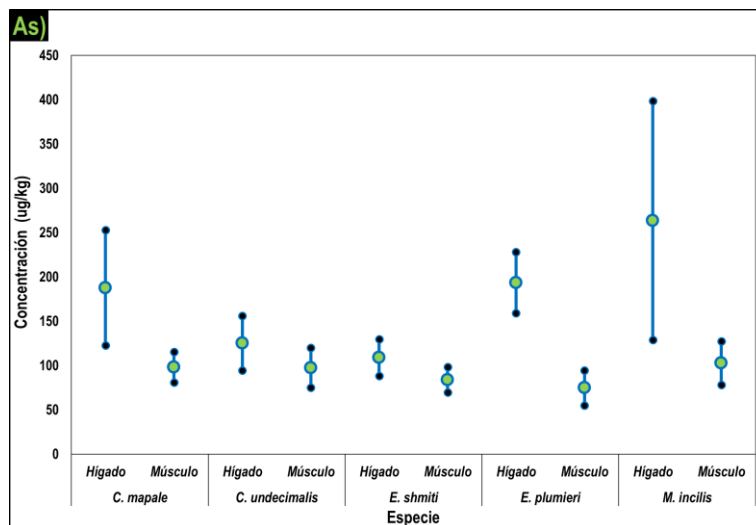


Figura 7. Concentraciones de As y (b) Concentraciones de Cd [$\mu\text{g}/\text{kg}$], en tejido hepático y músculo para cada una de las especies evaluadas con intervalos de confianza al (95%)

Lo anterior puede estar relacionado con los hábitos alimenticios de estas especies, especialmente por el consumo de fitoplancton y en forma secundaria de detritus para la especie *M. incilis*, mientras que para la especie *E. plumieri*, su dieta la componen principalmente ostrácodos, materia orgánica, bivalvos, copépodos, foraminíferos, nematodos, gasterópodos, poliquetos, ostrácodos, e insectos de acuerdo al tamaño del ejemplar y a la disponibilidad del recurso en la zona, (Anexo, 3). Adicionalmente, de acuerdo a lo establecido para este metal en la República Popular China, según Norma GB

2762-2017 (Clever & Jie, 2017), la única especie que supera el valor máximo permisible 100 µg/Kg, fue *M. incilis*, con 102.88 µg/kg, por lo que el consumo de esta especie podría representar un riesgo para la salud de los pobladores del área de estudio.

En lo que respecta a las concentraciones promedio de Cd en el tejido muscular de las especies estudiadas, estas siguieron el orden *E. smithi*, 3.54 µg/kg > *C. mapale*, 3.19 µg/kg > *M. incilis*, 3.01 µg/kg > *E. plumieri*, 2.89 µg/kg, seguido por la especie *C. undecimalis*, 1.93 µg/kg; sin embargo para el hígado, la concentración µg/kg de todos los metales analizados, fue muy similar, siendo la más alta en la especie *M. incilis*, 73.86 µg/kg y la más baja en *E. smithi*, 26.0 µg/kg. Cabe anotar que las concentraciones de Cd en músculo no superan el valor máximo permisible (100 µg/Kg) establecido por la República Popular China, en la Norma GB 2762-2017 (Clever & Jie, 2017). El comportamiento de las concentraciones, de Cd, pueden observarse en la Figura 8.

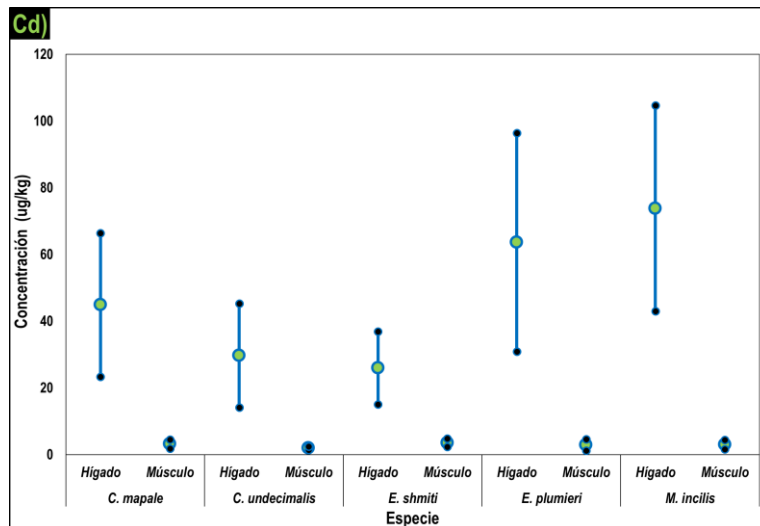


Figura 8. Concentraciones de Cd [µg/kg], en tejido hepático y músculo para cada una de las especies evaluadas con intervalos de confianza al (95%).

Como se mencionó anteriormente, la mayor concentración de Cu (Anexo 5), se presentó en hígado en la especie *M. incilis*, 109.77 µg/kg. Este valor, sustancialmente más alto comparado con resultados para las demás especies, puede estar relacionado con las propiedades del Cu, que según (García-Camero, 2002), este se une a la materia orgánica suspendida en el agua que luego se deposita en el sedimento y por los hábitos alimenticios de esta especie al ser iliófaga, tiende a ser acumulado con mayor concentración en el hígado, siendo este según el mismo autor la vía alimenticia más enriquecedora de este metal en peces. Vale la pena mencionar que fueron procesadas 180 muestras para determinar la concentración de Cu en tejido muscular, pero solamente 5 de estas presentaron valores superiores al límite de detección del método utilizado. El comportamiento de las concentraciones de Cu, se pueden observar en la Figura 9.

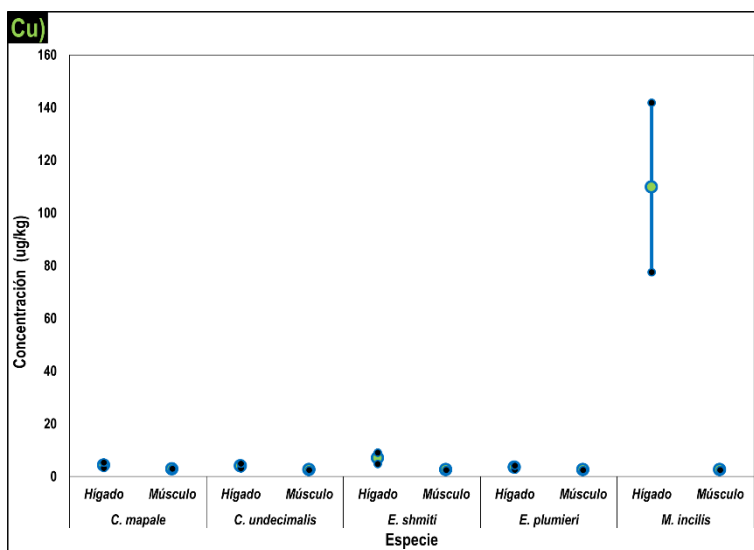


Figura 9. Concentraciones de Cu [µg/kg], en tejido hepático y músculo con intervalos de confianza al (95%).

En los resultados del (Anexo 5), para el Hg, se observa que las concentraciones [µg/kg] fueron mayores en hígado que en músculo; siendo en su orden para hígado de mayor a menor *C. mapale*, 79.44 > *M. incilis*, 50.04 > *C. undecimalis* 27.7 > *E. smithi*, 27.0 > *E. plumieri*, 14.23 y para músculo *E. smithi*, 26.77 > *C. undecimalis* 25.48 > *C. mapale*, 15.59 > *E. plumieri*, 12.04, respectivamente. Con relación a los valores de concentración de todos los metales estudiados [µg/kg] de acuerdo con la morfometría de las especies seleccionadas, los valores no permiten evidenciar la ocurrencia del proceso de la biomagnificación y bioacumulación, puesto que en la cadena trófica las especie en estudio, siendo de tallas pequeñas, son presas de aquellas como *C. undecimalis* y *E. smithi* que presentan hábitos carnívoros diurnos y nocturnos y son depredadoras en ecosistemas donde hay presencia de raíces de manglar (Rabelo, et al., 2009; Barrera 2014). El comportamiento de las concentraciones de Hg, se pueden observar en la Figura 10.

En cuanto al Pb solamente la especie *C. mapale* presenta diferencias significativas en ambos tejidos, pero la mayor concentración la presenta esta misma especie en tejido hepático con un valor de 103.13 µg/kg. En lo que hace referencia al Zn todas las especies presentan diferencias significativas entre tejido hepático y muscular; igualmente que en para el Zn la mayor concentración la presenta la especie *C. mapale* en tejido hepático con un valor de 64.32 µg/kg. El comportamiento de las concentraciones de Pb y Zn, se pueden observar en las Figuras 11 y 12 respectivamente.

Con base en los resultados obtenidos, se puede concluir que todos los metales analizados se encuentran presentes en el tejido muscular y hepático de las especies ícticas escogidas y que, además, los valores de las concentraciones medidas en tejido muscular y hepático, no representan ningún riesgo a la salud. Lo anterior, debido a que los valores establecidos

por (Clever & Jie, 2017), según la Norma GB 2762-2017 para la República Popular China y por la JECFA (2015), se encuentran por debajo de los límites permisibles que implican un riesgo potencial para la salud, con relación al consumo de pescado.

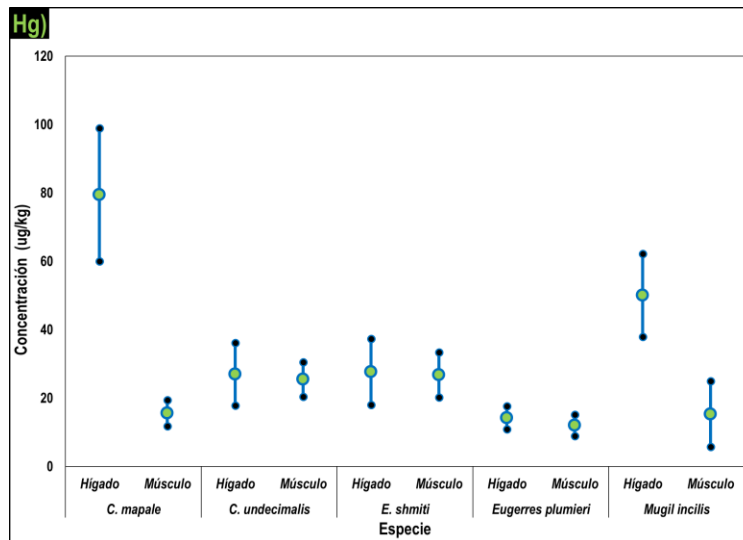


Figura 10. Concentraciones de Hg [$\mu\text{g}/\text{kg}$], en tejido hepático y músculo para cada una de las especies evaluadas con intervalos de confianza al (95%).

Para efectos de comparación de los resultados obtenidos en la presente investigación, a continuación, se hace un breve recuento de los resultados de investigaciones similares ya sea porque han determinado la acumulación de este tipo de metales pesados en tejido hepático o muscular de especies similares o del mismo género, en diferentes lugares del país o en otras partes del mundo.

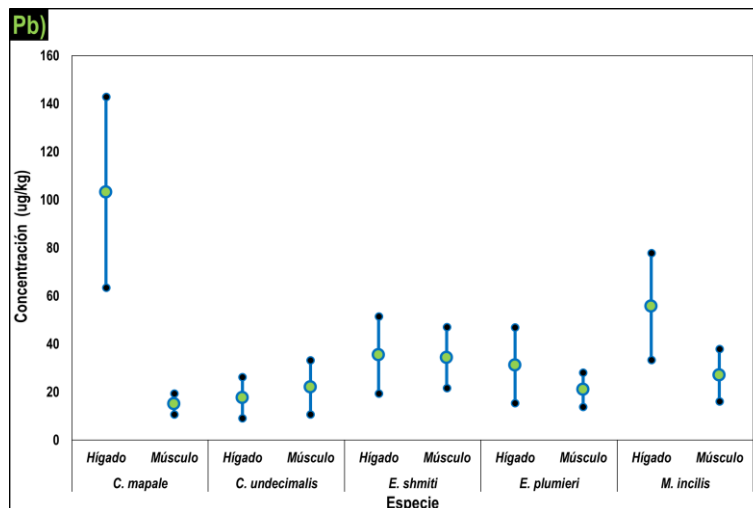


Figura 11. Concentraciones de Pb [$\mu\text{g}/\text{kg}$], en tejido hepático y músculo para cada una de las especies evaluadas con intervalos de confianza al (95%).

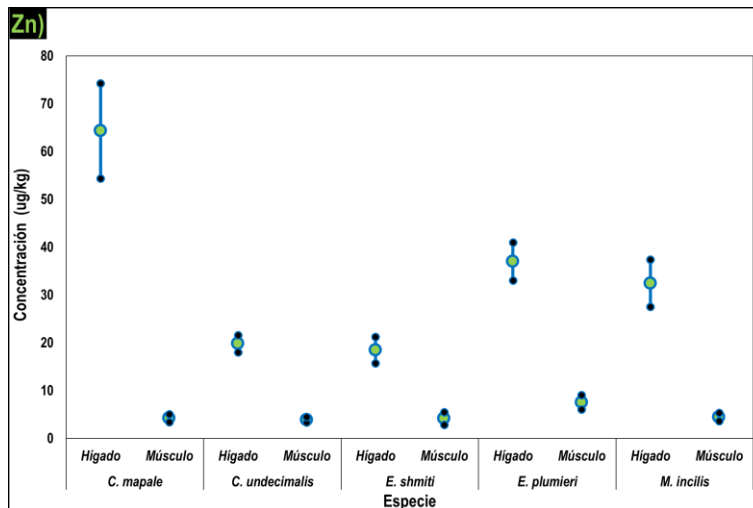


Figura 12. Concentraciones de Zn [$\mu\text{g}/\text{kg}$], en tejido hepático y músculo para cada una de las especies evaluadas con intervalos de confianza al (95%).

En su investigación (Marcovecchio, 2004), plantea utilizar las especies (*Micropogonias furnieri* y *Mugil liza*), como bioindicadores de la contaminación por metales pesados en el río de la Plata, Argentina. Para ello, se midieron las concentraciones totales de Hg, Cd y Zn en hígado y tejido muscular en estas especies. De igual manera Barrios, y Luna, (2012), en su investigación sobre la evaluación de la bioacumulación de los metales Cu, Fe, Zn, Mn y Cd en sedimentos, tejido muscular y hepático de la especie *M. incilis* en la zona costera del departamento del Atlántico, Colombia, proponen de manera similar, que esta especie sea tomada como una herramienta útil para el monitoreo de la contaminación por metales pesados, por ser un bioindicador que genera información de interés para el manejo costero.

Ambas investigaciones coinciden en que por ser las dos especies de la misma familia Mugilidae (*M. liza* y *M. incilis*), tienen hábitos tróficos y ecológicos similares, por lo tanto, existe una marcada relación entre la concentración de metales en el tejido muscular. Esta característica hace que las dos especies sean vistas como una herramienta para medir contaminación por metales pesados en ecosistemas acuáticos, con miras a determinar el riesgo en la salud por consumo de pescado.

(Yilmaz, 2003), en su estudio sobre de las concentraciones Fe, Cu, Ni, Cr, Pb y Zn en músculo, piel y gónadas de *Mugil cephalus* y *Trachurus mediterraneus*, en la Bahía de Iskenderun (Turquía), encontró que los metales presentes en esta bahía fueron absorbidos por dos especies de peces a través de los alimentos, el agua y los sedimentos, independientemente de sus requerimientos biológicos. Además, reporta que se presentaron mayores concentraciones de estos metales en la piel y las gónadas, que, en los músculos en ambas especies, así mismo, indica que dichas concentraciones en algunos

tejidos excedieron los niveles aceptables para consumo humano, debido a que en estos sitios hay incidencia de contaminación industrial y doméstica sin tratamiento previo.

Con relación a estudios sobre las especies contempladas en este trabajo, se reporta el trabajo de (Alonso, *et al.*, 2000), quienes estudiaron, los niveles de Hg en sedimentos y músculo de las especies *E. plumieri* y *M. incilis* de la Bahía de Cartagena y la CGSM, en la costa norte de Colombia. Los resultados obtenidos indican que se detectaron diferencias significativas en la concentración de este metal tanto para peces como para sedimentos entre ambos sitios, presentándose las concentraciones más altas en *E. plumieri* y las más bajas en *M. incilis* de las muestras recolectadas en la Bahía de Cartagena, mientras que para las muestras de ambas especies, recolectadas en CGSM, las concentraciones fueron variables, pero todas ellas estuvieron por debajo de los límites de riesgo para consumo humano establecido por normas internacionales. No obstante, lo anterior, destacan en sus resultados que aproximadamente el 20% de los especímenes de la especie *E. plumieri* recolectados en la Bahía de Cartagena presentaron concentraciones 7.7 veces mayores que los recolectados en la CGSM, mientras que las concentraciones en los especímenes de la especie *M. incilis*, fueron 2.1 veces mayores. Igualmente determinaron que para ambos sitios de muestreo las concentraciones de Hg en estas especies, fueron independientes del período de muestreo realizado.

Márquez *et al.*, (2008a), reportan la cuantificación de Fe, Mn, Cu, Cr, Ni, Zn, Cd y Pb en agua, sedimento y tejido muscular de las especies ícticas (*C. undecimalis*, *Elop saurus* = *Elop smithi* y *C. spixii* = *C. mapale*) y camarón (*Penaeus schmitti*), en la laguna de Unare, Venezuela. Los resultados, muestran que existen diferencias en las concentraciones de las especies ícticas, lo cual puede estar relacionado con efectos genotípicos, tipo de alimentación e incidencia del tiempo de retención de estas especies dentro de las aguas de la laguna, propiciando una bioacumulación progresiva. De igual forma, encuentran que en los individuos de una misma especie (*C. spixii* = *C. mapale*), que habitan dentro de la laguna, respecto a los que habitan fuera de ella, se evidencian fenómenos de bioacumulación. Todo lo anterior, genera un impacto ecológico negativo en los sedimentos, como consecuencia de la acción antrópica de estos sobre este cuerpo de agua, lo que indica que existe una alteración y un deterioro ambiental de las especies y del ecosistema, poniendo en riesgo a las poblaciones aledañas, quienes sustentan su economía en la explotación de los recursos naturales existentes.

Trabajos similares como el de (Zhao, *et al.*, 2012), reportan fenómenos similares de bioacumulación de metales pesados diversos, en escalas de sedimentos >peces bentónicos >peces pelágicos >agua inferior >agua superficial y que la contaminación en sedimentos se ve reflejada en la especie íctica, jugando un papel importante en la absorción de estos metales el tipo de especie, pues es mayor en especies ilíofagas, las cuales acumulan más metales en el hígado que aquellas especies carnívoras.

Mziray *et al.*, (2016), reporta la variación de la concentración de metales pesados en diversos órganos, relacionados con las preferencias de hábitat, necesidades ecológicas y tipo de órganos estudiados, musculo, hígado y aletas de diversas especies de peces comerciales en Tanzania. En sitios más tropicales como Brasil (Weber *et al.*, 2013), concluye que; en ambientes acuáticos, los metales pesados provenientes de fuentes naturales o antropogénicas y su impacto sobre tejidos de especies ícticas dependen del tipo de contaminante, especie íctica, sitio de muestreo, tipo de alimentación, nivel trófico y modo de alimentación.

Con relación a investigaciones sobre especies comercializadas en la Plaza del Pescado de Barranquilla, Colombia, (Pájaro-Meza y Sánchez-Rincón, 2016), publican los resultados de su investigación en metales pesados Cd y Pb en el tejido muscular de las especies *M. liza*, *Prochilodus magdalenae*, *E. plumieri*, *Oreochromis niloticus* y *Oreochromis* sp, en los que reportan que las concentraciones de estos metales no generan riesgos a la salud humana, debido a que en ninguna sobrepasa las dosis de referencias establecidas por (USEPA, 2015); sin embargo, con relación al riesgo potencial asociado al consumo de estas especies, sugieren un consumo moderado, debido a que la bioacumulación a largo plazo podría incrementar el riesgo por envenenamiento, lo que ocasionaría problemas de salud pública.

(Makedonski, *et al.* 2017), para muestras recolectadas durante 2010, en la costa noreste del Mar Negro, Bulgaria, determinaron los niveles de Cd, As, Hg, Pb, Zn y Cu en músculo y agallas en siete (7) especies de más alto consumo en esa región (*Sprattus sprattus sulinus*, *Trachurus mediterraneus ponticus*, *Neogobius melanostromus*, *Alosa pontica*, *Sarda sarda*, *Pomatomus saltatrix* y *Mugil cephalus*) y los comparan con otras determinaciones realizadas entre 2004 y 2006; comprobando que existe una disminución de la concentración total de metales en estas especies. Indican además, que los valores encontrados se encuentran dentro de los límites aceptables para el consumo humano establecidos por varias instituciones de salud y proponen que la metodología aplicada sea utilizada como herramienta de monitoreo del estado ambiental para esta región del Mar Negro.

En trabajos más recientes, como el reportado por Fuentes-Gandara, *et al.*, (2018), en la Ciénaga de Mallorquín en el departamento del Atlántico, Colombia, se evaluaron las concentraciones Cu, Zn, Cr, Ni, Pb, Cd y Hg en tejido hepático y muscular de las especies ícticas (*Mugil curema*, *Ariopsis bonillai*, *C. undecimalis*, *E. plumieri* y *Lutjanus griseus*); destacándose que de las concentraciones de los metales estudiados, Pb y Hg no fueron particularmente altas (<0.2 µg/kg) y los niveles más altos de estos metales se encontraron en los peces depredadores superiores, mientras que los niveles máximos para los otros metales evaluados se encontraron en los peces de alimentación inferior.

De la misma forma, Fernández-Maestre *et al.*, (2018), estudiaron la acumulación de Zn, Ni, Pb y Cd en sedimentos y músculo de los peces (*Kyphosus sp*, *Seriola rivoliana*, *Lutjanus griseus*, *M. incilis* y *C. mapale*) en diferentes puertos de ciudades del Caribe colombiano, encontrando que las concentraciones tanto en musculo como en sedimento (peso seco), comparadas con las reportadas en otras regiones no exceden el máximo establecido por las organizaciones internacionales de monitoreo. También determinaron que los resultados obtenidos, tienen estrecha relación con el grado de industrialización y la frecuencia de las actividades de navegación en los diferentes sitios de muestreo. Igualmente establecieron que, aunque el riesgo de contaminación por el consumo de pescado en el Mar Caribe colombiano fue bajo en las especies estudiadas, el riesgo acumulado producido por diversos contaminantes del pescado, aunado al de otros alimentos, el aire y el agua, puede contribuir a que se excedan los niveles aceptables de exposición a sustancias químicas peligrosas.

INVEVAR, (2018), realiza entre 2017 y 2018 un trabajo en la CGSM donde analiza la concentración de Hg total en un solo individuo capturado de la especie *M. Incilis*, encontrando un valor inferior al límite de 500 ng/g (peso fresco) establecida por el Ministerio de Salud y Protección Social 2012 para los productos de pesca para consumo humano (Minsalud, 2012), indicando a su vez que el resultado no es concluyente para este elemento, por lo que recomiendan hacer un seguimiento riguroso y evaluar un número significativo de individuos que permitan tener evidencia certera sobre el riesgo o no para la población, por el consumo de esta especie. Posteriormente para esta misma especie, debido a que esta es más consumida por la población, indica que las concentraciones de este metal han variado entre <3,00 (límite de cuantificación) y 57.3 ng/g en peso fresco, valor 10 veces menor del establecido para productos de pesca para consumo humano (Ministerio de Salud y Protección Social, 2012). En 2015, en la misma área, estudia la concentración total de Hg en la especie *E. plumieri*, reportando concentraciones promedio entre 9.55 ng/g (n= 2) y 32.2 ng/g (n = 8) en peso fresco, para los meses de enero y noviembre, respectivamente.

7.3 CONCENTRACIÓN DE METALES EN PECES POR ÉPOCA CLIMÁTICA

Las épocas climáticas influyen en la concentración de los metales pesados en los ecosistemas por diversos factores, tales como procesos biológicos de asimilación, regímenes hidrológicos, diagénesis, bioacumulación, floculación, salinidad, geoquímica, adsorción y cambio en las condiciones fisicoquímicas del agua y de los sedimentos (Marrugo y Paternina, 2011; Márquez, *et al.*, 2008), debido a que el agua proveniente de los ríos y de las escorrentías de los caños que llegan a los ecosistemas son la principal fuente de transporte de estos contaminantes y en época seca se presentan fenómenos similares debido al aumento de la salinidad (García-Camero, 2002; Gallo y Campos, 1997).

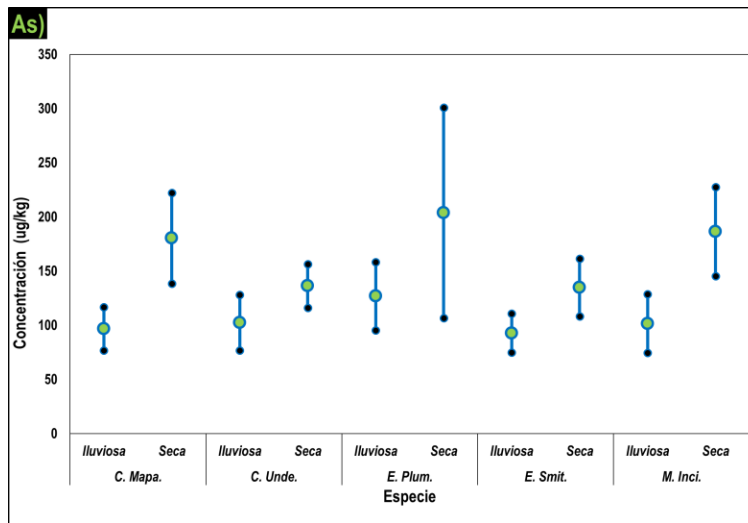


Figura 13. Concentraciones de As [$\mu\text{g}/\text{kg}$], en época climática para cada una de las especies evaluadas con intervalos de confianza al (95%).

En el Anexo 7, se muestran los resultados correspondientes a las concentraciones promedio [$\mu\text{g}/\text{kg}$] de los metales de interés, de acuerdo con las épocas climáticas. Para el As, estos indican de manera general, que las mayores concentraciones se presentan en época seca que en época de lluvia para todas las especies, correspondiendo en orden ascendente *E. plumieri*, 203.71 $\mu\text{g}/\text{kg}$ > *M. incilis*, 186.45 $\mu\text{g}/\text{kg}$ > *M. mapale*, 180.29 $\mu\text{g}/\text{kg}$ > *C. undecimalis*, 136.24 $\mu\text{g}/\text{kg}$ > *E. smithi*, 134.79 $\mu\text{g}/\text{kg}$, comportamiento que puede observarse en la Figura 13.

Las concentraciones promedio de Cd [$\mu\text{g}/\text{kg}$] no presentan diferencias significativas para todas las especies en estudio en ambas épocas climáticas. Para la temporada lluviosa, estas se presentaron en forma ascendente en las diferentes especies de la siguiente manera: *M. mapale*, 72.64 $\mu\text{g}/\text{kg}$ > *E. plumieri*, 59.97 $\mu\text{g}/\text{kg}$ > *C. undecimalis*, 48.44 $\mu\text{g}/\text{kg}$ > *M. incilis*, 45.37 $\mu\text{g}/\text{kg}$ > *E. smithi*, 18.19 $\mu\text{g}/\text{kg}$.

En época seca para las mismas especies, las concentraciones promedio de este mismo metal de mayor a menor fueron las siguientes: *M. incilis*, 58.26 $\mu\text{g}/\text{kg}$ > *C. undecimalis*, 38.30 $\mu\text{g}/\text{kg}$ > *E. plumieri*, 37.81 $\mu\text{g}/\text{kg}$ > *C. mapale* 35.23 $\mu\text{g}/\text{kg}$ > *E. smithi*, 21.03 $\mu\text{g}/\text{kg}$; reportándose mayores concentraciones en época lluviosa, con los siguientes valores promedio: *C. mapale*, 72.64 $\mu\text{g}/\text{kg}$ > *E. plumieri*, 59.97 $\mu\text{g}/\text{kg}$ > *C. undecimalis*, 48.44 $\mu\text{g}/\text{kg}$ > *M. incilis*, 45.37 $\mu\text{g}/\text{kg}$ > *E. smithi*, 18.19 $\mu\text{g}/\text{kg}$, tal y como se observa en la Figura 14. Lo anterior está de acuerdo con lo reportado por Campos, (1992) para la especie *A. bonillae*, quien concluye que se presenta una mayor acumulación de Cd en época de lluvias en la CGSM.

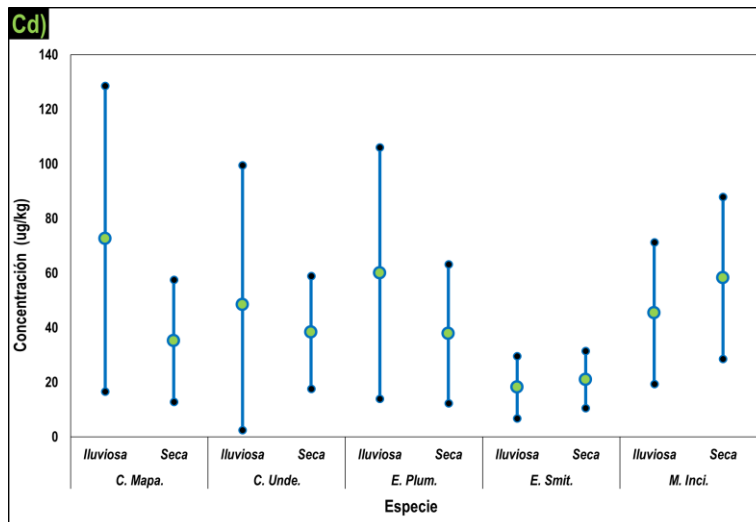


Figura 14. Concentraciones de Cd [$\mu\text{g}/\text{kg}$], en época climática para cada una de las especies evaluadas con intervalos de confianza al (95%).

Con referencia al Cu, en el Anexo 7, se muestra que las mayores concentraciones promedio de este metal, se presentaron en la especie *M. incilis*, para ambas épocas, siendo más alta en época seca que en la época de lluvia y correspondiendo a valores de $106.35 \mu\text{g}/\text{kg}$ y $69.11 \mu\text{g}/\text{kg}$, respectivamente. En las demás especies, en ambas épocas, no se presentan diferencias significativas, correspondiendo las concentraciones mayores y menores a valores de $12.07 \mu\text{g}/\text{kg}$ en época seca y de $2.50 \mu\text{g}/\text{kg}$ en época de lluvia, para *E. plumieri*: Detalles de lo anteriormente mencionado puede observarse en la Figura 15.

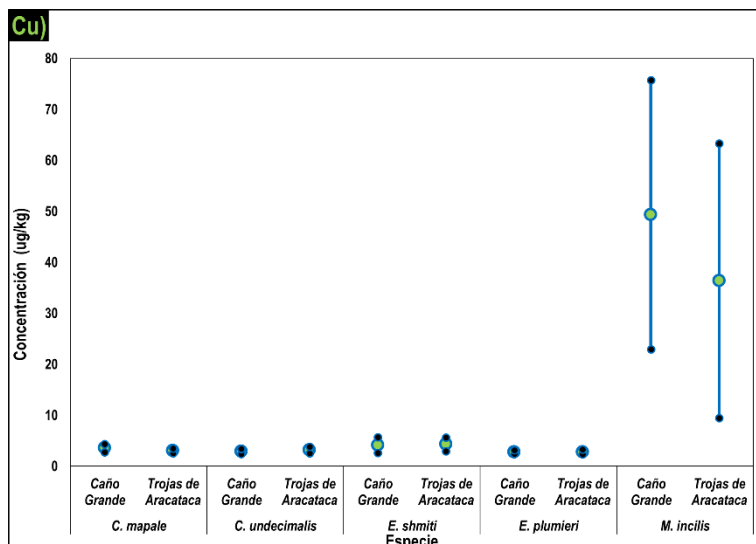


Figura 15. Concentraciones de Cu [$\mu\text{g}/\text{kg}$], en época climática para cada una de las especies evaluadas con intervalos de confianza al (95%).

La mayor concentración promedio de Hg [$\mu\text{g}/\text{kg}$] se presentó en época de lluvia en la especie *E. smithi*, 40.51 $\mu\text{g}/\text{kg}$, seguidas en su orden de mayor a menor por *C. mapale*, 36.17 $\mu\text{g}/\text{kg}$ > *M. incilis*, 31.13 $\mu\text{g}/\text{kg}$ > *C. undecimalis*, 22.91 $\mu\text{g}/\text{kg}$ > *E. plumieri*, 17.18 $\mu\text{g}/\text{kg}$, respectivamente. En época seca la especie que presentó una mayor concentración fue *C. mapale*, 41.52 $\mu\text{g}/\text{kg}$, seguida en orden descendente por *M. incilis*, 38.74 $\mu\text{g}/\text{kg}$ > *E. smithi*, 28.57 $\mu\text{g}/\text{kg}$ > *C. undecimalis*; 27.41 $\mu\text{g}/\text{kg}$ > *E. plumieri*, 11.75 $\mu\text{g}/\text{kg}$, respectivamente. Este comportamiento puede observarse en la Figura 16.

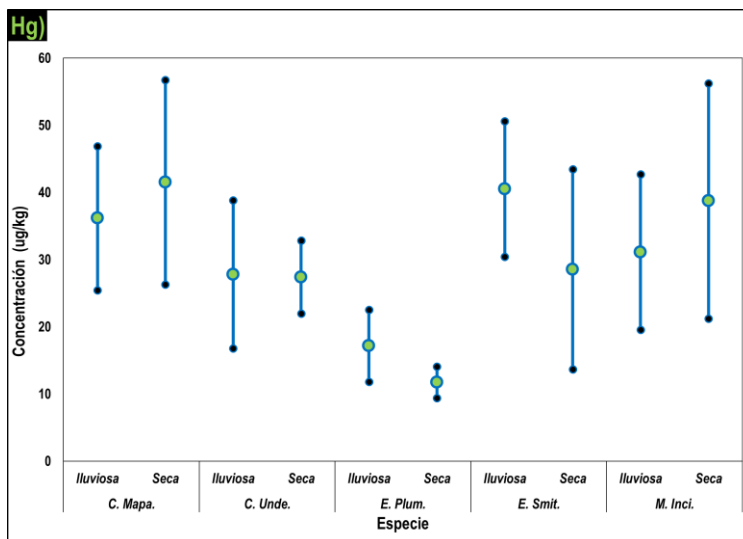


Figura 16. Concentraciones de Hg [$\mu\text{g}/\text{kg}$], en época climática para cada una de las especies evaluadas con intervalos de confianza al (95%).

Con referencia al Pb, existen diferencias significativas para la especie *C. mapale* en ambas épocas, correspondiendo a valores de 27.25 $\mu\text{g}/\text{kg}$ para época de lluvia y 93.68 $\mu\text{g}/\text{kg}$ para época seca. Igualmente, las concentraciones de este metal son mayores para todas las especies en época seca, excepto para *M. incilis*, que presenta valores de 47.60 $\mu\text{g}/\text{kg}$ en época seca y 52.54 $\mu\text{g}/\text{kg}$ en temporada de lluvia respectivamente.

Para la época seca, la especie que presento mayor concentración promedio fue la *C. mapale*; 93.68 $\mu\text{g}/\text{kg}$, seguida en orden de mayor a menor por *E. smithi*, 59.82 $\mu\text{g}/\text{kg}$ > *E. plumieri*, 49.73 $\mu\text{g}/\text{kg}$ > *M. incilis*; 47.60 $\mu\text{g}/\text{kg}$ > *C. undecimalis* 40.70 $\mu\text{g}/\text{kg}$, respectivamente. En época de lluvia en orden descendente después de *M. incilis*, seguida de *E. plumieri*, 46.94 $\mu\text{g}/\text{kg}$ > *E. smithi*, 29.59 $\mu\text{g}/\text{kg}$ > *C. undecimalis* 28.31 $\mu\text{g}/\text{kg}$ > *C. mapale*; 93.68 $\mu\text{g}/\text{kg}$, respectivamente. En general, respecto al Pb, los resultados muestran que no existen diferencias significativas para la especie *C. mapale* en ambas épocas, correspondiendo a valores de 27.25 $\mu\text{g}/\text{kg}$ en época de lluvia y 93.68 $\mu\text{g}/\text{kg}$ para época seca, respectivamente. Lo anteriormente se puede observar en la Figura 17.

Con relación al Zn, se observa que no existen diferencias significativas en la concentración promedio de este metal [$\mu\text{g}/\text{kg}$] para cada una de las dos épocas climáticas, sin embargo

C. mapale presenta las más altas concentraciones de este metal, correspondiendo a valores de 55.42 $\mu\text{g}/\text{kg}$ en época seca y de 50.45 $\mu\text{g}/\text{kg}$ para época de lluvia.

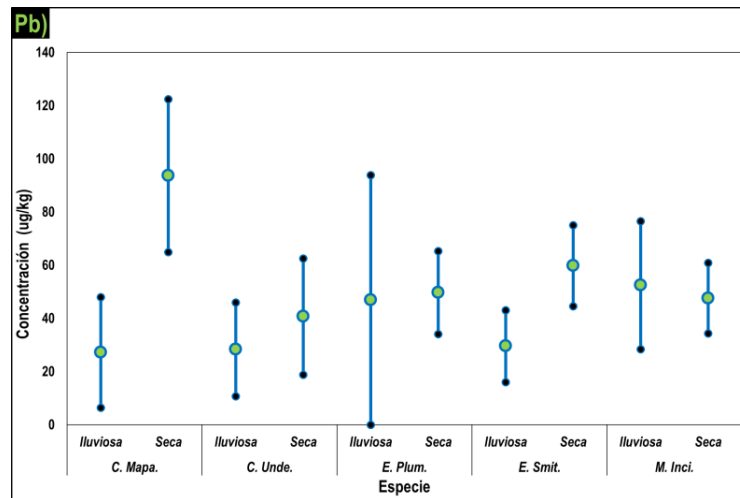


Figura 17. Concentraciones de Pb [$\mu\text{g}/\text{kg}$], en época climática para cada una de las especies evaluadas con intervalos de confianza al (95%).

En orden descendente, para época seca estos valores corresponden a las siguientes especies *E. plumieri*, 28.14 $\mu\text{g}/\text{kg}$ > *M. incilis*; 24.04 $\mu\text{g}/\text{kg}$ > *E. smithi*, 15.14 $\mu\text{g}/\text{kg}$ > *C. undecimalis*; 14.42 $\mu\text{g}/\text{kg}$, respectivamente. De forma similar, para época de lluvias, estos valores en orden descendente, corresponden a *E. smithi*, 22.77 $\mu\text{g}/\text{kg}$ > *M. incilis*; 21.88 $\mu\text{g}/\text{kg}$ > *E. plumieri*, 20.19 $\mu\text{g}/\text{kg}$ > *C. undecimalis*; 16.41 $\mu\text{g}/\text{kg}$, respectivamente. De acuerdo a lo anterior, se puede inferir que, para cada una de las especies estudiadas, no se presentaron diferencias significativas en cada época climática evaluada. Lo anteriormente descrito puede observarse en la Figura 18.

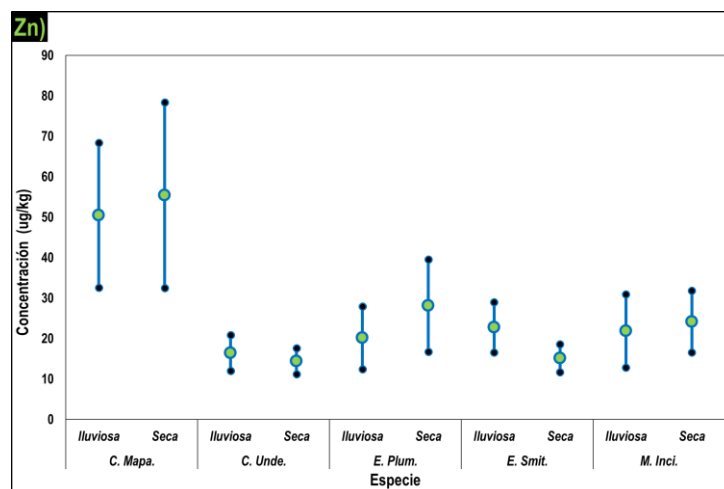


Figura 18. Concentraciones de Zn [$\mu\text{g}/\text{kg}$], época climática para cada una de las especies evaluadas con intervalos de confianza al (95%).

7.4 CONCENTRACIÓN DE METALES POR ZONAS DE MUESTREO EN PECES

En las dos zonas de muestreo, se observó que la distribución de la concentración [$\mu\text{g}/\text{kg}$] de los metales pesados seleccionados para este estudio, no es significativamente diferente ($P>0,05$) entre especies; como se observa en el Anexo 6.

El comportamiento del As presenta la mayor concentración promedio en la estación Caño Grande (CÑG) para la especie *M. incilis*, 208.15 $\mu\text{g}/\text{kg}$ y la concentración más baja en la especie *E. smithi*, 80.50 $\mu\text{g}/\text{kg}$. De manera similar, para la estación Trojas de Aracataca, la especie que presentó el mayor promedio de concentración de este metal fue *C. mapale*, 116.91 $\mu\text{g}/\text{kg}$, seguida de *E. plumieri*, 116.32 $\mu\text{g}/\text{kg}$ > *M. incilis*, 111.61 $\mu\text{g}/\text{kg}$ > *C. undecimalis* 109.47 $\mu\text{g}/\text{kg}$ > *E. smithi*, 106.21 $\mu\text{g}/\text{kg}$. De lo anterior se puede concluir que en la estación Trojas de Aracataca, se presentan niveles de concentración de este metal con una variabilidad mayor a los otros metales analizados. Lo anteriormente descrito puede observarse en la Figura 19.

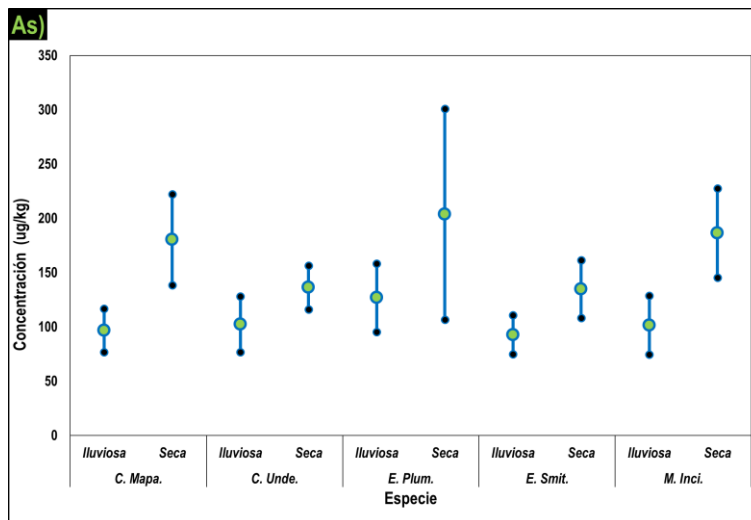


Figura 19. Concentraciones de As [$\mu\text{g}/\text{kg}$], en las zonas de muestreo para cada una de las especies evaluadas con intervalos de confianza al (95%)

En el Anexo 6, los resultados evidencian que el Cd muestra una concentración promedio [$\mu\text{g}/\text{kg}$] mayor para la especie *M. incilis*, 45.07 $\mu\text{g}/\text{kg}$ y menor para la especie *C. undecimalis*, 10.44 $\mu\text{g}/\text{kg}$, en la estación Trojas de Aracataca, continuando en forma ascendente con valores de 13.19 $\mu\text{g}/\text{kg}$; 15.50 [$\mu\text{g}/\text{kg}$ y 35.26 $\mu\text{g}/\text{kg}$ en las especies *E. smithi*, *C. mapale* y *E. plumieri*, respectivamente; mientras que en la estación Caño Grande, los valores indicaron una mayor similitud en las concentraciones promedio de este metal. Lo anteriormente descrito, se puede observar en la Figura 20.

Para el Cu, en el Anexo 6, se aprecia que en la estación Trojas de Aracataca, la especie *M. incilis* presentó el valor de concentración promedio más alto 36,4 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Vale la pena

destacar que los valores para las demás especies son mucho menores y siguen el siguiente orden de *E. smithi*, 4.31 $\mu\text{g}/\text{kg}$ > *C. undecimalis*, 3.22 $\mu\text{g}/\text{kg}$ > *C. mapale*, 3,04 $\mu\text{g}/\text{kg}$ > *E. plumieri*, 2.81 $\mu\text{g}/\text{kg}$; mientras que para la estación Caño Grande la mayor concentración promedio [$\mu\text{g}/\text{kg}$] fue para *M. incilis* 49.34 $\mu\text{g}/\text{kg}$, seguida de *E. smithi*, 4.16 $\mu\text{g}/\text{kg}$ > *C. mapale*, 3.59 $\mu\text{g}/\text{kg}$ > *C. undecimalis*, 2.94 $\mu\text{g}/\text{kg}$ > *E. plumieri*, 2.82 $\mu\text{g}/\text{kg}$ respectivamente, todo esto, puede observarse en la Figura 21.

En términos generales se puede evidenciar que los valores de concentraciones promedio para este metal son relativamente más bajas en la estación Tojas de Aracataca en las especies *C. undecimalis*, *E. smithi* y *E. plumieri*, que para las mismas especies en la estación de Caño Grande. Esto puede deberse a que existe un alto grado de contaminación en la estación de Caño Grande, por presentar una mayor entrada de contaminantes a través de los afluentes del río Magdalena, tal y como se evidenciará más adelante en la evaluación de metales pesados en sedimentos, en el presente trabajo de investigación.

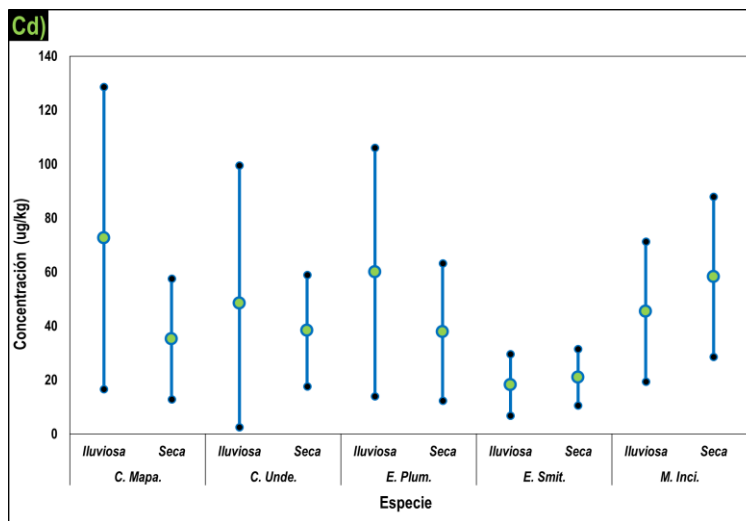


Figura 20. Concentraciones de Cd [$\mu\text{g}/\text{kg}$], en las zonas de muestreo para cada una de las especies evaluadas con intervalos de confianza al (95%)

En referencia al Hg, (Anexo 6) los resultados obtenidos muestran que no existe una diferencia significativa entre los promedios de concentración [$\mu\text{g}/\text{kg}$] de este metal, en las estaciones de muestreo. En general se aprecia que se presentaron los mayores valores promedio de concentraciones de este metal para las especies *C. mapale*, 45.2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ y *M. incilis*, 30.48 $\mu\text{g}/\text{kg}$ en la estación Trojas de Aracataca y *C. mapale*, 52.41 y *M. incilis*, 46.20 $\mu\text{g}/\text{kg}$ en la estación de Caño Grande, lo que puede observarse en la Figura 22.

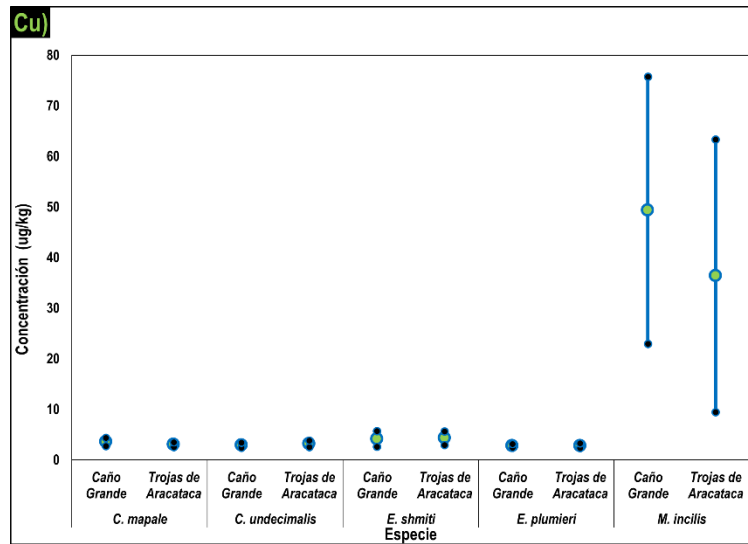


Figura 21. Concentraciones de Cu [$\mu\text{g}/\text{kg}$], en las zonas de muestreo para cada una de las especies evaluadas con intervalos de confianza al (95%)

Con base en lo anterior y teniendo en cuenta la ubicación de esta estación de muestreo, se infiere que una de las causas probables que contribuye a que este metal se encuentre presente, se debe a la influencia del río Magdalena cuyas aguas penetran a la CGSM a través del complejo lagunar de Pajarales como fue mencionado anteriormente, el cual lleva consigo los vertimientos de las operaciones de beneficio de mineral aurífero existente aguas arriba a lo largo de toda cuenca y de otros ríos que lo tributan (Pinedo-Hernández, *et al.*, 2015; Buchman, 2008; De Miguel, *et al.*, 2014)

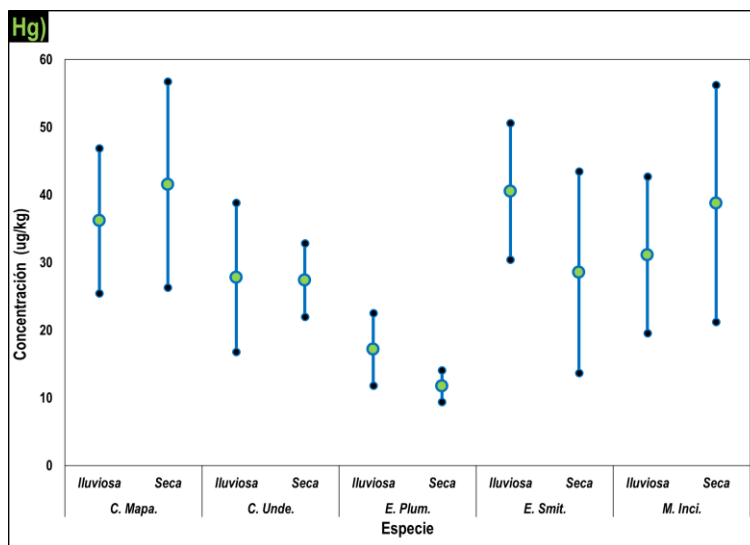


Figura 22. Concentraciones de Hg [$\mu\text{g}/\text{kg}$], en las zonas de muestreo para cada una de las especies evaluadas con intervalos de confianza al (95%)

De acuerdo con los datos recopilados para Pb, evidenciados en el Anexo 6, las concentraciones promedio más elevadas de este metal se presentaron para las dos estaciones en la especie *C. mapale*, 52.41 $\mu\text{g}/\text{kg}$ y 48.59 $\mu\text{g}/\text{kg}$ respectivamente. En el resto de las especies, se aprecia que los niveles de concentración promedio de este metal $\mu\text{g}/\text{kg}$ no presentaron diferencias significativas, aunque se encontraron valores de concentraciones ligeramente más altas para el resto de especies, en la estación de Caño Grande que en la estación Trojas de Aracataca, lo que puede ser observado en la Figura 23

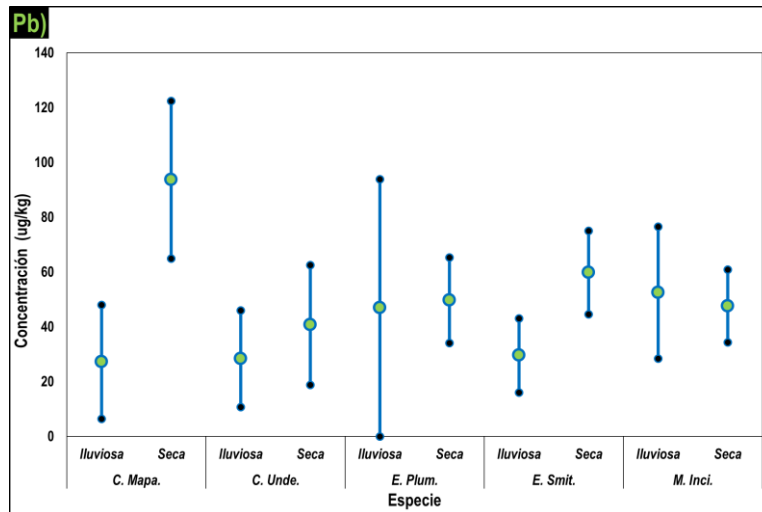


Figura 23. Concentraciones de Pb [$\mu\text{g}/\text{kg}$], en las zonas de muestreo para cada una de las especies evaluadas con intervalos de confianza al (95%)

Con referencia al Zn, en el Anexo 6, se muestra que las concentraciones promedio de este metal, fueron similares a las presentadas para el Pb respecto a la especie *C. mapale*, correspondiendo los valores más altos a 29.96 $\mu\text{g}/\text{kg}$ y 17.61 $\mu\text{g}/\text{kg}$ para las estaciones de Caño Grande y Trojas de Aracataca, respectivamente. Se puede apreciar igualmente que, para la especie *E. smithi*, correspondieron los valores más bajos 9.03 $\mu\text{g}/\text{kg}$ para la estación Caño Grande y 9.56 $\mu\text{g}/\text{kg}$ para la estación de Trojas de Aracataca, respectivamente. Para el resto de especies, no se presentaron diferencias significativas en los valores de las concentraciones de este metal en las dos estaciones de muestreo, tal y como se observa en la Figura 24.

Con base en todo lo anteriormente descrito, se puede concluir que en la mayoría de las especies capturadas en la estación Caño Grande, se presenta un ligero aumento en la concentración de los metales pesados objeto de este trabajo de investigación y que para las especies *E. smithi* y *E. plumieri*, se alcanzaron concentraciones promedio para Cd y Hg mayores que las reportadas para la estación Trojas de Aracataca. A pesar de lo anterior, en ningún caso se presentaron diferencias significativas entre las concentraciones de metales para ambas estaciones, lo cual indicaría que el nivel de contaminación del

ecosistema por este tipo de contaminantes tiene poco efecto sobre el contenido de metal en las especies estudiadas.

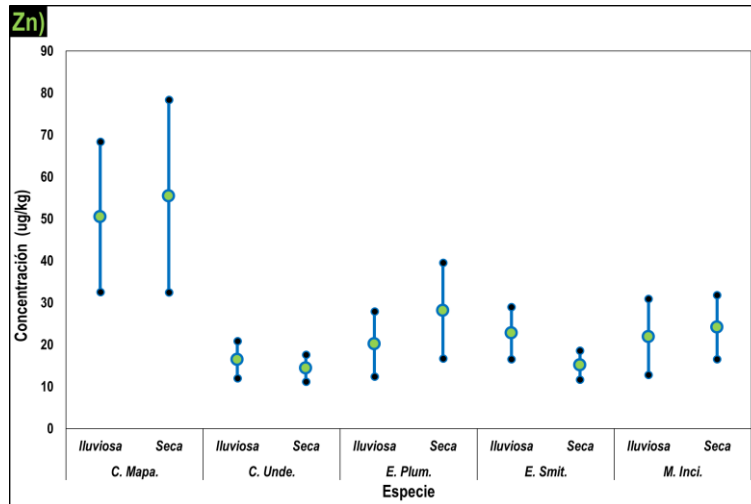


Figura 24. Concentraciones de Zn [$\mu\text{g}/\text{kg}$], en las zonas de muestreo para cada una de las especies evaluadas con intervalos de confianza al (95%)

7.5 COMPORTAMIENTO DE LOS METALES PESADOS EN LOS SEDIMENTOS

La importancia de estudiar este tipo de contaminación radica en que los sedimentos poseen la capacidad de almacenar los metales pesados que transportan las agua en el ecosistema acuático, por lo tanto, su evaluación proporciona información sobre las zonas críticas de éstos (Fuentes, *et al.*, 2010). En los humedales, la capacidad que posee la materia orgánica para formar complejos con iones, es de gran interés, por las implicaciones biológicas asociadas, tales como la biodisponibilidad y la toxicidad de los metales pesados para los organismos vivos y para comprender los ciclos bio-geoquímicos de los metales en el medio ambiente. De acuerdo con lo anterior, es importante incluir los efectos de la relación entre la materia orgánica y los metales pesados, para evaluar el riesgo ambiental ocasionado en estos ecosistemas, por la contaminación con este tipo de elementos (Bargiela-Loza, 2016).

Las concentraciones promedio de metales pesados en sedimentos de acuerdo a la época climática en las diferentes estaciones de muestreo se presentan en la Tabla 14, en donde se aprecia que el metal con menor variación de concentración entre los sitios y épocas fue el Zn con (%CV<10), mientras que el metal con mayor heterogeneidad entre sitios y épocas de muestreo fue el Cd (%CV>50%). En general, el nivel de concentración de los metales pesados de interés en los sedimentos fue ligeramente mayor en época seca que en época de lluvia. Sin embargo para Zn, se observa un ligero aumento de su concentración promedio en época de lluvia en comparación con época seca; un comportamiento contrario se presenta el Pb para la estación Frente a Tasajera y a Caño

Grande, donde los valores de la concentración presentan un gran aumento entre las dos épocas lo cual probablemente se deba a la fuerte incidencia antropica.

Tabla 144. Valores de concentración promedio de metales pesados en sedimentos las diferentes estaciones de muestreo de acuerdo a la época climática

Código	Estación	Época Climática	Concentración promedio de Metales Pesados (µg/Kg)					
			As	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
CÑG	Frente a Caño Grande	Lluvia	3768.65	99.63	24.99	36.89	3304.55	89.75
FAP	Frente a Palenque	Lluvia	5646.30	33.29	28.97	46.72	6299.93	71.70
TDA	Trojas de Aracataca	Lluvia	1820.06	99.70	25.20	25.60	4494.85	78.39
FAT	Frente a Tasajera	Lluvia	3408.99	448.06	24.58	23.09	1493.53	86.85
CÑG	Frente a Caño Grande	Seca	4637.64	300.20	31.16	55.55	11082.39	90.63
FAP	Frente a Palenque	Seca	7150.04	282.86	25.01	50.16	7013.31	92.96
TDA	Trojas de Aracataca	Seca	4404.25	575.00	29.45	32.45	5258.33	84.40
FAT	Frente a Tasajera	Seca	6321.68	676.13	35.70	44.67	7913.19	91.95
Coefficiente de variación		%CV	36.78	58,00	14.07	29.87	27.91	8.64

Lo anterior puede ser debido a la disminución en los niveles de agua en época seca, aumentando la concentración de nutrientes y contaminantes en las ciénagas, especialmente las esturianas, estos resultados están de acuerdo con los resultados obtenidos por (De la Hoz, 2004 y Roulet *et al.*, 2000), quienes reportan este mismo fenómeno para época secas, encontrando mayores niveles de metales en las cuencas de los ríos Tapajos (Brasil), durante la estación de verano, lo cual se atribuye a menores flujos de agua en estos períodos.

Con relación al Zn, este es un metal muy móvil a pH en el rango de (6,2-3,0) (Silva, *et al.*, 2006), valores no prevaletentes en las estaciones objeto de estudio, lo cual es un indicativo de la poca variación de la concentración de este metal en las diferentes zonas de muestreo. Dado que el Zn aparece típicamente asociado al Cd geogénicamente, se esperaría una relación directa entre estos dos elementos; sin embargo, los resultados no muestran esta relación, lo cual indicaría que la contaminación por estos elementos en los sedimentos monitoreados en la zona de estudio, están asociados a diversas fuentes de carácter local, posiblemente antropicas.

Para el caso del As, la estación de muestreo, Frente a Palenque, presentó los valores más altos para ambas épocas climáticas seca y lluviosa 7150.04 y 5646.30 µg/Kg, respectivamente y la estación, Trojas de Aracataca, presentó valores más bajos 1820,06 y 4404.25 µg/Kg, respectivamente. Vale la pena destacar que, en la estación Frente a Tasajera, se elevan las concentraciones de As en época seca, lo puede estar asociado a la disminución del volumen de agua y a la cercanía con la carretera Troncal del Caribe, que una a las ciudades de Ciénaga en el departamento del Magdalena con Barraquilla en el departamento del Atlántico, ambas con actividades antrópicas muy disímiles. La primera con actividades pesqueras (Bautista, *et al.*, 2010) y la segunda con actividades industriales a pequeña, mediana y gran escala. Por otro lado, se puede inferir que el As durante las dos épocas climáticas es más abundante en las aguas que provienen del río Magdalena debido

a que este, en su recorrido esta más expuesto a diversas contaminaciones de origen antrópico a lo largo de su recorrido por todo el territorio colombiano.

Para el Cd, que es un metal considerado altamente tóxico aún en pequeñas cantidades o trazas (Gunnar, 2013) y que tanto en agua como sedimentos puede ocasionar daños a las poblaciones de peces y otros organismos del bentos que habitan la zona afectada causando su reducción e incluso su extinción (Stominska & Jerzienska, 2000), los valores encontrados en sedimentos fueron mayores en la estación, Frente a Tasajera (448.06 y 676.13 $\mu\text{g}/\text{Kg}$), para época lluviosa y seca respectivamente. En la estación, Frente a Palenque, se presentaron las menores concentraciones para las dos épocas de muestreo estudiadas, correspondiendo a valores de 193.29 y 282.86 $\mu\text{g}/\text{Kg}$, respectivamente.

Al parecer la presencia de Cd en altas concentraciones en los sedimentos, se ve favorecida en este sector, por la actividad camaronera, la cercanía al mar y por ser este un importante centro de distribución y acopio de los pescadores. Por otro lado, otro hecho que también podría explicar las mayores concentraciones de Cd en la estación Frente a Tasajera, radica en que este metal en estado iónico Cd^{2+} tiende a unirse con partículas en suspensión y a depositarse en los sedimentos cuando las aguas procedentes de los ríos se mezclan con las aguas marinas (Sánchez, 2016); lo cual puede suceder por la entrada de agua del río Magdalena a través del caño Clarín Nuevo que va paralelo a la carretera Trocal del Caribe y que llega a la CGSM en cercanías a localidad de Tasajera, de ahí su presencia. Los valores de Cd en este estudio son superiores a los encontrados por (Campos, 1990) 160 $\mu\text{g}/\text{Kg}$ y a los datos emitidos por el INVEMAR (2018) en el periodo 2013-2018; sin embargo, son menores a 1040 $\mu\text{g}/\text{Kg}$, reportado por Espinosa *et al*, (2011)

En el caso del Cu, solamente en la estación Frente a Palenque, fue donde el valor de concentración obtuvo un valor más alto en época de lluvia que en época seca, mientras que en las demás estaciones el valor de la concentración fue mayor en época de seca que en temporada de lluvias. De acuerdo a ello, se puede inferir que el Cu proviene de la Zona Bananera y de las estribaciones de la SNSM por actividades antrópicas que están asociadas con al desarrollo actividades agroindustriales, como lo son: cultivos de banano, palma africana, arroz y pan coger, y cría de ganado vacuno; razón por la cual en esta región se utilizan productos como: fertilizantes, fungicidas e insecticidas, los cuales contienen (Zn y Cu) principalmente (Anexo 8). En comparación con trabajos recientes, las concentraciones encontradas en este estudio se encuentran por encima de las reportadas por el INVEMAR en su red de Monitoreo (2018) para los últimos años (18 mg/kg) y el trabajo de Espinosa *et al*, (2011) (13.6mg/kg); pero son similares a los reportados por Campos (1990), (24.8mg/kg).

Para el Hg, metal que posee un carácter altamente contaminante, aún en trazas (Argumedo, *et al.*, 2015), para la época seca éste presentó la mayor concentración en la estación Frente a Caño Grande, seguido en su orden por las estaciones: Frente a Palenque,

Frente a Tasajera y por último en la estación Trojas de Aracataca; siendo esta última la que presenta una de las menores concentraciones para ambas épocas de muestreo. Como se observa en la Tabla 14, la variabilidad en las concentraciones de Hg es baja, no superando el (30%) del coeficiente de variación y las concentraciones se encuentran dentro de los valores considerados naturales para los sedimentos marinos (0.050-0.080 mg/Kg) (Gutiérrez, *et al.*, 2007).

En este sentido, el INVEMAR, (2018), reporta que de acuerdo a un monitoreo a lo largo de los años, no se observan cambios drásticos del contenido total de (Hg) en los sedimentos en sus cuatro (4) estaciones de muestreo en la CGSM y si bien se ha superado en varias ocasiones el valor de referencia TEL (Threshold Effects Level), ningún dato ha superado el nivel de referencia de efecto probable PEL (Probable Effect Level) (700 ng/g.p.s.) de la NOAA (Buchman, 2008). Igualmente, en ese mismo estudio atribuye las concentraciones de Hg encontradas en la zona occidental de la CGSM al aporte que hacen los afluentes provenientes del río Magdalena aguas arriba en esta cuenca. Por otro parte, Alonso, *et al.*, (2000) reportan valores promedios concordantes de Hg de 58 ± 6 $\mu\text{g/Kg}$, para la CGSM.

Para el caso del Pb, en general, se presentan concentraciones mas altas en epoca seca que en epoca lluviosa, correspondiendo las concentraciones más altas en epoca de lluvia a las estaciones Frente a Palenque y Trojas de Aracataca y a Caño Grande y Frente a Tasajera para epoca seca. Por otro lado, este metal es altamente contaminante y su mayor utilización en el área de estudio esta dado por los pescadores, quienes en sus aparejos de pesca utilizan láminas de Pb de diferentes espesores como lastres para la construcción de redes como trasmallos y atarrayas; inclusive, es común ver en algunas partes como de manera artesanal y sin ninguna norma de seguridad funden (Pb) que extraen de baterías de vehículos para hacer éste tipo de laminas. Las concentraciones de éste metal encontradas durante el presente estudio se encuentran por debajo a las reportadas por (Espinosa, *et al.*, 2011) y las publicadas por el (INVEMAR, 2018). No obstante lo anterior, en el reporte del INVEMAR correspondiente a los monitoreos realizados entre mayo y septiembre de 2018, se indican valores por debajo del limite de detección de la metodología utilizada.

Igual que con algunos de los metales anteriores, el Zn presentó los valores de concentración más altos en época seca. Para esta epoca la estación Frente a Palenque reporto el valor más alto, correspondiendo a 92.96 $\mu\text{g/Kg}$ y la estación Trojas de Aracataca, la del valor más bajo, correspondiendo a 84.40 $\mu\text{g/Kg}$. Por el contrario, para época de lluvia, la estación Caño Grande fue la que presento el valor más alto, correspondiendo este a 89.75 $\mu\text{g/Kg}$ y la estación Frente a Palenque fue la que presento del valor más bajo, correspondiendo este a 71.70 $\mu\text{g/Kg}$. Vale la pena destacar que la concentración de Zn son las que presentan las variaciones más bajas de todos los metales estudiados, con un coeficiente de variación de 8.64%; resultado que parece indicar que las fuentes de contaminación antrópica inciden fuertemente en la contaminación por metales

pesados en la CGSM, siendo quizás el río Magdalena el mayor aportante, esto debido a que el Zn es un elemento muy móvil, sin embargo, sus variaciones no son significativas, no así las de los otros metales.

De manera general, los resultados indican que las mayores concentraciones de metales en sedimentos se presentan en el margen occidental de la CGSM, en las estaciones (Caño Grande, Frente a Palenque y Frente a Tasajera). En la estación (Trojas de Aracataca), afectada por los ríos provenientes de la SNSM, las concentraciones fueron más bajas que las registradas en las demás zonas. Este comportamiento ha sido reiterativo y evidencia que el principal aportante de metales al sistema lagunar de la CGSM es el agua que ingresa desde el río Magdalena, el cual posee un alto contenido de material suspendido, así como desechos de origen doméstico e industrial (Campos, 1990; Espinosa *et al.*, 2011; INVEMAR 2018). La presencia de metales en la zona de los ríos de la SNSM, se asocia a los residuos de agroquímicos utilizados para el desarrollo de actividades antropicas tales como cultivo banano, arroz, pan coger, ganadería y del proceso de extracción de aceite vegetal de palma (Marín, 2004), los cuales poseen contenido de algunos elementos metálicos objeto del presente trabajo de investigación (Anexo 8)

7.6 CONCENTRACIONES DE METALES PESADOS EN SEDIMENTO Y SU RELACIÓN CON LOS PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS

Los sedimentos pueden actuar como portadores y posibles fuentes de contaminación debido a que los metales pesados no se quedan permanentemente en ellos y pueden ser liberados a la columna del agua por cambios en las condiciones ambientales tales como pH, Potencial Redox, Oxígeno Disuelto o la presencia de quelatos orgánicos entre otros (Singh *et al.*, 1999).

De manera general, según los resultados obtenidos (Tabla 15), se puede decir que las concentraciones de metales pesados en el sedimento activo fueron más altas durante la época seca respecto a la temporada de lluvias; lo cual, bien se puede asociar a fenómenos de reabajamiento de sedimentos superficiales. En nuestro país para época seca, el anterior resultado estaría de acuerdo con lo indicado por VanLoon y Duffy, (2017), quienes reportan que en condiciones reductoras las concentraciones de metales pesados aumentan, debido a que el metabolismo anaeróbico de los microorganismos presentes en los sedimentos es mayor por el estancamiento de las aguas y las elevadas temperaturas que se presentan, siendo este factor ambiental de los más importantes, el cual determina la velocidad de metabolización de la materia orgánica (MO) y tiene una influencia directa sobre cada uno de los organismos microbianos presentes en el sedimento para la mineralización del carbono (García-Navarro, 2006).

7.6.1 Comportamiento de la Materia Orgánica (MO)

En la Tabla 15, los valores de MO en los sedimentos recolectados en las diferentes estaciones de muestreo presentan poca variabilidad en los porcentajes de coeficiente de variación (%CV), es decir, presentan poca diferencias significativas entre las épocas de muestreo. Se puede decir que para la época climática de lluvias los valores fueron más altos que los presentados en época seca; siendo estos en su orden, de acuerdo a la estación de muestreo: Frente a Palenque, 17.87%, Trojas de Aracataca 17.68%, Caño Grande, 14.95% y Frente a Tasajera, 11.80%, respectivamente. Ello puede ser debido a que el aporte de nueva MO podría estar contribuyendo a la presencia de más altas concentraciones de los mismos, debido a que esta es un excelente adsorbente de metales.

Tabla 155. Valores promedio de Aluminio, pH, potencial Redox (Eh) y % coeficientes de variación de Materia orgánica, para sedimentos.

Código	Estación	Época Climática	MO (% CV)	Al (µg/g)	pH	Eh (mV)
CÑG	Caño Grande	Lluvia	14.95	26741.75	6.78	-276.0
FAP	Frente a Palenque	Lluvia	17.87	30386.42	6.86	-327.4
TDA	Trojas de Aracataca	Lluvia	17.68	29753,75	6.01	-132.5
FAT	Frente a Tasajera	Lluvia	11.80	24096.00	6.92*	-312.3
CÑG	Caño Grande	Seca	16.42	27952.67	6.97*	-293.4
FAP	Frente a Palenque	Seca	18.45	27216.33	7.08*	-340.1
TDA	Trojas Aracataca	Seca	19.24	26406.33	5.89	-148.8
FAT	Frente a Tasajera	Seca	11.64	32942.42	7.18*	-346.5

A pesar de lo anterior, se observa un valor ligeramente menor en época seca en la estación Frente a Tasajera de 11.64%, lo que puede estar dado por la cercanía a la zona marina y por el hecho de no haber cobertura vegetal de maglar en el área. Además de lo anterior, se debe tener en cuenta que en la época seca disminuye el caudal de los ríos y la MO se empieza a depositar principalmente en las desembocaduras de los cursos de agua, propiciando los procesos de degradación bacteriana.

De lo anterior se puede deducir que, en el sector oriental de la CGSM estos valores son más altos debido a que esta es una zona de influencia directa de los ríos provenientes de la SNSM, los cuales transportan de forma directa materia orgánica y otros nutrientes producto de las actividades agroindustriales tanto de banano como de palma africana y arroz y ganadería. En el sector occidental en la estación Caño Grande la influencia de la MO es menor, debido a que ésta queda depositada en el paso del agua proviene del río Magdalena por los diferentes caños y ciénagas que se comunican entre sí forman el Complejo Lagunar de Pajarales.

La CGSM hace las veces de una gran laguna de oxidación, donde los sólidos suspendidos provenientes de los diferentes afluentes descargan sus sedimentos, los cuales pierden velocidad y se precipitan por diferentes factores, acumulándose para luego ser

arrastrados a diferentes lugares de la Ciénaga por las corrientes que en ella se producen, especialmente por efecto de los vientos y las brisas locales que se presentan frecuentemente en ciertas épocas del año en este cuerpo de agua (Wiedemann, 1973).

7.6.2 Comportamiento del Potencial de Hidrogeno (pH)

En referencia a los valores de pH encontrados en los sedimentos evaluados, se puede observar (Tabla 15), que valores ligeramente mayores se presentaron en época seca, mientras que en la temporada de lluvias los valores fueron mas bajos para cada uno de los sitios de muestreo, esto parece ser una condición natural regida por el mayor ingreso de agua dulce al sistema durante la época de lluvia, lo que ocasiona que se disminuya la entrada de agua marina y por ende se modifiquen los valores de pH de los sedimentos; mientras que en época seca, prevalece la influencia del agua marina, la cual es ligeramente alcalina (pH natural 7,5-8,4) y la actividad organica produce acidez en el agua (Severiche *et al.*, 2013).

Los valores más bajos de pH fueron obtenidos en la estación Trojas de Aracataca durante ambas épocas climáticas (pH<6,1), reflejando actividad ligeramente ácida en este sector y los valores más altos se reportan en la estación Frente a Tasajera (pH > 6,9), posiblemente asociados a los aportes salinos del mar y la concentración debida a procesos de evaporación. Los valores de pH son prácticamente homogéneos con coeficientes de variación menores a 0.08, el cual se reduce a 0.02 cuando no se incluyen los valores de pH encontrados en la estación Trojas de Aracataca, lo cual está dado probablemente por la alta influencia de agua dulce proveniente de los ríos que llegan de la SNSM. El pH normal para aguas dulces está en el rango de (6.0-7.0) unidades. Los valores de pH resaltados con asterisco para las estaciones Frente a Tasajera, Caño Grande y Frente a Palenque; denotan posiblemente un aporte de carbonatos terrígenos, mayor evapotranspiración, concentración de sales y aporte de agua marina y por ende aporte de sales; trayendo como consecuencia valores de pH mayores con un incremento hacia valores ligeramente básicos.

Los valores más bajos de las otras estaciones, en período lluvioso, podrían deberse a la influencia del agua de lluvia que al estar en contacto con la atmósfera puede disolver mayor cantidad de CO₂ en la forma de ácido carbónico, además los ácidos húmicos lixiviados que se encuentran en los suelos han llegado a este recurso por percolación, lo que en conjunto le confieren al agua dulce su naturaleza ácida (Rodríguez-Mellado y Marín-Galván, 1999).

7.6.3 Comportamiento del Potencial Redox (Eh)

Ha sido demostrado que las condiciones Redox en cuerpos de agua tales como lagos, lagunas, embalses humedales y ciénagas de zonas tropicales varían de acuerdo al período

del año y a las condiciones físicas y químicas imperantes en estos ecosistemas (Hansen *et al.*, 2013). Es así, que el Eh, junto con otros factores tales como salinidad, MO y cantidad de limos y arcillas, influyen de forma directa en la movilidad de los metales pesados dejándolos biodisponibles o inmovilizándolos en los sedimentos (Luiz-Silva, *et al.*, 2006; Espinosa, *et al.*, 2011).

De acuerdo entonces con la época del año se presentan estratificaciones térmicas, acompañadas de anoxia en el fondo y durante la temporada de lluvias se presenta una mezcla de aguas de estos ecosistemas (Hansen, *et al.*, 2013), por lo tanto, en época seca, el sol calienta la superficie del agua trayendo consigo una disminución de la conductividad térmica. Es por ello que la temperatura en la superficie se difunde muy lentamente a las capas inferiores, generando una estratificación térmica (Hutchinson, 1975 Scheffer, 1998), la cual causa la formación de una capa de agua más caliente sobre el epilimnion, que tiene contacto con la atmósfera; la capa de agua más fría o de menor temperatura por debajo del epilimnion o metalimnion no tiene contacto con la atmósfera dándose una demanda de oxígeno en el sedimento y el agua que está en contacto con éste o hipolimnion, presenta un agotamiento del oxígeno disuelto, produciendo una reducción del (Eh), dando lugar principalmente a reacciones químicas de reducción de óxidos de hierro (FeO-OH), lo que causa la solubilización de los metales adsorbidos en los sedimentos (Harrington *et al.*, 1998).

En la época de lluvias, se presenta el enfriamiento del agua sobre el sedimento y se produce una mezcla y oxigenación de los cuerpos de agua, por tanto, el Eh puede variar entre muy oxidado (+500 mV) y muy reducido (-300 mV) (Patrick y DeLaune 1977), afectando de esta forma la distribución de metales pesados entre el agua y el sedimento (Hansen, *et al.*, 2013).

Como puede observarse, el Eh mostro condiciones reductoras por tener valores negativos (<100mV), especialmente en las estaciones: Frente a Palenque, Caño Grande y Frente a Tasajera. Los valores negativos encontrados para esta variabale en los sedimentos superficiales indican la existencia de factores contaminantes por efecto de la descomposición de la materia organica. Esta contaminación se encuentra modificada, por las condiciones de oxido-reducción del medio, debido a que el oxigeno presente es utilizado por los microorganismos existentes en el sedimento para el proceso de oxidación de la materia orgánica y en consecuencia, se da una variación en la biodisponibilidad de los metales presentes. Igualmente se observa que para la época seca los valores obtenidos de pH son mayores, excepto en la estación Trojas de Aracataca.

Los resultados anteriores, podrían estar asociados al aumento de la salinidad por fenómenos de evapotranspiración y a la penetración de la cuña salina en toda la Ciénaga. En epoca lluviosa el fenemono es inverso, en la estación Trojas de Aracataca, lo cual coincide con los resultados del trabajo realizado por (Campos, 1990).

7.7 CORRELACION ENTRE CONCENTRACIONES DE METALES Y PARAMETROS FISICOQUIMICOS.

El análisis de correlación de Pearson es una forma de determinar la fluctuación, oscilación o covarianza existente entre dos parámetros, estableciendo la semejanza en el comportamiento, las causas y consecuencias del uno sobre el otro. Aplicando un sistema de análisis estadístico multivariante, se calcularon los coeficientes de correlación de Pearson (r) para establecer los grados de asociación existentes entre las diferentes variables analizadas en los sedimentos muestreados en las estaciones estudiadas en el área de estudio.

Los resultados de correlación de Pearson (Tabla 16), obtenidos para el Potencial de Oxido-Reducción (Eh) y la concentración de metales pesados en sedimento reflejan valores negativos para todos los elementos analizados. Dentro de estos el (Hg y Pb) presentan valores entorno a 0.5 lo cual indica que parcialmente este parámetro tiene una influencia inversa sobre la concentración de estos dos elementos.

El As presenta un valor negativo mayor indicando que su concentración es más predominantemente a condiciones controladas en forma opuesta por el Eh y en forma directa por pH; el Zn se encuentra correlacionado ligeramente en forma negativa indicando que su concentración no está directamente dada por este parámetro y la concentración del Cd está relacionado indistintamente tanto para las condiciones del Eh como con pH.

Tabla 16. Coeficientes de correlación de Pearson entre metales y parámetros fisicoquímicos.

		Metales Pesados					Parametros			
		Mercurio	Plomo	Cadmio	Arsénico	Cobre	Zinc	pH	Eh	%MO
		(ug/Kg)					(mg/Kg)			
Mercurio	Pearson Corr.									
	Sig.									
Plomo	Pearson Corr.	0.62779	1							
	Sig.	0.09561	--							
Cadmio	Pearson Corr.	-0.22609	0.0706	1						
	Sig.	0.59031	0.86807	-						
Arsénico	Pearson Corr.	0.6569	0.31424	0.27091	1					
	Sig.	0.07677	0.44844	0.51636	--					
Cobre	Pearson Corr.	0.3583	0.38171	0.63124	0.43929	1				
	Sig.	0.38347	0.35077	0.09325	0.27616	--				
Zinc	Pearson Corr.	0.34267	0.56337	0.39322	0.34523	0.14961	1			
	Sig.	0.40602	0.14591	0.33519	0.40229	0.72365	--			
pH	Pearson Corr.	0.58731	0.69467	0.03571	0.63854	0.2461	0.4556	1		
	Sig.	0.12582	0.05001	0.93309	0.04837	0.55685	0.2566	--		
Eh	Pearson Corr.	-0.56123	-0.59872	-0.05959	-0.71378	-0.23627	-0.34935	-0.97738	1	
	Sig.	0.14779	0.11683	0.88853	0.04676	0.5732	0.39631	2.84E-05	--	
%MO	Pearson Corr.	0.14603	-0.3861	-0.43714	0.03639	-0.24798	-0.38691	-0.55194	0.48912	1
	Sig.	0.73005	0.34479	0.27879	0.93182	0.55375	0.34369	0.15608	0.21867	--

El Zn presenta sin duda un aporte geogénico relacionado con el Pb, Cd y As y en mucho menor grado con el Cu. Además, muestra un comportamiento coherente con los

parámetros pH, Eh y MO; es decir las fuentes puntuales contaminantes están marcando las anomalías en las concentraciones de los restantes elementos. Sin embargo, se encontraron correlaciones significativas entre el pH con Pb y pH con As. Los factores de correlación parcial indican diferentes reservorios, evidenciando un fondo geogénico o procesos geológicos y fuentes puntuales y temporales, que inciden sobre las concentraciones de estos elementos en los puntos de muestreo.

El Cd no presenta factores de correlación respecto a los parámetros pH, Eh y MO. La matriz muestra un buen factor de correlación con el Cu y As; con los restantes metales se comporta en forma aleatoria, lo cual permite inferir una fuente regional geogénica, es decir de origen geológico y diversas fuentes antropogénicas puntuales. Estos factores de correlación indican que parte del Cd está asociado al menos parcialmente a la fuente de Cu y As.

El anterior resultado, confirma lo expuesto por (Parra y Espinosa, 2008), quienes indican que los sedimentos constituyen un reservorio, donde eventualmente pueden encontrarse metales pesados debido a la disminución de su movilidad y a su vez estos pueden ser intercambiados con la columna de agua en la interfase agua-sedimentos, dependiendo su adsorción de las condiciones Redox y del pH. Esto indica, lo importante que pueden ser los cambios de pH en la movilidad de los metales pesados en lo sedimentos.

El As presenta respecto al Potencial Redox un factor de correlación negativa, mientras que para el pH positiva, pero la significancia es muy baja; esto permite inferir de un reservorio que se activa estacionalmente, en correspondencia con las condiciones del medio, máxime cuando estos corresponden a sedimentos activos; es decir que sus concentraciones cambiaran muy seguramente a procesos de erosión-depositación-erosión. Se debe tener en cuenta que las estructuras de los compuestos de estos reservorios, bajo condiciones reductoras, se rompen y el As que estaba fijado en su interior o en la superficie, se libera al medio natural. No obstante, lo anterior, en condiciones altamente reductoras el As puede coprecipitar con *sulfuros de hierro* como *arsenopirita* o formando *sulfuros de arsénico* (Gräfe y Sparks, 2006; de Brouwere *et al.*, 2004).

No obstante, la MO juega un papel importante en la disponibilidad de metales pesados, no encontrándose una correlación significativa entre esta y los metales evaluados. Lo anterior puede ser debido a que el efecto de la concentración de metales en MO para los sitios muestreados se encuentra influenciado por diversas fuentes y es un sistema relativamente dinámico (sedimento activo) por tanto, los efectos de la materia orgánica quizá no sean tan notorios. La presencia de MO en los sedimentos y la alta disposición de esta en todos los sitios de muestreo, es producto probablemente de la enorme producción de hojarasca de los bosques de manglar y de las condiciones anaeróbicas

dominantes en este tipo de humedales, que en conjunto generan turba en los sedimentos (Zhou *et al.*, 2010).

7.7.1 Calculo del Factor de Enriquecimiento (FE) - Índice de Enriquecimiento (IE)

En esta investigación se utilizó como elemento normalizador el Al, por ser el que se encuentra asociado a los minerales de arcilla y presenta un alto valor de correlación con los demás metales de interés. No obstante lo anterior, este es un elemento preferencial debido a que es conservativo importante, por la incidencia de los procesos de óxido-reducción determinados sobre la fracción fina (mayor presencia en las muestras colectadas) del sedimento activo, por lo cual ha sido utilizado de forma satisfactoria en este tipo de ecosistemas por distintos autores (Rubio *et al.*, 2000); mientras que el hierro (Fe) no se recomienda utilizarlo para tal propósito, debido a que tiene una gran movilidad durante la diagénesis (Finney y Huh, 1989), lo que hace difícil distinguir la concentración antropogénica. El Fe se ve afectado en mayor medida por procesos de óxido-reducción, mientras que el aluminio no y además, es más estable bajo condiciones de mayor acidez, las cuales se puede presentar en el medio. La evaluación de los valores de fondo o Background, se realizaron mediante el análisis de las muestras del núcleo sedimentario tomadas en la estación Frente a Palenque, cuyo procedimiento y valores se describieron con anterioridad (Tabla 15).

Una vez establecidos estos valores y determinado el elemento normalizador, se calculó el FE, el cual relaciona el contenido metálico con los valores de fondo o Background, debido a que el objetivo principal del cálculo de este Factor es identificar y cuantificar la intervención antropogénica en los ciclos naturales de los elementos (Reiman y Caritat, 2000).

Los FE para los metales pesados, objeto de este trabajo de investigación: (As, Cd, Cu, Hg, Pb y Zn), calculados con base en los valores de fondo indicados anteriormente, se aprecian en la Tabla 17, donde el FE para los metales As, Cd, Cu, Hg, Pb y Zn, en el sedimento se encuentran débilmente enriquecido ($<1 < FE < 3$) (Szefer *et al.*, 1999), especialmente en época seca; lo que indica que los niveles de estos contaminantes son debidos a fuentes antropogénicas o naturales externas asociadas a la fracción de aluminosilicatos (Blair y McPherson, 1999), de tal forma que a excepción del Fe y el Al, que son elementos conservativos, es posible considerar que la presencia de estos metales pesados en los sedimentos obedezca, a aportes externos depositados sobre los mismos, como los que hace el río Magdalena

A partir de los valores de fondo obtenidos mediante el núcleo sedimentario tomado en la estación Frente a Palenque y calculando el promedio de aquellas concentraciones de metales donde se observa cierta homogeneidad en los valores de profundidad, se calculó el FE para los metales pesados, objeto de este trabajo de investigación.

Tabla 17. Valores de fondo calculados por núcleo sedimentario de la estación Frente a Palenque para determinación del Factor de Enriquecimiento de sedimentos

Código	ESTACIÓN	ÉPOCA	Factor de Enriquecimiento tomando como Background según concentración de Aluminio					
			As	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
CÑG	Frente a Caño Grande	Lluvia	0.791	0.298	1.525	0.556	1.391	1.060
FAP	Frente a Palenque	Lluvia	1.043	0.254	1.555	0.620	1.056	0.745
TDA	Trojas de Aracataca	Lluvia	0.343	0.134	1.382	0.347	0.769	0.832
FAT	Frente a Tasajera	Lluvia	0.794	0.741	1.664	0.386	1.583	1.138
CÑG	Frente a Caño Grande	Seca	0.932	0.428	1.819	0.801	2.019	1.024
FAP	Frente a Palenque	Seca	1.475	0.414	1.499	0.743	1.312	1.079
TDA	Trojas de Aracataca	Seca	0.937	0.868	1.820	0.495	1.014	1.010
FAT	Frente a Tasajera	Seca	1.078	0.818	1.768	0.547	1.223	0,882

El FE para Pb osciló entre 0.77 a 2.02, alcanzando el valor máximo en la estación Caño Grande, en época seca y mínimo en la estación Troja de Aracataca, para la época de lluvias. Todos los sitios de muestreo muestran un débil enriquecimiento ($<1 \text{ FE} <3$) en ambas épocas de muestreo, excepto en la estación Trojas de Aracataca en época de lluvia, que se ubicó en la zona que no presenta contaminación. La contribución de este metal en los sedimentos está sujeta posiblemente al arrastre por escorrentía de los metales originarios y aportes de caudal de las aguas de los afluentes de los ríos Magdalena, que transporta los contaminantes generados por actividades ganaderas, agrícolas y mineras que se desarrollan principalmente en el centro del país.

En el caso del Cd, el FE alcanzó los mayores valores en las estaciones Trojas de Aracataca y Frente a Tasajera en época seca y el menor valor en Trojas de Aracataca en temporada de lluvias. Este metal es el que presenta la mayor variabilidad espacio-temporal en el presente estudio, con coeficientes de variación del 56,35%, como se observa en la Tabla 16; sin embargo, se encuentra clasificado como elemento no enriquecido en la CGSM (INVEMAR, 2018). El cambio en las características del agua en época de sequía, de dulce a marina, probablemente promueva la alta concentración de Cd en sedimentos en la estación Trojas de Aracataca, lo cual podría deberse a que los niveles de este metal en estos ecosistemas, se encuentran regidos en un alto porcentaje por los niveles de salinidad en el medio (Campos 1990; Sánchez, 2003), lo cual se estaría de acuerdo con la variación de la salinidad por periodos estacionales en la Ciénaga, el cual es muy pronunciada durante el año, de acuerdo con a estudios realizados por (Sierra *et al.* 2013).

El As en las estaciones Frente a Palenque en ambas épocas muestreadas y Frente a Tasajera durante la época seca alcanzó los valores más altos de enriquecimiento; mientras que el Cu presenta en ambas épocas valores mayores a 1 en todas las estaciones, siendo su enriquecimiento débil en toda el área de estudio, con valores muy homogéneos, lo que es corroborado por su $\%CV = 14.07\%$, como fue mostrado anteriormente (Tabla 14).

Por otro lado, el Zn muestra una homogeneidad de los datos de FE similares a Cu, sin embargo, presenta en las estaciones Frente a Palenque y Frente a Trojas de Aracataca en temporada lluviosa y en la estación Frente a Tasajera en época seca no tiene enriquecimiento.

Para el Hg, en las zonas de estudio los valores obtenidos no denoten un FE apreciable, manteniendo una tendencia similar a la del Cd, lo cual indicaría que no hay influencia de actividades antrópicas que aporten este tipo de elementos en el área de estudio.

Para la estación Tojas de Aracataca, el Pb muestra un valor que indica la existencia de enriquecimiento en los sedimentos en ambas épocas climáticas, a excepción de la estación de Trojas de Aracataca en temporada lluviosa, sin embargo, para la época seca, en la estación de Caño Grande el valor encontrado está en el límite superior de elementos enriquecidos, lo cual indica la existencia de actividad antrópica relacionada con este elemento. Para este mismo metal tanto en época de lluvia como en época seca, en la estación Frente a Tasajera los valores de FE corresponden a una escala de elemento enriquecido ($1 < FE < 2$). Vale la pena destacar que en esta estación se reflejan actividades antrópicas relacionadas con la pesca y como se indicó anteriormente, en este lugar se realizan actividades sin ningún tipo de precaución en la manipulación con baterías de vehículos, de las cuales se extrae Pb con el que se elaboran láminas de diferentes espesores para su posterior utilización, generalmente como lastres en los aparejos de pesca de chinchorros, atarrayas y redes de enmalle.

Con base en lo anterior, se puede concluir que el FE se encuentra en el límite superior de elementos enriquecidos para los metales Pb y Cu en ambas épocas de muestreo y ratifica la tendencia observada en las concentraciones de metales totales en sedimentos, de alcanzar las máximas concentraciones en la estación de Trojas de Aracataca en la parte occidental de la CGSM, denotando que el aporte de metales pesados dado por los ríos provenientes de la SNSM es bajo, mientras que en la estación de Caño Grande los aportes son significativos por la influencia del río Magdalena, contribuyendo en cierta medida con los niveles de metales pesados detectados en los sitios de muestreo seleccionados en el área de estudio, de acuerdo a los resultados obtenidos en la determinación de metales pesados en sedimentos presentados anteriormente.

En términos generales, cuando los valores de FE se encuentran alrededor de uno (1), indican que el elemento y/o metal en el sedimento es originado predominantemente de material litogénico, mientras que valores >1 , indican que el elemento es de origen antropogénico (Szefer, *et al.*, 1999).

7.7.2 Determinación de los valores de fondo natural mediante núcleos sedimentarios.

Para la determinación de estos valores se calculó el promedio de aquellas concentraciones de metales a unas determinadas profundidades y se seleccionó aquellas donde se observó cierta homogeneidad en dichas concentraciones. Los valores de los perfiles de los núcleos de sedimentos a diferentes profundidades, tomados en la estación Frente a Palenque, se muestran en la Figura 26.

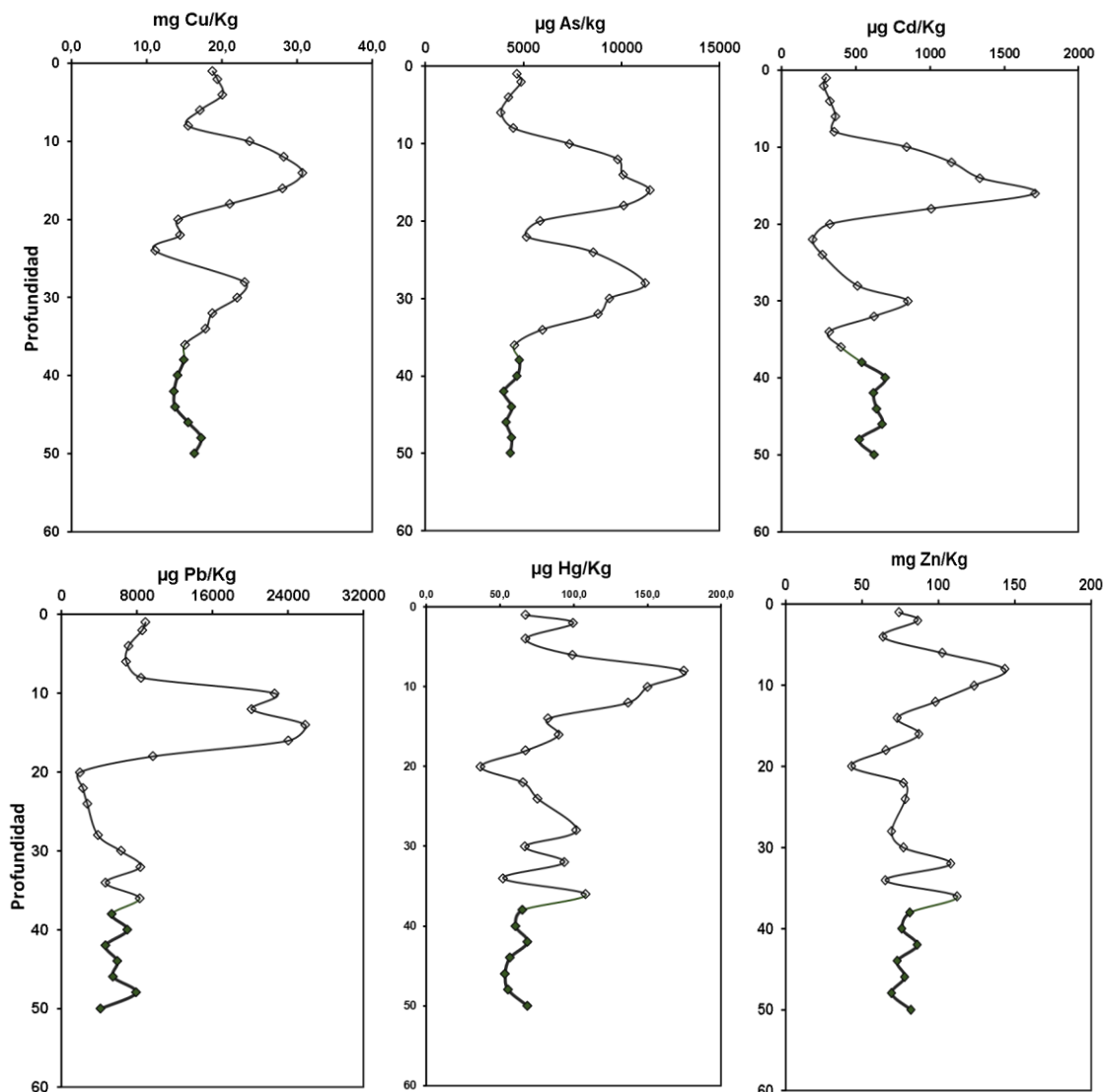


Figura 25. Valores de Fondo natural determinados mediante núcleos sedimentarios.

Se observa una tendencia al aumento en la concentración de metales pesados entre los (10 y 20 cm) de profundidad, por lo que se evidencia un enriquecimiento existente en estas capas del núcleo, atribuido probablemente a la entrada de estos contaminantes producto de las actividades antrópicas desarrolladas alrededor de la CGSM en un periodo

de tiempo cercano, actividades tales como minería, agricultura y la presencia de asentamientos humanos en las cercanías o en las orillas del ecosistema, evidenciándose transporte reciente de aportes de metales en el sedimento de recarga; primando las fuentes puntuales.

Dado la tendencia de los metales en el núcleo, se procedió a calcular el valor de fondo como el promedio de aquellas concentraciones donde se observa cierta homogeneidad en los valores, que corresponde a profundidades en el rango de (38-50 cm). En la Tabla 18 se observan las concentraciones promedio de metales pesados como valores de fondo para el sitio evaluado, tomados como referencia debido a que presentan un porcentaje de variación alrededor del 10%, comprobándose de esta manera la homogeneidad en los datos, siendo esta la razón por la cual fueron seleccionados.

Tabla 18. Valores de Fondo de acuerdo al núcleo sedimentarios en la CGSM.

Profundidad (cm)	Metales Pesados (ug/Kg)						
	Al	As	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
38	26862.87	4797.57	542.31	15.01	65.15	5338.52	81.35
40	22075.98	4678.04	699.90	14.13	60.67	4684.31	76.35
42	24646.11	3992.28	622.06	13.68	68.66	4659.15	86.24
44	25548.77	4416.45	640.87	13.81	56.73	5317.96	73.14
46	26060.96	4128.20	677.80	15.57	53.45	5455.98	78.23
48	24602.94	4402.78	524.42	17.26	55.35	4317.96	69.35
50	22905.79	4341.46	625.49	16.40	68.50	4148.02	82.15
Valor de Fondo*	2467192	4393.83	618.98	15.12	61,22	4845.99	78.11
Desviación	1701.08	282.52	65.01	1.37	6.31	526.70	5.74
%CV	6,89	6,43	10.50	9.03	10.31	10.87	7.35

* corresponde al valor promedio de las concentraciones de metales encontradas a una profundidad entre 38-50 cm.

7.7.3 Calculo del Índice de Geo-acumulación (Igeo)

Los valores de los Igeo para los metales de interés evaluados en la CGSM en el presente trabajo de investigación, son presentados en la Tabla 19; los cuales muestran que los sedimentos del área de estudio no se encuentran contaminados en cuanto a los metales pesados: Cd, Hg y Zn, debido a que para todas las estaciones y en ambas épocas muestreadas poseen valores de Igeo<1.

No obstante, lo anterior, el As presenta un comportamiento similar, excepto para la estación Frente a Palenque, indicando una contaminación de moderada no contaminada; mientras que los valores encontrados para Cu indican que se presenta un nivel de no contaminada a moderadamente contaminada para todas las estaciones en ambas épocas climáticas.

En el caso del Pb, se presenta contaminación moderada en las estaciones de Caño Grande y Frente a Tasajera en ambas épocas climáticas. Esta clase de contaminación en la estación Caño Grande, probablemente está relacionada con los aportes del río Magdalena

que traen consigo material sedimentario arrastrado durante su largo recorrido por todo el país. Este fenómeno se presenta debido a que esta importante vertiente aporta parte de su caudal a la CGSM mediante los caños: Salado, Aguas Negras, Renegado, Schiller y Clarín, sobre los cuales se han depositado desechos provenientes de actividades agrícolas, mineras, ganaderas y propias de asentamientos urbanos. Sin embargo, lo anterior, para la estación Frente a Tasajera, estos valores indican que existe una contaminación moderada probablemente debida a actividades antrópicas relacionadas con el manejo artesanal dado por los pescadores a este metal, como se ha indicado con anterioridad

Tabla 19. Índices de Geoacumulación para las distintas estaciones de muestreo.

Código	Estación de Muestreo	Época	Índice de Geoacumulación (Igeo)					
			As	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
CÑG	Caño Grande	Lluvia	-0.81	-2.22	0.14	-1.32	0.01	-0.38
FAP	Frente a Palenque	Lluvia	-0.22	-2.26	0.35	-0.97	-0.21	-0.71
TDA	Trojas de Aracataca	Lluvia	-1.86	-3.22	0.15	-1.84	-0.69	-0.58
FAT	Frente a Tasajera	Lluvia	-0.95	-1.05	0.12	-1.99	0.04	-0.43
CÑG	Caño Grande	Seca	-0.51	-1.63	0.46	-0.73	0.61	-0.37
FAP	Frente a Palenque	Seca	0.12	-1.71	0.14	-0.87	-0.05	-0.33
TDA	Trojas de Aracataca	Seca	-0.58	-0.69	0.38	-1.50	-0.47	-0.47
FAT	Frente a Tasajera	Seca	-0.06	-0.46	0.65	-1.04	0.12	-0.35
Coficiente de variación de (%CV)			36.78	58.00	14.07	29.87	27,91	8.64

Por otro lado, el Cu, presenta una tendencia al enriquecimiento que se generaliza para todas las estaciones de muestreo, sugiriendo que los ríos de la SNSM también aportan al enriquecimiento de este metal, probablemente por el arrastre de material cargado con residuos de fertilizantes, pesticidas, fungicidas y otros agroquímicos que son usados durante la actividad de producción de banano, extracción de aceite de palma africana y sus productos derivados (INVEMAR, 2018).

En lo referente al coeficiente de variación se aprecia que Cd presenta el valor más alto (58.0%), lo cual puede estar relacionado con que los aportes de este metal no son homogéneos en las diferentes estaciones, debido a que en cada una de ellas se presentan factores antropogénicos y naturales diferentes, comportamiento opuesto se observa para el Zn, que presenta el menor coeficiente de variación (8,64%).

En términos generales se puede afirmar que los metales pesados en los sedimentos superficiales estudiados de acuerdo al FE como al Igeo muestran valores coherentes con procesos dinámicos por sedimentación-erosión-sedimentación y de acuerdo a la concentración de los metales, el (Igeo) se encuentran distribuidos así: (Cd > As > Hg > Pb > Cu > Zn) y para el FE: (Cd > As > Pb > Hg > Zn > Cu) pudiéndose decir que ambos índices presentan valores relacionados con procesos dinámicos de sedimentación y erosión sedimentaria.

7.8 EVALUACIÓN DEL RIESGO EN LA SALUD HUMANA POR EL CONSUMO DE PESCADO

Los metales pesados son encontrados a bajas concentraciones de forma natural en suelos y aguas de diferentes ecosistemas tanto en la zona costera como en la continental; sin embargo, en los últimos años las actividades de tipo antropogénico, principalmente la industrialización ha hecho que sus niveles de contaminación en el medio natural vayan en aumento (Kargin *et al.*, 2001).

Lo anterior, ha despertado el interés por investigar y tratar de determinar las concentraciones de metales pesados y su contaminación en el ambiente, especialmente en el medio acuático y en las especies de mayor consumo como el pescado (Senior, *et al.*, 2016). Debido a las condiciones en que se desarrollan los peces, estos son susceptibles de acumular grandes cantidades de contaminantes tóxicos (Suhaimi, *et al.*, 2005), siendo el consumo de pescado contaminado la fuente principal de exposición humana a metales pesados (Rice, *et al.*, 2014; Kayhan, *et al.*, 2010) especialmente aquellas poblaciones con fácil acceso a su consumo como las de la CGSM donde la producción pesquera es alta.

7.8.1 Característica de la población en estudio

La evaluación del riesgo en la salud humana por el consumo de pescado fue realizada de acuerdo con la metodología descrita anteriormente. Algunos aspectos demográficos de la población, concernientes a los hábitos de consumo de pescado, se determinaron mediante trabajo de campo a 205 personas sanas relacionadas directamente con el consumo de pescado según el tamaño de la muestra determinada, la cual correspondió a cinco (5) corregimientos del municipio de Pueblo Viejo, cabecera municipal de Ciénaga según la división política y administrativa del área de estudio. En la Tabla 20, se pueden observar las características de la población en cuanto al grado de escolaridad, ocupación y el peso corporal promedio en cada grupo establecido.

7.8.2 Especies ícticas de mayor consumo en el área de estudio

De acuerdo a los resultados obtenidos, se pudo determinar que el consumo per cápita de pescado de los pobladores ribereños de la CGSM fue de (91.07 kg/año) mientras que para la población en general a nivel regional, incluyendo centros urbanos fue de (26.18 kg/año), comparada con la cifra dada por la (AUNAP, 2018) para el promedio nacional de (8.4 kg/año), son relativamente altas. Lo anterior obedece a la alta producción pesquera de la CGSM y el poco poder adquisitivo de sus pobladores en general. Según estas cifras se supone que el riesgo a la salud de los habitantes del área de estudio por consumo de pescado, puede ser relativamente alto comparado con el de otras regiones del país (Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural/FAO, 2015).

En esta investigación, la determinación de las especies que presentan un mayor consumo por parte de los grupos poblacionales del área de estudio, se realizó a través de la aplicación de una encuesta en la que las preguntas estuvieron relacionadas con los hábitos de consumo de pescado. Las preguntas estuvieron dirigidas hacia las especies de pescado seleccionadas para este trabajo y estuvieron encaminadas a determinar la frecuencia de su consumo en las comidas diarias y semanales, el tipo de especie consumida, los sitios de compra, las formas de preparación y el tamaño de las porciones, entre otras.

Tabla 20. Caracterización de la población encuestada por cada grupo poblacional establecido

Grupos Poblacionales		Niños (2-15 años)		MER* (15-48 años)	RP**	n (Número de encuestados)
Genero		Niños	Niñas	Mujeres	Hombres	
Escolaridad	Ninguno	5	1	7	10	
	Primaria	19	24	15	25	
	Secundaria	20	10	29	32	
	Técnico			1	5	
	Universitario				2	
Peso corporal (Kg)***		33.7±16.8		63.2±18.6	71.2±19.3	100%
Ocupación	Pescador	1			39	
	Obrero				21	
	Ama de casa			40		
	Comerciante			5	10	
	Otro	43	35	7	4	
	Total	44 (21.5%)	35 (17.1%)	52 (25.4%)	74 (36.1%)	205 (100%)

*. Mujeres en Edad Reproductiva.

** Resto de la población

*** Desviación Estándar del peso en los grupos poblacionales

Los resultados obtenidos muestran que los habitantes alrededor de la CGSM, consumen regularmente 24 especies ícticas, (Anexo 9). Dentro de estas, se encuentran las 5 especies seleccionadas para la realización del presente trabajo, como se puede apreciar en la Figura 24, donde se aprecian las 10 primeras especies más consumidas regularmente por la población estudiada, las cuales en su orden son: *E. plumieri*, n = 188/91.7%, seguida de *M. incilis*, n = 157/76.6%, *Sciades proop*, n = 144/70.2%, *E. smithi*, n = 131/63.9%, *Mugil liza*, n = 112/54.6%, *C. mapale*, n = 106/54.6%, *O. niloticus*, n = 93/45.4%, *C. undecimalis*, n = 72/35.1%, *Diapterus rhombeus*, n = 65/31.7% y *Ariopsis canteri*, n = 52/25.4%, respectivamente

7.8.3 Cálculo de indicadores: Estimación del Riesgo Potencial por la Ingesta Diaria Estimada (EDI) y el Coeficiente de Riesgo (HQ)

En la Tabla 21, se muestran los promedios de la ingesta diaria y semanal de pescado para los grupos poblacionales en el área de estudio. En ella se observa que al grupo de niños presenta una ingesta promedio de 227.5 g/día y 1050.0 g/semana, al grupo MER 337.5 g/día y 1190.0 g/semana y para el grupo RP 412.5 g/día y 1230.0 g/semana

respectivamente; esto muestra que estos valores son superiores a los establecidos por el Alimentarius, Codex, International Food Standards, (FAO/OMS, 2015) y por la Guidance for assessing chemical contaminant data for use in fish advisories, EPA 823-B-00-008, (USEPA, 2002).

Tabla 21. Caracterización de la población del área de estudio respecto promedio de consumo de pescado

Grupo Poblacional	Promedio Ingesta de Pescado (g)	
	Diaria	Semanal
Niños	227.5 ±55.0	1050 ±143.75
MER	337.5 ±45.0	1190 ±198.75
RP	412.5 ±40.0	1230 ±241.25

De acuerdo con lo anterior, es de suma importancia evaluar los riesgos potenciales a la salud humana debido a la ingesta de pescados contaminados con metales pesados en los habitantes de la CGSM, pues no se conoce de la existencia de trabajos realizados en este sentido para esta región; sin embargo, trabajos similares se han hecho a nivel nacional. A continuación, se describen los resultados de algunos de ellos, como los realizados por Vargas-Licona y Marrugo-Negrete, (2019), quienes encontraron en su investigación sobre la evaluación del riesgo de la salud asociado al consumo de pescado con Hg y metilmercurio en la región de la Mojána; que la ingesta diaria de pescado para (MER) es de 149.0 g/día y para RP de 189.0 g/día. Igualmente, en el trabajo de Fuentes-Gandara (2018), se determinaron para la comunidad alrededor de la Ciénaga de Mallonquín (Atlántico), un consumo de 283, 366 y 469 g/día de pescado para niños, MER y RP respectivamente.

Así mismo, López-Barrera y Barragán-González, (2016), determinaron el riesgo potencial para la salud humana en el consumo de ocho especies ícticas de mayor consumo en la ciudad de Bogotá (Cundinamarca), encontrando valores de ingesta diaria para (mojarra negra, *Oreochromis niloticus*, y bocachicos, *Prochilodus* sp) de 14.79 g/día y para bagres (*Pseudoplatistoma* sp y *Pimelodus* sp) de 7.39 g/día. De otro lado, Ruíz-Guzmán *et al.*, (2014) reportaron una tasa de ingesta diaria de pescado de 148.3 g/día para especies consideradas de mayor consumo, entre los habitantes de la represa de Urrá (Córdoba).

Igualmente, Zamora-Arellano *et al.*, (2017) en un trabajo sobre los patrones de consumo de pescado y la evaluación del riesgo para la salud de la exposición al Hg en la comunidad costera de Mazatlán al noroeste de México, reportan 140,9 g/día de ingesta diaria de pescado para la población en general y de 167,85 g/día para habitantes directamente relacionados con las actividades pesqueras de esa región.

En el presente trabajo, los resultados obtenidos en referencia al consumo de comidas con pescado, se reportan en la Tabla 22, en donde se pueden apreciar que solo el 2% de la población encuestada, no consumen pescado; el 7.3% lo hace una vez; el 14.6% lo

consume 2 veces; el 19.0% 3 veces; el 21.5% 4 veces; el 18% 5 veces y el 17.6% lo hace más de 6 veces semanalmente. Lo anterior indica que aproximadamente el 76.1% de los encuestados, consumen pescado con una frecuencia mayor a 3 veces por semana, resultado que indica que esta es una población con un alto consumo de este recurso en su dieta alimenticia.

Tabla 22. Número de comidas con pescado semanal para las diferentes comunidades muestreadas

Centro Poblacional de Muestreo	Encuestas aplicadas	Consumo de comidas con pescado/Semana							Total
		0	1	2	3	4	5	>6	
Tasajera	50	1	3	4	8	13	9	12	50
Pueblo Viejo	50	0	3	6	7	10	10	4	40
Trojas de Aracataca	9	0	0	0	1	0	3	5	9
Buena Vista	18	0	0	0	1	3	6	8	18
Ciénaga	40	2	5	12	13	6	1	1	40
Palmira	21	1	1	3	2	5	4	5	21
Isla del Rosario	27	0	3	5	7	7	4	1	27
TOTAL	205	4	15	30	39	44	37	36	205
Porcentaje (%)	100%	2.0	7.3	14.6	19.0	21.5	18.0	17.6	100 %

En la Tabla 23 se observa el promedio de la ingesta diaria Estimada (EDI) en (g/día), para cada especie y para cada grupo poblacional; en ella se puede apreciar que las especies *E. plumieri* y *C. mapale* son las que presentan la más alta y más baja ingesta individual, respectivamente, para los diferentes grupos poblacionales en estudio.

Tabla 23. Ingesta diaria promedio estimada de pescado por grupo cada uno de los grupos poblacionales

ESPECIES	Ingesta Diaria Estimada (EDI) (g/día)		
	Niños	MER	RP
<i>E. plumieri</i>	153	192	233
<i>E. smithi</i>	142	156	188
<i>C. undecimales</i>	125	137	175
<i>C. mapale</i>	75	89	128
<i>M. incilis</i>	133	162	214

Vale la pena anotar que, el consumo de algunas especies para el área de estudio se encuentra condicionado a diversos factores, tales como: grado de escolaridad, presentación del producto al momento de la comercialización, ubicación geográfica, aunque este dentro la misma zona o región, situación económica de los consumidores, género, época del año, connotaciones culturales y creencias religiosas; factores que no fueron tenidos en cuenta al diseñar y aplicar la encuesta. Por lo tanto, los resultados concernientes a estos aspectos, no se reflejan en la evaluación realizada en el presente trabajo, pero pueden ser asumidos como herramientas para cuantificar o diagnosticar los diversos factores que determinan los hábitos de consumo, de estas especies en las diferentes comunidades de la región.

También fue determinado de acuerdo a las encuestas realizadas entre los habitantes del área de estudio, que son unas 23 especies que comúnmente son consumidas en diferentes épocas del año de acuerdo a la dinámica de su ciclo biológico, entre tales especies se encuentran las estudiadas en el presente trabajo y que son altamente comercializadas. Los resultados de las diferentes especies consumidas regularmente entre los habitantes y su respectiva equivalencia en porcentaje de acuerdo al número de individuos (n = 205) de los encuestados que confirman consumirlas, se puede apreciar en la Figura, 28.

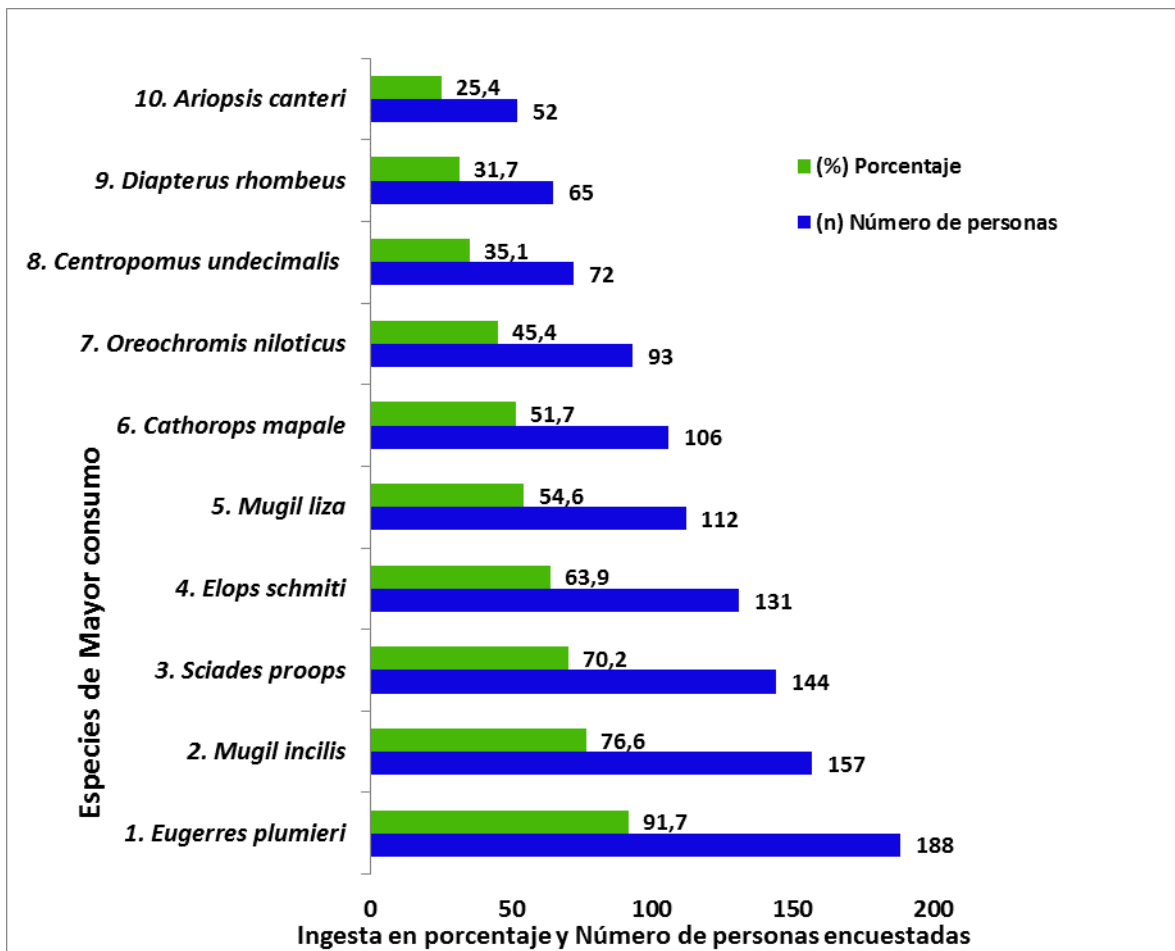


Figura 26. Especies con mayor índice de consumo, número de personas que reportan consumir alguna de las especies (n) con sus porcentajes respecto al total de personas encuestadas

Una vez obtenidos los valores individuales correspondientes a la EDI, para la concentración de cada uno de los metales en estudio, de acuerdo a los resultados presentados en la Tabla 23, estos , muestran concentraciones inferiores al límite establecido por las normas internacionales, lo cual es similar a lo que presentan Mansilla-Rivera & Rodríguez-Sierra, (2011) en Puerto Rico; Keshavarzi, *et al.*, (2018), al noroeste del

Golfo Pérsico; Gu, *et al.*, (2017), en la plataforma continental occidental del Mar de China Meridional, Rajeshkumar, *et al.*, (2018), en la Bahía de Meiliang, en el Lago Taihu, China; Arulkumar, *et al.* (2017), en el Puerto de Thondi en Palk Bay, India; Korkmaz, *et al.*, (2019); Łuczyńska, *et al.*, (2018), en el lago Pluszne al noreste y Saha, *et al.*, (2016), en la Bahía de Bengala, Polonia; Ullah, *et al.*, (2017); en Dhaka, Bangladesh; Fuentes-Gandara, (2018) en la Ciénaga de Mallorquín en el departamento del Atlántico, Colombia y Zamora-Arellano *et al.*, (2017) en la zona costera del estado de Mazatlán al noroeste de México, Mansilla-Rivera & Rodríguez-Sierra (2011) en Puerto Rico.

De la misma forma, en referencia al HQT, se presentan valores mayores que uno (1) en todos los grupos, siendo estos valores de (3,656) para los Niños; (1.317) para las Mujeres en Edad Reproductiva y de (1.16) para el Resto de la Población respectivamente, indicando que es evidente un riesgo a la salud por consumo de estas especies en las cantidades que lo están haciendo actualmente.

Tabla 24. Estimación del riesgo potencial por la ingesta de pescado para cada grupo poblacional. Dosis de Ingesta Diaria Estimada (EDI) ($\mu\text{g}/\text{Kg}/\text{día}$), Coeficiente de Riesgo (HQ) y Tasa Máxima de Consumo de Pescado Permisible (CRLim) ($\mu\text{g}/\text{Kg}/\text{día}$).

METAL	Niños			Mujeres en Edad Reproductiva (MER)			Resto de la Población (RP)		
	EDI	HQ	C _{lim}	EDI	HQ	C _{lim}	EDI	HQ	C _{lim}
As	0,83	0,281	0,311	0,39	0,132	0,207	0,48	0,16	0,233
Cd	0,33	0,531	0,361	0,21	0,321	0,359	0,22	0,37	0,57
Cu	0,02	0,001	0,531	0,01	0,002	9,96	0,01	0,01	1,115,9
Hg	0,17	2,151	2,188	0,08	0,611	2,065	0,10	0,20	0,286
Pb	0,21	0,691	0,351	0,10	0,239	0,341	0,12	0,41	0,94
Zn	0,04	0,001	2082,8	0,020	0,012	290,61	0,03	0,01	4,400,5
(HQT)	1,60	3,656		0,81	1,317		0,96	1,16	

. Valores resaltados en negrita que indican riesgo a la salud por ser superiores a los límites establecidos por la Norma

En ese mismo sentido, para el (HQ) los valores de la concentración de (Cd, 0.531, Hg, 2.151 y Pb, 0.691) para el grupo de los Niños y de (Cd, 0.37 y Pb, 0.41) para el grupo del Resto de la Población, sobrepasaron el Índice de Referencia (RfD) establecido por las normas internacionales tales como el Alimentarius, Codex, International Food Standards, (FAO/OMS, 2015), la Guidance for assessing chemical contaminant data for use in fish advisories, EPA 823-B-00-008, (USEPA, 2002), el Reglamento (CE) No 1881/2006 de la Comisión de la Unión Europea que fija el contenido máximo de determinados contaminantes en los productos alimenticios, la Norma GB 2762-2017 para la República Popular China y el Ministerio de Salud y Protección Social de Colombia (2012), los cuales indican que estos valores son un riesgo potencial para la salud, por el consumo individual de estos peces con estas concentraciones de metales en estos grupos poblacionales.

8 CONCLUSIONES

Los resultados muestran que el deterioro ambiental en la el área de estudio en cuanto a la contaminación por la concentración de los metales pesados As, Cd, Cu, Hg, Pb y Zn en las cinco especies ícticas estudiadas lisa rayada (*Mugil incilis*), robalo blanco (*Centropomus undecimalis*), chivo mapalé (*Cathorops mapale*), mojarra blanca (*Eugerres plumieri*) y macabí (*Elops smithi*) es leve o poco evidente individualmente en cada una de éstas.

Todos los metales estudiados se encuentran presentes en el tejido muscular de las especies ícticas estudiadas y los valores de sus concentraciones individualmente, no representan ningún riesgo a la salud con relación al consumo de pescado, de acuerdo a la legislación nacional e internacional, a excepción de *M. incilis*, que presentó una concentración de 102.88 µg/kg, superando los límites establecidos para arsénico (As).

Los resultados muestran que existen diferencias en la concentración promedio de cada metal presente en el tejido muscular y hepático para cada una de las especies estudiadas, siendo el músculo el que presenta menor concentración. De la misma manera se encontró que las especies iliófagas (*Mugil incilis*) y eurífaga (*Eugerres plumieri*) muestran una mayor concentración de metales en el tejido hepático, por la capacidad de absorción de estos en este tipo de tejido, lo cual puede llevar a una biacumulación progresiva del mismo, mientras que para las demás especies no se evidencia este proceso.

De acuerdo con la frecuencia de consumo de las especies estudiadas, se evidencia en la población objeto de estudio por medio de la encuesta realizada, que existe una ingesta de pescado alta en todos los grupos poblacionales, existiendo un riesgo potencial a la salud por excederla, como lo indica el Coeficiente de Riesgo Total (HQT) cuyo valor es mayor que 1.

Las concentraciones de Cd, Pb y Hg, no fueron particularmente altos en las especies ícticas estudiadas, su riesgo a la salud humana es de gran preocupación debido a la ingesta extremadamente alta por parte de todos los grupos estudiados, debido a que éstos exceden la Tasa Máxima de Consumo Permisible.

Se evidencia un riesgo a la salud para el grupo de los niños en lo referente a la Ingesta Diaria Estimada (EDI), que de no tomarse correctivos en el sentido de disminuir el consumo de pescado con la frecuencia con que lo están haciendo actualmente, el riesgo a la salud para este grupo poblacional tendría implicaciones serias a futuro.

Los metales pesados en los sedimentos superficiales estudiados, de acuerdo al Índice de Geoacumulación están distribuidos así: Cd > As > Hg > Pb > Cu > Zn y para el Factor de Enriquecimiento: Cd > As > Pb > Hg > Zn > Cu, lo cual indica que ambos índices presentan

valores relacionados directamente con procesos dinámicos de sedimentación y erosión sedimentaria.

Los Índices de Geoacumulación para Cd, Hg, As y Zn indican valores de no contaminado a contaminado moderadamente en ambas épocas para la Estación Frente a Palenque, por tanto, de acuerdo con su ubicación no existe contaminación antropogénica; mientras que para Cu este índice muestra una contaminación moderada para todas las estaciones y las dos épocas climáticas, indicando contaminación antrópica proveniente del río Magdalena y los afluentes de los ríos de la Sierra Nevada de Santa Marta.

El Factor de Enriquecimiento indica que los sedimentos se encuentran débilmente enriquecidos en época seca, para As, Cu, Pb y Zn, lo cual puede atribuirse a una contaminación antropogénica o de tipo natural externa; mientras que Hg y Cd se encuentran empobrecidos, destacándose el Pb como enriquecido en todas las estaciones menos en la estación Trojas de Aracataca en temporada lluviosa y como muy enriquecido en la estación frente a Caño Grande en época seca.

En los sedimentos de las estaciones de muestreo las concentraciones de metales pesados no son altas, los que en ninguno de los casos sobrepasan la normatividad internacional, lo cual indica que no representan un riesgo para los organismos presentes en el ecosistema de la Ciénaga Grande de Santa Marta, sin encontrarse biodisponibles por efectos del pH el cual no estuvo por encima de 7.18.

Se trató de analizar si existían procesos de bioacumulación en las especies ícticas estudiadas, sin embargo, se sugiere corroborar los resultados obtenidos hacia otras especies comerciales que también son de alto consumo en el área de estudio, dado el impacto que este proceso tiene sobre los riesgos a la salud para los consumidores potenciales.

Los valores de concentración de los metales estudiados no son concluyentes para evidenciar la ocurrencia de procesos de la biomagnificación y bioacumulación, puesto que en la cadena trófica las especie en estudio, siendo de tallas pequeñas, son igualmente presas de aquellas que presentan hábitos carnívoros diurnos y nocturnos como *Centropomus undecimalis* y *Elops smithi*.

9 RECOMENDACIONES

Los resultados obtenidos muestran un punto de partida para establecer trabajos de investigación complementarios que ratifiquen y amplíen los conocimientos obtenidos a fin de establecer estrategias de conservación del sistema de humedales de la Ciénaga Grande de Santa Marta, en cuanto a la contaminación por metales pesados en especies ícticas de alto consumo en esta región.

Para trabajos futuros dirigidos a determinar los hábitos de consumo de especies ícticas en la región, con el propósito de ampliar los resultados obtenidos en lo referente a riesgos a la salud, se sugiere tener en cuenta aspectos como grado de escolaridad, presentación del producto al momento de la comercialización, ubicación geográfica a pesar de estar en la misma zona, situación económica de los consumidores, género, época del año, connotaciones culturales y creencias religiosas entre otros; para complementar factores que determinan hábitos de consumo de pescado en las comunidades de la región.

Se determinó que la ingesta diaria de pescado es muy alta en los grupos poblacionales estudiados, lo cual implica, un alto riesgo para la salud por las concentraciones de Cd, Hg y Pb, por lo tanto, se requieren tomar medidas en el corto plazo que impliquen la disminución del consumo de grandes cantidades de pescado.

Tanto las instituciones públicas como privadas y organizaciones no gubernamentales, del sector educativo, ambiental y de la salud, deben vincularse al desarrollo de este tipo de investigaciones para tener información primaria que permita establecer derroteros hacia un mejor conocimiento del riesgo que implica el consumo de pescado por la concentraciones de metales pesados, en aras de aportar resultados significativos hacia el establecimiento de una normatividad de índole nacional y/o regional, la calidad y el equilibrio entre beneficiarios, consumidores y entidades reguladoras, en lo referente al riesgo a la salud humana por el consumo de pescado y sus productos derivados.

Se recomienda realizar un diagnóstico participativo técnico-social con las comunidades asentadas en la carretera Trocal del Caribe, sobre la Ciénaga Grande de Santa Marta en lo referente a la manipulación artesanal del plomo (Pb) manipulado para la fabricación de insumos, especialmente láminas que se utilizan en los diferentes aparejos de pesca, debido a que los resultados obtenidos muestran una fuerte intervención antrópica de este metal en la estación Frente a Tasajera, lo cual puede estar incidiendo significativamente en el contenido de este metal en las especies ícticas de la región.

Realizar estudios de especiación de los metales y programas de vigilancia frecuentes que sirvan de indicadores del estado de contaminación y salud de la ictiofauna, como de su consumo y sus consecuencias en la población para determinar el grado de riesgo a la salud humana.

10 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Achary, M. S., Satpathy, K. K., Panigrahi, S., Mohanty, A. K., Padhi, R. K., Biswas, S., & Panigrahy, R. C. (2017). Concentration of heavy metals in the food chain components of the nearshore coastal waters of Kalpakkam, southeast coast of India. *Food control*, 72, 232-243.
- Acero, A. (2002). Order Siluriformes. Famy Ariidae. En: Carpenter, K.E. (ed.) The living marine resources of the Western Central Atlantic. Volume 2: Bony fishes part 1 (Acipenseridae to Grammatidae). Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication No. 5. Rome, FAO. 2002. pp. 1286-1296
- Acero, A., L. S. Mejía y M. Santos-Acevedo. (2002). *Eugerres plumieri*. 103-105. En: Mejía L.S. y A. Acero. (Eds.). Libro rojo de peces marinos de Colombia. INVEMAR. Instituto de Ciencias Naturales – Universidad Nacional de Colombia. Ministerio de Medio Ambiente. La Serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia. 174 p.
- Ackermann, F. (1980). A procedure for correcting the grain size effect in heavy metal analyses of estuarine and coastal sediments". *Environmental Technology Letters*. Vol 1, 518-527.
- Acosta, V., Lodeiros, C., Senior, W., & Martínez, G. (2002). Niveles de metales pesados en sedimentos superficiales en tres zonas litorales de Venezuela. *Interciencia*, 27(12), 686-690.
- AEFI, (Asociación Española de Farmacéuticos de la Industria). (2001). Validación de métodos analíticos. Monografía. Comisión de normas de buena fabricación y control de calidad
- Aguirre-León, A., & Díaz-Ruiz, S. (2000). Estructura poblacional, madurez gonádica y alimentación de *Eugerres plumieri* (Gerreidae) en el sistema fluvio-deltaico Pom-Atasta, México. *Ciencias Marinas*, 26(2) 253-273.
- Aguilera-Díaz, M. (2011). La economía de las ciénagas del Caribe colombiano. Banco de la República. Bogotá, Colombia. 206p.
- Agusa, T., Kunito, T., Iwata, H., Monirith, I., Tana, T. S., Subramanian, A., & Tanabe, S. (2005). Mercury contamination in human hair and fish from Cambodia: levels, specific accumulation and risk assessment. *Environmental Pollution*, 134(1), 79-86.

Ahmad, A., & Shuhaimi-Othman, M. (2010). Heavy Metal Concentrations in Sediments and Fishes from Lake Chini, Palian g, Malaysia. *Journal of Biological Sciences*, 10(2), 93-100.

Ahmed, M. K., Baki, M. A., Islam, M. S., Kundu, G. K., Habibullah-Al-Mamun, M., Sarkar, S. K., & Hossain, M. M. (2015). Human health risk assessment of heavy metals in tropical fish and shellfish collected from the river Buriganga, Bangladesh. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(20), 15880-15890.

Aitio, A., & Tritscher, A. (2004). Effects on health of cadmium-WHO approaches and conclusions. *Biometals*, 17(5), 491-491.

Al-Busaidi, M., Yesudhasan, P., Al-Mughairi, S., Al-Rahbi, W. A. K., Al-Harthy, K. S., Al-Mazrooei, N. A., & Al-Habsi, S. H. (2011). Toxic metals in commercial marine fish in Oman with reference to national and international standards. *Chemosphere*, 85(1), 67-73

Alexandre, A. P., & Menezes, N. A. (2007). Systematics of the family Ariidae (Ostariophysi, Siluriformes), with a redefinition of the genera. *Zootaxa*, 1416(1), 1-126.

Alí, M. M., Ali, M. L., Islam, M. S., & Rahman, M. Z. (2016). Preliminary assessment of heavy metals in water and sediment of Karnaphuli River, Bangladesh. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 5, 27-35.

Alibabić, V., Vahčić, N., & Bajramović, M. (2007). Bioaccumulation of metals in fish of Salmonidae family and the impact on fish meat quality. *Environmental monitoring and assessment*, 131(1-3), 349-364.

Alonso, D., Pineda, P., Olivero, J., González, H., & Campos, N. (2000). Mercury levels in muscle of two fish species and sediments from the Cartagena Bay and the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Environmental Pollution*, 109(1), 157-163.

Álvarez-León, R. (2003). Los manglares de Colombia y la recuperación de sus áreas degradadas: revisión bibliográfica y nuevas experiencias. *Madera y Bosques*, 9(1), 3-25.

Amiard, J. C., Geffard, A., Amiard-Triquet, C., & Crouzet, C. (2007). Relationship between the lability of sediment-bound metals (Cd, Cu, Zn) and their bioaccumulation in benthic invertebrates. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 72(3), 511-521.

Anadon A; Muñoz, M. J; Ortiz, J. A. (1984). Acumulación tisular de Zinc, Plomo, Cobre, Hierro y Cromo en Truchas de Río, *Salmo trutta fario*. Acción ecotoxicológica". An. INIA/Ser. Ganadera N°19.

Araúz, D., García, A. L., Rodríguez, F., & Zárate, M. F. (2013). Nivel de contaminación y distribución espacial de metales pesados en sedimentos superficiales de Bahía Damas, Isla Coiba. *RIDTEC*. Vol. 9, N° 2, julio-diciembre 2013. 15-23

Arenas-Granados, P., & Acero, A. (1992). Organización trófica de las mojarra (Pisces: Gerreidae) de la Ciénaga Grande de Santa Marta (Caribe colombiano). *Revista de Biología Tropical*, 287-302.

Argumedo, M. P., Vergara, C., Vidal, J. V., & Marrugo, J. L. (2015). Evaluación de la concentración de mercurio en arroz (*Oryza sativa*) crudo y cocido procedente del municipio de San Marcos–Sucre y zona aurífera del municipio de Ayapel–Córdoba. *Revista de la Universidad Industrial de Santander. Salud*, 47(2).

Arnot, J., & Gobas, F. (2006). A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. *Environ. Rev.* 14 (4), 257-297.

Arrieta, L., De La Rosa, J. (2003). Estructura de la comunidad íctica de la ciénaga de Mallorquín, Caribe Colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*. 32: 231-242.

Arteaga-Palomo, G de J., Marrugo-Negrete J. L. y Sánchez-Castellón J. G. (2018). Plaguicidas en canales de riego del distrito de La Doctrina (Córdoba-Colombia). *Temas agrarios*, 23(1), 29-36.

Arulkumar, A., Paramasivam, S., & Rajaram, R. (2017). Toxic heavy metals in commercially important food fishes collected from Palk Bay, Southeastern India. *Marine pollution bulletin*, 119(1), 454-459.

Atencio-García, V. J., T. Mercado, E. Kerguelén & V. Pertúz. (2010). Programa evaluación de la reproducción de peces reofílicos aguas arriba y abajo del embalse de la hidroeléctrica Urrá y acciones de apoyo al repoblamiento de peces reofílicos en la cuenca del río Sinú. Informe Técnico. Universidad de Córdoba - Urrá SA-ESP, Montería, Córdoba, Colombia

AUNAP. (Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca). (2018). Boletín de prensa. “Se acerca la Semana Mayor en el país, consumo de pescado por persona supera los ocho kilos al año”. Rescatado de:
<https://aunap.gov.co/attachments/article/140/401.%20Se%20acerca%20la%20Semana%20Mayor.pdf>

AUNAP-UNIMAGDALENA. (2014). Caracterización de los principales artes de pesca de Colombia y reporte del consolidado del tipo y número de artes, embarcaciones y UEP's empleadas por los pescadores vinculados a la actividad pesquera. Contrato de Prestación de Servicios No. 190, suscrito entre la Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca y la Universidad del Magdalena. Santa Marta y Bogotá. 72 p.

Ávila, P. F., Da Silva, E. F., Salgueiro, A. R., & Farinha, J. A. (2008). Geochemistry and mineralogy of mill tailings impoundments from the Panasqueira mine (Portugal): implications for the surrounding environment. *Mine Water and the Environment*, 27(4), 210.

Baharom, Z. S., & Ishak, M. Y. (2015). Determination of heavy metal accumulation in fish species in Galas River, Kelantan and Beranang mining pool, Selangor. *Procedia Environmental Sciences*, 30, 320-325.

Bahnasawy, M., Khidr, A. A., & Dheina, N. (2009). Seasonal variations of heavy metals concentrations in mullet, *Mugil cephalus* and *Liza ramada* (Mugilidae) from Lake Manzala, Egypt. *Journal of Applied Sciences Research*, 5(7), 845-852.

Bargiela-Loza, M. F. (2016). Caracterización de la materia orgánica y su relación con los metales pesados en sedimentos del cauce del Río Matanza (Provincia de Buenos Aires, República Argentina). Doctoral dissertation, tesis cotutelada. Universidad de Vigo. Área de Edafología y Química Agrícola. Departamento de Biología Vegetal y Ciencia del Suelo. 250 p.

Baritto, I., Camposano L & Urbani. (2005). Caracterización química de muestras de sedimentos superficiales y núcleos del frente Atlántico de Venezuela. P 68-80. En: Gómez M. G., Capaldo M., Yanez C y Martin A (Eds.) 2005. Frente Atlántico venezolano. Investigaciones Geoambientales. Ciencias de la Tierra Tomo II. Petróleos de Venezuela S.A. (PDVSA). Fondo Ambiental, Fundambiente. Caracazas, Venezuela, 159 p.

Bautista, P. A., Betancourt, J. M., Espinosa, L. F., Malagón, A. M., Mármol, D., Orjuela, A. M., & Villamil, C. A. (2010). Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. *Informe Técnico Final*.

Barrera, D. G., Granados, E. M., & Reines, J. F. (2014). Descripción del hábito alimentario de doce especies de peces asociados a la Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 43, 1.

Barrios, A. J. F., & Luna, I. M. L. (2012). Bioacumulación de Metales traza en *Mugil incilis* (Hancock, 1830); una Herramienta útil para el biomonitoreo de la contaminación metálica

en el litoral costero del departamento del Atlántico-Colombia. *Costas*, 98. Vol. 1 - Nº.1 - Julio 2012. 98-106 p

Batvari, B., Prabhu, D., Kamalakannan, S., & Krishnamurthy, R. R. (2015). Heavy metals accumulation in two fish species (*Labeo rohita* and *Cirrhina mrigala*) from Pulicat Lake, North of Chennai, Southeast Coast of India. *J Chem Pharm Res*, 7(3), 951-956.

Bernal, G., & Betancur, J. (1996). Sedimentology of coastal lagoons: Ciénaga Grande de Santa Marta and Ciénaga de Pajarales. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR*, 25(1), 49-76.

Bernal, G., & Betancur, J. (1994). El sistema lagunar de la Ciénaga Grande de Santa Marta en el contexto deltaico del río Magdalena, Colombia. In *Memorias IX Congreso Nacional de Ciencias Tecnologías del Mar, CCO Bogotá*.

Berné-Peña, Y., Papale, Jham F., Torres, M., Mendoza, N., Dellan-Rodríguez, G., Rodríguez, D., Briceño, Z., y Moreno, J. (2008). Serum Zinc levels in subjects under 15 years old from a rural community sample in Lara State. *Anales Venezolanos de Nutrición*, 21(2), 77-84.

Betancur R. (2017). *Mugil incilis* (Hancock, 1830). 174-177. En: Chasqui V., L., A. Polanco F., A. Acero P., P.A. Mejía-Falla, A. Navia, L.A. Zapata y J.P. Caldas. (Eds.). 2017. Libro rojo de peces marinos de Colombia. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras Invemar, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Serie de Publicaciones Generales de INVEMAR Nº 93. Santa Marta, Colombia. 552 p.

Betancur, R., & Acero, A. P. (2005). Description of *Cathorops mapale*, a new species of sea catfish (Siluriformes: Ariidae) from the Colombian Caribbean, based on morphological and mitochondrial evidence. *Zootaxa*, 1045(1), 45-60.

Bilotta, M. C., Merodo, P., & Godoy Ortiz, A. (2013). Exposición a la Contaminación con Plomo en Taller de Ensamble de Baterías. *Ciencia & trabajo*, 15(48), 158-164.

Blanco, J. A., & Vilorio, E. A. (2006). ENSO and salinity changes in the Ciénaga Grande de Santa Marta coastal lagoon system, Colombian Caribbean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 66(1-2), 157-167.

Blair, T. C., & McPherson, J. G. (1999). Grain-size and textural classification of coarse sedimentary particles. *Journal of Sedimentary Research*, 69(1), 6-19.

Blanco, J. (1980). Algunos aspectos ecológicos y biológico-pesqueros de la lisa, *Mugil incilis* Hancock 1830, en la Ciénaga Grande de Santa Marta (Colombia) (Pisces: Mugilidae). Tesis de Maestría de Biología. Univ. Nacional de Colombia, (Bogotá). 69p.

Bocanegra, O. C., Bocanegra, E. M., & Álvarez, A. A. (2002). Arsénico en las aguas subterráneas: su impacto en la salud. In *Proceedings of the Congreso Internacional XXXII IAH y VI ALHSUD, Aguas Subterráneas y Desarrollo Humano* (Vol. 21, pp. 21-27).

Bode, P., Aro, A., Gómez-Aracena, J. O. R. G. E., Kark, J. D., Riemersma, R. A., Martín-Moreno, J. M., & Kok, F. J. (2002). Mercury, fish oils, and the risk of myocardial infarction. *N Engl J Med*, 347(22).

Bonilla, S. P., & De la Pava, M. L. (2013). Desarrollo de estrategias para el incremento del consumo de pescados y mariscos provenientes de la acuicultura de Colombia, como alternativa viable de comercialización en el mercado doméstico. Colombia: Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca; AUNAP, 2013. 129 p.

Buchman, M.F. (2008). Screening Quick Reference Tables (SQuiRTs). NOAA OR&R report 08-1 Seattle WA, office of response and restoration division, national oceanic and atmospheric administration, 34p.

Bussing-Burhaus, W. A. (1998). Peces de las aguas continentales de Costa Rica. Freshwater fishes of Costa Rica. *Revista de Biología Tropical.*, 46(supl 2), 1-468.

Bustos Montes, D. M., & Pérez Ferro, D. G. (2017). Ecología trófica y algunos aspectos biológicos de las especies pertenecientes a las familias *Mugilidae* y *Centropomidae* en la laguna de Navío Quebrado, Guajira, Caribe Colombiano (Bachelor's thesis, Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano). 136 p.

Calao, C. R., & Marrugo, J. L. (2015). Efectos genotóxicos asociados a metales pesados en una población humana de la región de La Mojana, Colombia, 2013. *Biomédica*, 35(2).

Campos C, N. H. (1992). Concentraciones de metales traza en *Ariopsis bonillai* (Pisces: Siluriformes) de Santa Marta, Caribe colombiano. *Revista de biología tropical*, 40, 179-179.

Campos C, N. H. (1990). La contaminación por metales pesados en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. *Caldasia*, 231-243.

Campos C., N.H. (1988). Selected bivalves for monitoring of heavy metals in the Colombian Caribbean. In: U. Seeliger, I. d. De Lacerda & S.R. Patchineelam. R.S. (Eds) (2012). *Metals in coastal environments of Latin America*. Springer Science & Business Media Verlag, Berlin: 270 – 275.

Cancon, J. M. (2009) Heavy metals in food. In: Food Toxicology, Part B: Contaminants and Additives. New York, Dekker, 3(4), 2009, p.1043-1045.

Canterla M., (1989). Actividades pesqueras en los puertos del suroeste andaluz en la segunda mitad del siglo XV, *Actas: IX Jornadas de Andalucía y América, España*

Cantoni-Rabolini, N. M. (2009). Técnicas de muestreo y determinación del tamaño de la muestra en investigación cuantitativa. *Revista argentina de humanidades y ciencias sociales*, 2. ISSN 1669-1555

Capó-Martí M.A. (2007). Principios de ecotoxicología: diagnóstico, tratamiento y gestión del medio ambiente. Editorial Tebar, 2007

Casanova, F. E. C. (2014). Efecto de la contaminación por metales pesados en los ecosistemas costeros del Sureste de México. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. *Revista Kuxulkab*, 19 (37). ISSN 1665-0514

Castro-González, M. I., & Méndez-Armenta, M. (2008). Heavy metals: Implications associated to fish consumption. *Environmental toxicology and pharmacology*, 26(3), 263-271.

Caussey, D., Gochfeld, M., Gurzau., E., Neagu, C., Ruedel, H., (2003). Lessons from case Studies of metals: investigating exposure, bioavailability, and risk. *Ecotox. Environ. Safe*, 56, 45-51

Cervigón, F., R. Cipriani, W. Fischer, I. Garibaldi, M. Hendrickx, a.j. Lemus, R. Márquez, J.M. Poutiers, G. Robaina & B. Rodríguez. (1992). Fichas FAO de identificación de especies para los fines de la pesca. Guía de campo de las especies comerciales marinas y de aguas salobres de la costa septentrional de Sur América. FAO, Rome. 513 p. *Preparado con el financiamiento de la Comisión de Comunidades Europeas y de NORAD.*

Chanpiwat, P., Sthiannopkao, S., Widmer, K., Himeno, S., Miyataka, H., Vu, N. U., & Tran, V. V. (2016). Assessment of metal and bacterial contamination in cultivated fish and impact on human health for residents living in the Mekong Delta. *Chemosphere*, 163, 342-350.

Chapman, P.M. (1992). Pollution status of North Sea sediments: An international integrative study. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 91: 13–322.

Cheung, K. C., Leung, H. M., & Wong, M. H. (2008). Metal concentrations of common freshwater and marine fish from the Pearl River Delta, South China. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 54(4), 705-715.

Christensen, K.Y., Thompson, B. A., Werner, M., Malecki, K., Imm, P., & Anderson, H. A. (2015). Levels of nutrients in relation to fish consumption among older male anglers in Wisconsin. *Environmental Research*, 142, 542–548.

Clever, J., & Jie, M. (2017). China's maximum levels for contaminants in foods. *USDA Foreign Agricultural Service GAIN Report CH14058, USDA Foreign Agricultural Service, Global Agricultural Information Network*.

Cobo, R. (2008). Los sedimentos de los embalses españoles. *Ingeniería del agua*, 15(4), 231-241.

Cogua, P., M. F. Jiménez-Reyes y G. Duque. 2013. Relaciones tróficas de cinco especies de peces de interés comercial en la bahía de Cartagena, Caribe colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 42 (1): 185-192.

Comisión de la Unión Europea. (2006). Reglamento (CE) No 1881/2006, de 19 de diciembre de 2006 por el que se fija el contenido máximo de determinados contaminantes en los productos alimenticios. *Diario Oficial de la Unión Europea*. L 364/5 – L/364/24

Conde-Puertas, E & Carreras-Blesa, C. (2015). Evaluación de la ingesta de pescado en población gestante en relación a la exposición al metilmercurio. *Nutr. clín. diet. hosp*, 35(3), 66-73.

Coquery, M., & Welbourn, P. M. (1995). The relationship between metal concentration and organic matter in sediments and metal concentration in the aquatic macrophyte *Eriocaulon septangulare*. *Water research*, 29(9), 2094-2102.

Corral, Y., Corral, I., & Franco, A. (2015). Procedimientos de muestreo. *Revista ciencias de la educación*, 26(46), 151-167.

Corrales, D. (2013). Estudio del contenido de metales pesados en dos especies de peces de la zona costera de Montevideo, Uruguay. Tesina para optar por el grado de Licenciado en Ciencias biológicas. *Universidad de la república de Uruguay*. 84 p.

Dantas, J. (2014). ¿Por qué estudiar especies migratorias de peces? Desde el río Juruena, Amazonia brasileña. <http://www.wwf.org.co/?222012%2FPor-que-estudiar-especies-migratorias-de-peces>. Consultada 22 de junio de 2019.

David, I. G., Matache, M. L., Tudorache, A., Chisamera, G., Rozyłowicz, L., & Radu, G. L. (2012). Food chain biomagnification of heavy metals in samples from the Lower Prut Floodplain Natural Park. *Environ Eng Manag J*, 11(1), 69-73.

Deaton, A. S., & Grosh, M. E. (1999). Diseño de cuestionarios de encuestas del hogar para los países en vías de desarrollo: lecciones de diez años de experiencia con las EMNV: capítulo 17: Consumo. *En: Tercer Taller Regional sobre Medición del Gasto en las Encuestas de Hogares-LC/R. 1914-1999-p. 397-465.*

De Brouwere, K., Smolders, E., Merckx, R. (2004). Soil properties affecting solid-liquid distribution of As(V) in soils. *European Journal of Soil Science* 55: 165-173.

Definición y etimología, (2019). <https://definiciona.com/ictico/>. Consultado 21 de junio de 2019

De la Hoz, M.V. (2002). Estructura de la comunidad fitoplanctónica de la Ciénaga Grande de Santa Marta para el año 1996-1997. Informe final, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras. Santa Marta. 86 p.

De Miguel, E., Clavijo, D., Ortega, M. F., & Gómez, A. (2014). Probabilistic meta-analysis of risk from the exposure to Hg in artisanal gold mining communities in Colombia. *Chemosphere*, 108, 183-189.

Delgado, J., Nieto Liñán, J. M., & MEGASIG, E. (2007). Caracterización geoquímica de los sedimentos superficiales del Estuario del río Guadiana (SW de la Península Ibérica). *GEDGACETA* 42 (2007), 51-54 ISSN: 0213683X.

Delgado, M. N. G., Barrenetxea, C. O., Serrano, A. P., Blanco, J. M. A., & Vidal, F. J. R. (2004). Contaminación ambiental: una visión desde la química. *Editorial Paraninfo*. Capítulo 4. 547-687 P.

Delshab, H., Farshchi, P., & Keshavarzi, B. (2017). Geochemical distribution, fractionation and contamination assessment of heavy metals in marine sediments of the Asaluyeh port, Persian Gulf. *Marine pollution bulletin*, 115(1-2), 401-411.

Diaz-Yubero I. (2014). Pescados y mariscos. Alimentos con historia. *Revista Distribución y Consumo*. Vol., 3. 68-80 p.

Dietary Guidelines, 2015-2020. (2015). Departamento de Salud y Servicios Humanos de los Estados Unidos. Pautas Alimentarias para estadounidenses de 2015-2020, disponibles en inglés en <https://health.gov/dietaryguidelines/2015/guidelines/>

Domingo A., Forselledo R., Miller P., Jiménez S., Mas F. y Pons M. (2014). Palangre. Última actualización Capítulo 3. Manual de la Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico (ICCAT). 48 p.

Dualiby, D. O. (1988). Ecología trófica de *Mugil curema*, *M. incilis* y *M. liza* (Pisces: Mugilidae) en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. I. Análisis cualitativo y cuantitativo.

Ekeanyanwu, C. R., Ogbuinyi, C. A., & Etienajirhevwe, O. F. (2010). Trace metals distribution in fish tissues, bottom sediments and water from Okumeshi River in Delta State, Nigeria. *Ethiopian Journal of Environmental Studies and Management*, (3).

El Nemr, A., El-Said, G. F., Ragab, S., Khaled, A., & El-Sikaily, A. (2016). The distribution, contamination and risk assessment of heavy metals in sediment and shellfish from the Red Sea coast, Egypt. *Chemosphere*, 165, 369-380.

Endogrul Ö., Ayfer Ates D. (2006). Determination of Cadmium and Copper in Fish samples from Sir and Menzelet Dam Lake Kahramanmaras, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment* 117: 281-290.

Escobar-Sánchez, O. (2011). Bioacumulación y Biomagnificación de mercurio y selenio en peces pelágicos mayores de la Costa Occidental de Baja California Sur, México Doctoral dissertation. *Instituto Politécnico Nacional*. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. 121 p.

Espinosa, L. F., Parra, J. P., & Villamil, C. (2011). Heavy metals determination in geochemical fractions of surface sediment associated with mangroves in Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR*, 40(1), 7-23.

Espitia, N. (2014). Determinación de metales pesados en sedimentos superficiales en cuerpos de agua del Canal del Dique en las poblaciones de Gambote y Soplaviento (Bolívar). *Revista del Instituto de Investigación de la Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y Geográfica*, 17(34).

Fabre, N., J. Donato & J. C. Alonso (Eds.). (2000). Bagres de la Amazonia colombiana: un recurso sin fronteras. Ministerio de Medio Ambiente - Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas (Sinchi). Santafé de Bogotá, D. C., Colombia

FAO. (2018). El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2018. Cumplir los objetivos de desarrollo sostenible. Roma. 250 pp.

FAO. (2016). El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2016. Contribución a la seguridad alimentaria y la nutrición para todos. Roma. 224 pp.

FAO/OMS. (2015). Alimentarius, Codex. International Food Standards. Norma general para los contaminantes y las toxinas presentes en los alimentos y piensos. CODEX STAN 193-1995. *línea*] disponible en: [https://goo. gl/XqGcyo](https://goo.gl/XqGcyo). 76p.

FAO/OMS. (2013). Informe de la Consulta mixta de expertos sobre los riesgos y los beneficios del consumo de pescado. Roma, 25-29 de enero de 2010. *FAO, Informe de Pesca y Acuicultura* N° 978. Roma, FAO. 54 pp.

FEDEPESCA. (2013). Guía técnica sobre Artes de Pesca. Una publicación de la Federación Nacional de Asociaciones Provinciales de Empresarios Detallistas de Pescados y Productos Congelados, FEDEPESCA. Cofinanciado por el Fondo Europeo de Pesca 2007 – 2013 y la Fundación Biodiversidad. 56 p.

Feria, J. J., Marrugo, J. L., & González, H. (2010). Heavy metals in Sinú river, department of Córdoba, Colombia, South America. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, (55), 35-44.

Fernández-Cadena, J. C., Andrade, S., Silva-Coello, C. L., & De la Iglesia, R. (2014). Heavy metal concentration in mangrove surface sediments from the north-west coast of South America. *Marine Pollution Bulletin*, 82(1-2), 221-226.

Fernandez-Maestre, R., Johnson-Restrepo, B., & Olivero-Verbel, J. (2018). Heavy Metals in Sediments and Fish in the Caribbean Coast of Colombia: Assessing the Environmental Risk. *International Journal of Environmental Research*, 12, 289-301.

Fernández, S. Z. (2016). Nuevos materiales para la especiación de mercurio: biotransformación de metales en organismos modelo. Doctoral dissertation, Universidad Complutense de Madrid. Facultad de Ciencias Químicas. Departamento de Química Analítica. 301 p.

Finney, B. P., & Huh, C. A. (1989). History of metal pollution in the Southern California Bight: an update. *Environmental Science & Technology*, 23(3), 294-303.

Fitzgerald, D., Clarkson, T. (2006). Mercury and nomethylmercury: present and future concerns. *Environ. Health Perspect.* 96, 139

Forero, A. R., Mantilla, J. F. G., & Martínez, R. S. (2009). Accumulation of lead, chromium, and cadmium in muscle of capitán (*Eremophilus mutisii*), a catfish from the Bogota River basin. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 57(2), 359-365.

Förstner, U., Wittmann, G.T.W. (1981). Metal pollution in the aquatic environment. (2nd Ed). *Springer-Verlag*. Berlin, Heidelberg, New York.

Forstner, W., & Muller, G. (1975). Factors controlling the distribution of minor and trace elements (heavy metals V, Li, Sr) in recent lacustrine sediments, Resumes des Publications IX Congress Intl. De Sedimentologie, Nice, Theme II, p.6

Franco, L. F., Muñoz, P. T., & García, F. G. M. (2016). Los riesgos de los metales pesados en la salud humana y animal. *Biotecnología en el Sector Agropecuario*, 14(2), 145-153.

Fraser, T. & Gilmore, G. (2015). *Eugerres plumieri*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T185997A1801333

Fuentes-Gandara, F., Pinedo-Hernández, J., Marrugo-Negrete, J., & Díez, S. (2018). Human health impacts of exposure to metals through extreme consumption of fish from the Colombian Caribbean Sea. *Environmental geochemistry and health*, 40(1), 229-242.

Fuentes, M. V., Rojas de Astudillo, L., Díaz, A., & Martínez, G. (2010). Distribución de metales pesados en los sedimentos superficiales del Saco del Golfo de Cariaco, Sucre, Venezuela. *Revista de Biología Tropical*, 58(3).

Gaete, H., Aránguiz, F., & Cienfuegos, G. (2007). Metales pesados y toxicidad de aguas del río Aconagua en le. *Quim. Nova*. 30 (4), 885-891.

Gallo, M. C., & Campos, N. H. (1997). Contenidos de Cd, Cu y Zn en sedimentos de zonas de manglar en la Ciénaga Grande de Santa Marta y la Bahía de Chengue, Caribe colombiano. *Cont. Amb*, 16(28-29), 13-24.

García-Camero, J. P. G. (2002). Estado actual de la contaminación por metales pesados y pesticidas organoclorados en el parque natural de Monfragüe. Doctoral dissertation, Universidad de Extremadura. Facultad de Veterinaria Departamento de Medicina y Sanidad Animal. 334 p

García-Flores, M. y Maza-Álvarez, J. A. (1998). Origen y propiedades de los sedimentos. *Manual de Ingeniería de Ríos*. 112p. Universidad Autónoma de México.

García, M. A. P. (2012). Evaluación de la pesquería del robalo blanco *Centropomus undecimalis* (Perciformes: Centropomidae), Tabasco, México. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, México. Vol XVIII, No 34. 29-25 pp. ISBN. 1665-0514

García-Navarro, J. (2006). Metales pesados en sedimentos en tres lagunas costeras del sur de Tamaulipas y norte de Veracruz. (Doctoral dissertation), Tesis de maestría. Altamira, Tamaulipas, CICATA, IPN).

Gilmore R.G. (2002). En: Carpenter, K.E. (2002). (ed.) The living marine resources of the Western Central Atlantic. Volume 1: Bony fish's part 1 (Gerridae - Mojarras). *FAO, Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication*. No. 5. Rome, FAO. 2002. pp. 1506-1521

Gómez-Canchong P., L.M. Manjarrés, L. O. Duarte y J. Altamar. (2004). Atlas pesquero del área norte del mar Caribe de Colombia. Univ. Magdalena, Santa Marta. 230 p.

Gräfe, M., Sparks, D.L. (2006). Solid phase speciation of arsenic. En: Naidu, R., y col. Eds. *Managing Arsenic in the Environment. From Soils to Human Health*. CSIRO Pub., Collingwood, Australia, pp. 75-92

Gray, J.S., (2002). Biomagnification in marine systems: the perspective of an ecologist. *Mar. Pollut. Bull.*, 45, 46-52

Griboff, J., Horacek, M., Wunderlin, D. A., & Monferran, M. V. (2018). Bioaccumulation and trophic transfer of metals, As and Se through a freshwater food web affected by anthropic pollution in Córdoba, Argentina. *Ecotoxicology and environmental safety*, 148, 275-284.

Gualdrón, L.H. (2016). Evaluación del estatus taxonómico de la mojarra rayada (Pisces: Gerreidae: Eugerres) en el Caribe de Colombia. Tesis Magister Universidad Nacional de Colombia, sede Caribe. Centro de Estudios en Ciencias del Mar – CECIMAR, Santa Marta. 45 p.

Gu, Y. G., Lin, Q., Huang, H. H., Wang, L. G., Ning, J. J., & Du, F. Y. (2017). Heavy metals in fish tissues/stomach contents in four marine wild commercially valuable fish species from the western continental shelf of South China Sea. *Marine pollution bulletin*, 114(2), 1125-1129.

Gu, Y. G., Lin, Q., Yu, Z. L., Wang, X. N., Ke, C. L., & Ning, J. J. (2015). Speciation and risk of heavy metals in sediments and human health implications of heavy metals in edible nekton in Beibu Gulf, China: A case study of Qinzhou Bay. *Marine pollution bulletin*, 101(2), 852-859.

Gunnar N. (2013). Capítulo 63. Metales: Propiedades Químicas y Toxicidad. En: *Enciclopedia de salud y seguridad en el trabajo*. 76 p.

Gutiérrez-Blanco E. J. (2013). Evaluación del grado de contaminación por metales pesados (Mn, Co, Cu, Zn, Cr, Ni, Pb, Cd, Hg) en sedimento superficiales de la Ciénaga de Mallorquín, Atlántico, Colombia. Trabajo de grado presentado como requisito para optar al título de Magister en Ciencias Ambientales. Universidad del Atlántico. Convenio SUE-Caribe. Barranquilla 2013. 50 p

Hall, J. E. (2004). Bioconcentration, Bioaccumulation, and the Biomagnification in Puget Sound Biota: Assessing the Ecological Risk of Chemical Contaminants in Puget Sound. *Tahoma West Literary Arts Magazine*, 8(1), 40-51.

Hansen, A. M., Zavala, A. L., & Inclán, L. B. (2015). Fuentes de contaminación y enriquecimiento de metales en sedimentos de la cuenca Lerma-Chapala. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 10(3), 55-69.

Hansen, A. M., Mahé, F., & Corzo-Juárez, C. E. (2013). Metodología para determinar la liberación de metales del sedimento al agua en lagos y embalses. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 29(3), 179-190.

Harrington J. M., Fendorf S. y Rosenzweig R. F. (1998). Biotic generation of As(III) in metal(loid) contaminated freshwater lake sediments. *Environ. Sci. Technol.* 32, 2425-2430

Harrison, I.J. Order Mugiliformes, Family Mugilidae. (2002). En: Carpenter, K.E. (ed.) The living marine resources of the Western Central Atlantic. Volume 2: Bony fishes' part 1 (Acipenseridae to Grammatidae). Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication No. 5. Rome, FAO. 2002. pp. 1071-1085

Harvey, J., Harwell, L., & Summers, J. K. (2008). Contaminant concentrations in whole-body fish and shellfish from US estuaries. *Environmental monitoring and assessment*, 137 (1-3), 403.

Hotz Chistine. (2001) Identifying populations at risk of zinc deficiency: The use of Supplementation *Trials*. *Nutr Rev.* 2001; 59(3):80-88

Hutchinson G. E. (1975). A treatise on limnology. John Wiley & Sons, New York, EUA, Vol. 3, 660 pp.

Ibarra, A. A. (2005). Los peces como indicadores de la calidad ecológica del agua. *Revista Digital Universitaria*, 14. UNAM. Volumen 6 No 8. ISSN: 1067-6079

INCODER-WWF. (2004). Memorias del I Seminario- Taller Colombo-Venezolano de Peces Migratorios de la Cuenca Orinoco. Diversidad, Manejo y Conservación. CD-ROM. Bogotá, Colombia

INVEMAR. (2018). Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la

rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe Técnico Final 2018, Volumen 17. Santa Marta 178 p.+ anexos.

INVEMAR (2014). Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. *Informe Técnico Final 2014*. 140 p.+ anexos

INVEMAR. (2008). Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. *Informe Técnico Final 2008*. 116p

INVEMAR. (2001). Reporte Del Estado de los Ambientes Marinos y Costeros en Colombia. 2000. Informe Técnico final 2001. 138 p.

Jain, C. K., Singhal, D. C., & Sharma, M. K. (2005). Metal pollution assessment of sediment and water in the river Hindon, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 105(1–3), 193–207.

Järup L.; Åkesson A. (2009). Current status of cadmium as an environmental health problem. *Toxicology and Applied Pharmacology* 238 (2009) 201–208

JECFA. (2015). Joint food and agriculture organization/world health organization expert committee on food additives. Summary and conclusions of the meetings of the joint FAO/WHO Expert Committee on food additives. [http:// apps.who.int/food-additives-contaminants-jecfa-database/ Search.aspx](http://apps.who.int/food-additives-contaminants-jecfa-database/Search.aspx). Consulted Nov de 2017.

Jiménez-Reyes, M. F. (2017). Caracterización trófica de algunos peces de interés comercial en la bahía de Cartagena (Caribe Colombiano) (Bachelor's thesis, Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano). 165p.

Kargin, F., Dönmez, A., & Çoğun, H. Y. (2001). Distribution of heavy metals in different tissues of the shrimp *Penaeus semiculatus* and *Metapenaeus monocerus* from the Iskenderun Gulf, Turkey: seasonal variations *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 66 (1), 102-109.

Kayhan, F. E., M. N. Muslu, S. Colak, N. D. Koc and A. Colak (2010). Lead (Pb) Levels in Liver and Muscle Tissues of Atlantic Bluefin Tuna (*Thunnus thynnus* Linnaeus, 1758). *Ekoloji*. 19 (76):65-70.

Keith, P., P.Y. Le Bail & P. Planquette, (2000). Atlas des poissons d'eau douce de Guyane. Tome 2, Fascicule I: Batrachoidiformes, Mugiliformes, Beloniformes, Cyprinodontiformes,

Synbranchiformes, Perciformes, Pleuronectiformes, Tetraodontiformes. Collection Patrimoines Naturels 43 (I): 286p. Paris: *Publications scientifiques du Muséum national d'Histoire naturelle*.

Keshavarzi, B., Hassanaghaei, M., Moore, F., Mehr, M. R., Soltanian, S., Lahijanzadeh, A. R., & Sorooshian, A. (2018). Heavy metal contamination and health risk assessment in three commercial fish species in the Persian Gulf. *Marine pollution bulletin*, 129 (1), 245-252.

Klaasen C, Liu J. y Diwan B. (2009). Metallothionein protection of Cadmium Toxicity. *Toxicology and Applied Pharmacology* Vol. 238. 215–220

Korkmaz, C., Ay, Ö., Ersoysal, Y., Köroğlu, M. A., & Erdem, C. (2019). Heavy Metal Levels in Muscle Tissues of Some Fish Species Caught from North-East Mediterranean: Evaluation of their Effects on Human Health. *Journal of Food Composition and Analysis*. 81 1- 9

Lans, E., Marrugo-Negrete, J. L. M., & Díaz, B. (2008). Estudio de la contaminación por pesticidas organoclorados en aguas de la Ciénaga Grande del Valle Bajo del río Sinú. *Temas Agrarios*, 49-56.

Lewis W.M. Jr. (1987). Tropical limnology. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 18: 159-184

Li, W. C.; Tse, H. F. (2015). Health risk and significance of mercury in the environment. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 2015, 22, 192–201.

Lombardi, P. E., Peri, S. I., & Guerrero, N. R. V. (2010). Trace metal levels in *Prochilodus lineatus* collected from the La Plata River, Argentina. *Environmental monitoring and assessment*, 160(1-4), 47.

Londoño-Franco L. F., Londoño-Muñoz P. T. & Muñoz-García F. G. (2016). Los riesgos de los metales pesados en la salud humana y animal. *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*. Vol. 14 No. 2 (145-153) julio-diciembre 2016.

López-Barrera, E. A. L., & Barragán-Gonzalez, R. G. B. (2014). ¿Peces con metales tóxicos en nuestra mesa? *La Timonera*, 56-59. *Proyecto Ecoanálisis de la contaminación de alimentos de consumo en Bogotá*

Lorenzo-Márquez, H., Torres-Dosal, A., Barba Macías, E., Ilizaliturri Hernández, C. A., Martínez-Salinas, R. I., Morales López, J. J., & Sánchez Moreno, I. (2016). Estimación de riesgo de exposición a metales pesados por consumo de pecos (*Pterygoplichthys* spp.) en infantes de comunidades ribereñas de los ríos Grijalva y Usumacinta, México. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 32(2), 153-164.

Lu Q., Werner I., Young T. (2005). Geochemistry and bioavailability of metals in sediments from Northern San Francisco Bay. *Environment International*. 2005 (31): 593–602.

Łuczyńska, J., Paszczyk, B., & Łuczyński, M. J. (2018). Fish as a bioindicator of heavy metals pollution in aquatic ecosystem of Pluszne Lake, Poland, and risk assessment for consumer's health. *Ecotoxicology and environmental safety*, 153, 60-67

Luiz-Silva, W., Matos, R. H. R., Kristosch, G. C., & Machado, W. (2006). Variabilidade espacial e sazonal da concentração de elementos-traço em sedimentos do sistema estuarino de Santos-Cubatão (SP). *Química Nova*.

Maanan, M., Saddik, M., Chaibi, M., Assobhei, O., & Zourarah, B. (2015). Environmental and ecological risk assessment of heavy metals in sediments of Nador lagoon, Morocco. *Ecological Indicators*, 48, 616-626.

Madrid, G. L., Herrera, L. D. C. G., Marrugo Negrete, J. L. M., & Cárdenas, I. D. U. (2011). Genotoxicidad de metales pesados (Hg, Zn, Cu, Pb y Cd) asociado a explotaciones mineras en pobladores de la cuenca del Río San Jorge del Departamento de Córdoba, Colombia, *Revista de la Asociación Colombiana de Ciencias*. (23): 103-111.

Makedonski, L., Peycheva, K., & Stancheva, M. (2017). Determination of heavy metals in selected black sea fish species. *Food Control*, 72, 313-318.

Malvandi, H. (2017). Preliminary evaluation of heavy metal contamination in the Zarrin-Gol River sediments, Iran. *Marine pollution bulletin*, 117(1-2), 547-553.

Mancera-Rodríguez, N. J., & Álvarez-León, R. (2006). Estado del conocimiento de las concentraciones de mercurio y otros metales pesados en peces dulceacuícolas de Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 11(1), 3-23.

Mansilla-Rivera, I., & Rodríguez-Sierra, C. J. (2011). Metal levels in fish captured in Puerto Rico and estimation of risk from fish consumption. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 60(1), 132-144.

Mantilla-Orduz W, (2019).. Comunicación personal, 19 de febrero de 2018. Docente Tiempo Completo. Facultad de Ingeniería. Programa de Ingeniería Pesquera. Universidad del Magdalena. Santa Marta, DTCH

Marcovecchio, J. E. (2004). The use of *Micropogonias furnieri* and *Mugil liza* as bioindicators of heavy metals pollution in La Plata river estuary, Argentina. *Science of the Total Environment*, 323(1-3), 219-226.

Marín, B. (2003). Las aguas de mi Ciénaga Grande: descripción de las condiciones ambientales de la Ciénaga Grande de Santa Marta. INVEMAR. *Serie Documentos Generales*, (9).

Marín, Z. B., Garay Tinoco, J., Restrepo Martínez, J., Casas Monroy, O., Solano Plazas, O., Newmark Umbreit, F., & Cadavid, B. (2004). La calidad química y sanitarias de las aguas de la Ciénaga Grande de Santa Marta y su relación con los bosques de manglar (No. Doc. 21052) CO-BAC, Bogotá).

Márquez A., Senior W., Fermín I., Martínez G., Castañeda J. & González Á. (2008a) Cuantificación de las concentraciones de metales pesados en tejidos de peces y crustáceos de la Laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela. *Rev. Cient. (Maracaibo)* Vol. 18 N°1. Maracaibo. Febrero de 2008. *Versión Impresa* ISSN 0798-2259.

Márquez, A., Senior, W., Martínez, G., Castañeda, J., & González, Á. (2008b). Concentraciones de metales en sedimentos y tejidos musculares de algunos peces de la Laguna de Castellero, Venezuela. *Revista Científica*. (Maracaibo). 18(2), 121-133.

McBride, R. S., Rocha, C. R., Ruiz-Carus, R., & Bowen, B. W. (2010). A new species of ladyfish, of the genus *Elops* (Elopiformes: Elopidae), from the western Atlantic Ocean. *Zootaxa*, 2346, 29-41.

Marrugo, J. y Paternina R. (2011). Evaluación de la contaminación por metales pesados en la Ciénaga La Soledad y Bahía de Cispatá, cuenca del bajo Sinú, Departamento de Córdoba. *Universidad de Córdoba*, Colombia. 1-78.

Marrugo-Negrete, J., Pinedo-Hernández, J., & Díez, S. (2015). Geochemistry of mercury in tropical swamps impacted by gold mining. *Chemosphere*, 134, 44-51.

Marrugo-Negrete, J., Verbel, J. O., Ceballos, E. L., & Benitez, L. N. (2008). Total mercury and methylmercury concentrations in fish from the Mojana region of Colombia. *Environmental Geochemistry and Health*, 30(1), 21-30.

Martorell, V. y José, J. (2010). Biodisponibilidad de metales pesados en dos ecosistemas acuáticos de la costa suratlántica andaluza afectados por contaminación difusa. Tesis Doctoral. Universidad de Cádiz. *Facultad de Ciencias Departamento de Química Analítica*. 528 p.

Méndez, J. P., Ramírez, C. A. G., Gutiérrez, A. D. R., & García, F. P. (2009). Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 10(1), 29-44.

Merciai, R., Guasch, H., Kumar, A., Sabater, S., & García-Berthou, E. (2014). Trace metal concentration and fish size: Variation among fish species in a Mediterranean river. *Ecotoxicology and environmental safety*, 107, 154-161.

Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural. (2017). Cadena de la acuicultura. Informe final. Dirección de Cadenas Pecuarias, Cadena de la Acuicultura y la Pesca. 28 p.

Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural/FAO. (2015). Política integral para el desarrollo de la pesca sostenible en Colombia. 118 p. Convenio de Cooperación UTF/COL/052/COL

Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. (2004). Plan de manejo para el sitio RAMSAR y Reserva de la Biosfera, Sistema delta estuarino del río Magdalena, Ciénaga Grande de Santa Marta. 179p. ISBN: 958-97548-4-8

Ministerio de Salud y Protección Social. (2012). Resolución número 122 de 2012 por la cual se modifica parcialmente la Resolución número 776 de 2008. Artículo 6 acerca de los requisitos fisicoquímicos de los productos de la pesca, en particular pescados, moluscos y crustáceos frescos con destino al consumo humano. 8 p.

Ministerio de Salud. (1993). Resolución Numero 8430 de 4 de octubre de 1993 Por la cual se establecen las normas científicas, técnicas y administrativas para la investigación en salud. 7 p.

Mojica, Á., Dix, M., & Dix, M. (2004). La ictiofauna del Refugio de Vida Silvestre Bocas del Polochic y la cuenca del lago de Izabal: composición, distribución y ecología. *Guatemala, Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura*. 301 p.

Morales, J. J., Pájaro, K. M., & Sierra, C. A. S. (2014). Salud y riesgos ocupacionales por arsénico en la industria metalmecánica. *Ciencia y Salud Virtual*, 6(2), 106-115.

Morales, F. (2001). Concentración y distribución de metales pesados en los sedimentos y la fauna asociada al emisor de aguas municipales del puerto de Mazatlán. Tesis. Universidad Autónoma de México.

Morillo, J.; Usero, J. & Gracia, I. (2002). Heavy Metal fractionation in sediments. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.*, 82, 245-257.

Muñoz, O., Cid, H., Ah-Hen, K., & Bastías, J. M. (2014). Cambios en los contenidos de metales pesados (arsénico, cadmio y mercurio) en productos pesqueros durante los procesos de cocción. *Agro sur*, 42(2), 47-55.

- Mziray, P., & Kimirei, I. A. (2016). Bioaccumulation of heavy metals in marine fishes (*Siganus sutor*, *Lethrinus harak*, and *Rastrelliger kanagurta*) from Dar es Salaam Tanzania. *Regional Studies in Marine Science*, 7, 72-80.
- Naranjo, Y., y Troncoso, O. W. (2008). Contenidos de cadmio, cobre, zinc y plomo en órganos de *Rhizophora mangle* de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost*, 37(2), 107-129. ISSN 0122-9761 Santa Marta, Colombia, 2008
- Nava-Ruiz, C., & Méndez-Armenta, M. (2011). Efectos neurotóxicos de metales pesados (cadmio, plomo, arsénico y talio). *Archivos de Neurociencias*, 16(3), 140-147.
- Navia, A. F. & P. A. Mejía-Falla. (2013). Peces marinos cartilagosos migratorios de Colombia. Pp. 79-128. En: Zapata, L. A. & J. S. Usma (Editores). Guía de las Especies Migratorias de la Biodiversidad en Colombia. Peces. Vol. 2. *Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible / WWF-Colombia*. Bogotá, D.C. Colombia. p 486.
- Nieto Alvarado, L. (2018). Comunicación personal, 12 de septiembre de 2018. Docente Tiempo Completo. Facultad de Ingeniería. Programa de Ingeniería Pesquera. Universidad del Magdalena. Santa Marta, DTCH.
- Nieto, L. (2012). Guía de familias de peces óseos marinos estuarinos del Caribe colombiano. 52 p.
- Nieto, L. E. (2008). Memorias "I Curso Taller Teórico Práctico de Ictiología". Grupo de Investigación BIEMARC de la Facultad de Ciencias Básicas y Aplicadas de la Universidad de La Guajira y Grupo de Investigación "CELACANTOS" del Programa de Ingeniería Pesquera de la Universidad del Magdalena. Riohacha, La Guajira, 2008. 98 p
- Nelson, J. S., Grande, T. C., & Wilson, M. V. (2016). *Fishes of the World*. John Wiley & Sons. 707 p
- Nordberg, M., Templeton, D.M., Andersen, O., Duffus, J.H. (2009). Glossary of terms used in ecotoxicology (IUPAC Recomendatios 2009). *Pure Appl. Chem.*, 81(5), 829-970
- Núñez, J. H., Corrales, J. R., Campos, J. M. C., Silva, V. S., & Alpizar, H. B. (2013). Evaluación de metales pesados en los sedimentos superficiales del río Pirro. *Tecnología en Marcha*, 26(1), 27-36.
- Ocotero, V. M., Casas, C. P., Vázquez, S. M., & Espinal, M. D. J. M. (2015). Los procesos redox y su relevancia en la vida. En: *Lecturas de apoyo para comprender mejor la química*

1º edición, de agosto de 2015. Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Ciencias. 127 p. ISBN: 978-607-02-7060-4.

Organización Mundial de la Salud (OMS). (2008). Informe sobre la salud en el mundo. Ginebra, (Suiza). 223 p.

Organización Mundial de la Salud, (OMS). (2002). Capítulo,2: Definición y evaluación de los riesgos para la salud. *Informe sobre la salud en el mundo-2002, Reducir los riesgos y promover una vida sana. Disponible en: URL:/chapter2S. pdf» [http://www.who.int/whr/2002/en/chapter2S. pdf](http://www.who.int/whr/2002/en/chapter2S.pdf), 12.*

Organización Mundial de la Salud. (OMS). (1980). Inorganic Mercury. *IPCS Environment Health Criteria*, 118 (1), Ginebra, Suiza. 92 p.

Orrell, T. M. (2002). Order Perciformes, Suborder Percoidei Familia Centropomidae. En: Carpenter, K.E. (ed.) *The living marine resources of the Western Central Atlantic. Volume 2: Bony fishes' part 1 (Acipenseridae to Grammatidae). Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication No. 5.* Rome, FAO. 2002. pp. 1286-1296.

Ortega, M. (2014). Niveles de plomo y mercurio en muestras de carne de pescado importado y local. *Pediatría*, 47(3), 51-54.

Ortega-Pereira, C. L. (2015). Cuantificación de las concentraciones de metales pesados (Hg, Cu, Ni, Zn, Cd, Pb y Mn) por espectrofotometría de absorción atómica en peces del estero Huaylá (*Diapterus peruvianus Sardinops sagax*), Puerto Bolívar, cantón Machala, provincia de El Oro, Ecuador. 2014. (Bachelor's thesis, Machala: Universidad Técnica de Machala). Bioquímica y Farmacia de la Unidad Académica de Ciencias Químicas y de la Salud. 75 p.

Ortiz-Martínez A. (2012). Lixiviación Ácida de Minerales Oxidados de Cobre (Crisocola) con poca disolución de Fe al utilizar KHSO₄. Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Ingeniería. *Tesis para Obtener el Título de Ingeniero de Minas y Metalurgia.* México D.F. 2012. 97p.

Osorio-Dualiby, D. 1988. Ecología trófica de *Mugil curema*, *M. incilis* y *M. liza* (PISCES: MUGILIDAE) En la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. I. Análisis cualitativo y cuantitativo. *An. Inst. Inv. Mar. Punta Betín* No. 18: 113-126. Santa Marta, Colombia.

Pacheco-Rovira, L. R. (2013). La pesca con palangre pelágico en el Pacífico panameño. Aspectos operativos de la selectividad de los anzuelos y repercusiones en la captura

incidental de tortugas marinas. 155 p. Tesis presentada y públicamente defendida para la obtención del título de Master of Science en Gestión Pesquera Sostenible. Universidad de Alicante, en la República de Panamá

Pájaro-Meza, D. M., & Sánchez-Rincón, P. A. (2016). Evaluación de las concentraciones de metales pesados (Cd y Pb) en especies ícticas comercializadas en la plaza del pescado de la ciudad de Barranquilla y riesgo potencial para la salud humana. Trabajo de grado presentado como requisito para optar al título de Ingeniera Ambiental. *Universidad de la Costa CUC*. 92 p.

Papagiannis, I., Kagalou, I., Leonardos, J., Petridis, D., & Kalfakakou, V. (2004). Copper and zinc in four freshwater fish species from Lake Pamvotis (Greece). *Environment international*, 30(3), 357-362.

Pardo-Rodríguez, F., J. Ospina-Arango y R. Álvarez-León. (2003). Hábitos alimenticios de algunas especies ícticas de la bahía de Cartagena y aguas adyacentes, Colombia. *Dahlia Rev. Asoc. Colomb. Ictiol.*, 6: 69-78.

Parra, J. P. y Espinosa, L. F. (2008). Distribución de metales pesados (Pb, Cd y Zn) en perfiles de sedimento asociado a *Rhizophora mangle* en el Río Sevilla-Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Bol. Invest. Mar. Cost.* 37 (1) 95-110. ISSN 0122-9761 Santa Marta, Colombia, 2008

Patrick Jr. W. H. & DeLaune R. D. (1977). Chemical and biological redox systems affecting nutrient availability in coastal wetlands. *Geosci. Man.* 18, 131-137

Paulson, A. J., Sharack, B., & Zdanowicz, V. (2003). Trace metals in ribbed mussels from Arthur Kill, New York/New Jersey, USA. *Marine pollution bulletin*, 46(1), 139-145.

Peijnenburg, W.J.G.M., Jager, T., (2003). Monitoring approaches to assess bioaccessibility and bioavailability of metals: matrix issues. *Ecotox. Environ. Safety*, 56, 63-77

Pekey, H., Karakaş, D., & Bakoglu, M. (2004). Source apportionment of trace metals in surface waters of a polluted stream using multivariate statistical analyses. *Marine Pollution Bulletin*, 49(9-10), 809-818.

Perdomo, L., Ensminger, I., Fernanda Espinosa, L., Elster, C., Wallner-kersanach, M., & Schnetter, M. L. (1999). The mangrove ecosystem of the Ciénaga Grande de Santa Marta (Colombia): Observations on regeneration and trace metals in sediment. *Marine Pollution Bulletin*, 37(8-12), 393-403.

Perera-García, M. A., Mendoza-Carranza, M., & Páramo-Delgadillo, S. (2008). Dinámica reproductiva y poblacional del robalo, *Centropomus undecimalis* (Perciformes: Centropomidae), en barra San Pedro, Centla, México. *Universidad y ciencia*, 24(1), 49-59.

PNUMA. (2005). Evaluación mundial sobre el mercurio. *Programa Interorganismos para la Gestión Racional de las Substancias Químicas (IOMC)*. Acuerdo de cooperación entre PNUMA, OIT, FAO, OMS, ONUDI, UNITAR y OCDE Ginebra, Suiza. 24 p

Pinedo-Hernández, J., Marrugo-Negrete, J., & Díez, S. (2015). Speciation and bioavailability of mercury in sediments impacted by gold mining in Colombia. *Chemosphere*, 119, 1289-1295.

PNUMA. (2009). Perspectiva regional sobre las fuentes de contaminación de origen terrestre en la región del Gran Caribe. Informe Técnico del PAC No 33.

Puentes, G., A. Pavia, F. Reyes-Sánchez, J. Ramírez, M. Camargo, L. Mejía y R. Epiayú. (2012). Catálogo de especies asociadas a la actividad pesquera artesanal de la media Guajira. Caribe colombiano. *Fundación Ecósfera*, Riohacha. 119

Qadir, A., & Malik, R. N. (2011). Heavy metals in eight edible fish species from two polluted tributaries (Aik and Palkhu) of the River Chenab, Pakistan. *Biological Trace Element Research*, 143(3), 1524-1540.

Rabelo, L. B., Muto, E. Y., & Soares, L. S. H. (2009). Observações preliminares sobre o hábito alimentar do robalo-flecha *Centropomus undecimalis* (Bloch, 1792) e robalo-peba *Centropomus parallelus* (Poey, 1860) no estuário de Caravelas (Bahia-Brasil). *Boletim Técnico Científico do CEPENE, Tamandaré*, 17(1), 89-96.

Rajeshkumar, S., Liu, Y., Zhang, X., Ravikumar, B., Bai, G., & Li, X. (2018). Studies on seasonal pollution of heavy metals in water, sediment, fish and oyster from the Meiliang Bay of Taihu Lake in China. *Chemosphere*, 191, 626-638.

Rajeshkumar, S., & Li, X. (2018). Bioaccumulation of heavy metals in fish species from the Meiliang Bay, Taihu Lake, China. *Toxicology reports*, v5, 288-295.

Ramírez A. V, Paucar J. C, & Medina J.M. (1997). Plomo sanguíneo em los habitantes de cuatro localidades peruanas. *Rev Panam Salud Pública*. 1997; 1(5): 344-48.

Ramírez, G. (1995). Estado actual de la contaminación por metales pesados y residuos de plaguicidas organoclorados en el sistema hídrico de Ciénaga Grande de Santa Marta. *Proyecto de rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta: componente calidad de agua. Informe 3ª Etapa. INVEMAR, Santa Marta*.

Ramírez, M. A. P., León, M. M. L., & Piñeiro, P. S. (2016). Metales pesados en trucha (*Micropterus salmoides floridanus*) de la presa Hanabanilla, Cuba. *Revista AquaTIC*, (29).

Ray, C., & Robins, C. R. (2016). A field guide to Atlantic coast fishes: North America. *Houghton Mifflin Harcourt*. 324 p. ISBN 978-0-395-97515-7

Reimann, C., & Caritat, P. D. (2000). Intrinsic flaws of element enrichment factors (EFs) in environmental geochemistry. *Environmental Science & Technology*, H.W. Wilson-AST. 34(24), 5084-5091.

Rejomon, G., Nair, M., & Joseph, T. (2010). Trace metal dynamics in fishes from the southwest coast of India. *Environmental monitoring and assessment*, 167(1-4), 243-255.

Restrepo, J. B. (2007). Avaliação de elementos-traço em amostras de sedimento marinho ao longo do litoral catarinense. Universidade Federal de Santa Catarina Departamento de Engenharia Sanitária Ambiental. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. 159 p.

Reyes, Y., Vergara, I., Torres, O., Lagos, M. D., & Jiménez, E. E. G. (2016). Contaminación por metales pesados: implicaciones en Salud, ambiente y seguridad alimentaria. *Ingeniería Investigación y Desarrollo: I2+ D*, 16(2), 66-77.

Rice, K., Walker, E., Wu, M., Gillette, C., & Blough, E. (2014). Environmental mercury and its toxic effects. *Journal of Preventive Medicine and Public Health*, 47(2), 74–83.

Robertson, D.R., E.A. Pena, J.M. Posada y R. Claro. (2015). Peces Costeros del Gran Caribe: sistema de Información en línea. Version 1.0 Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales, Balboa, República de Panamá.

Rodríguez D. (2012). Intoxicación ocupacional por metales pesados. *MEDISAN* 2017; 21(12):3372. Facultad de Ingeniería Química y Agronomía, Universidad de Oriente, Santiago de Cuba, Cuba.

Rodríguez-Figueroa, G. M. (2010). Niveles de contaminación por metales pesados en la zona costera de Santa Rosalía: sedimentos y macroalgas. (Doctoral dissertation). Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas). 178 p.

Rodríguez, G. N., Chávez, M. D. R. C., & Lango, F. (2012). Metales pesados en sedimento del sistema lagunar Carmen-Machona-Pajonal, Tabasco. 10 p.

Rodríguez-Heredia, D. (2017). Intoxicación ocupacional por metales pesados. *MediSan*, 21(12), 3372-3385.

Rodríguez, H. R. (2006). Contaminación de sedimentos del río Anoia por metales pesados (Barcelona-España). *Revista Investigación & Desarrollo*, 1(5)

Rodríguez-Mellado, J. M., & Marín-Galvín, R. (1999). Físico-Química de aguas. *Díaz de Santos, Madrid*. 291 p.

Roldán, G y J. Ramírez. (2008). Fundamentos de Limnología Neotropical. 2ª Edición. Medellín. Editorial Universidad de Antioquia. Colombia. 418 p.

Romero Y. (2017). Caracterización y cuantificación en biomasa de cinco especies ícticas marina de interés comercial en la pesca artesanal de Puerto Primero, Cabecera Municipal de Dibulla, La Guajira. Informe de práctica académica para optar al título de Tecnólogo Profesional en Acuicultura. Universidad de La Guajira. Facultad de Ciencias Básicas y Aplicadas. Programa de Acuicultura. 57p.

Roulet, M., Lucotte, M., Guimarães, J. R. D., & Rheault, I. (2000). Methylmercury in water, seston, and epiphyton of an Amazonian river and its floodplain, Tapajos River, Brazil. *Science of the Total Environment*, 261(1-3), 43-59.

Rovira J. V. (1991). "Contaminación por metales pesados en los sedimentos del Río Jarama y su Bioasimilación por Tubificidos (Annelida: Oligochaeta, Tubificidae). Universidad Complutense de Madrid. Facultad de Biología, Departamento de Ecología. Tesis para optar al Grado de Doctor. 356 p.

Rubio, B., Nombela, M. A., & Vilas, F. (2000). Geochemistry of major and trace elements in sediments of the Ría de Vigo (NW Spain): an assessment of metal pollution. *Marine pollution bulletin*, 40(11), 968-980.

Rueda, M. y O. Defeo. (2003). Spatial structure of fish assemblages in a tropical estuarine lagoon: combining multivariate and geostatistical techniques. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 296: 93-112.

Rueda, M. y A. Santos-Martínez. (1999). Population dynamics of the striped mojarra *Eugerres plumieri* from the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Fish. Res.*, 42: 155-166.

Ruíz A. (2010). Los metales pesados. *MoleQla: Revista de Química de la Universidad Pablo de Olavide*. 2010;(0): p 63. ISSN 2173-0903.

Ruíz, E. (2012). Aprovechamiento de residuos vegetales para la eliminación de cobre presente en medios acuosos mediante biosorción. *Universidad de Granada*. ISBN: 978-84-9028-294-6.

Ruíz-Guzmán, J. A., Marrugo-Negrete, J. L., & Díez, S. (2014). Human exposure to mercury through fish consumption: Risk assessment of riverside inhabitants of the Urrá reservoir, Colombia. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 20(5), 1151-1163.

Sadiq M. (1992). Toxic metal chemistry in marine environments. Marcel, Nueva York, EEUU. *International Biodeterioration & Biodegradation*. (30): 387-388

Saha, N., Mollah, M. Z. I., Alam, M. F., & Rahman, M. S. (2016). Seasonal investigation of heavy metals in marine fishes captured from the Bay of Bengal and the implications for human health risk assessment. *Food Control*, 70, 110-118.

Sharma, A. (2014). Environmental pollution and global warming. *Int. J. Interdiscip. Multidiscip. Stud.* 1 (7), 88–96.

Salas, P. M., Sujatha, C. H., Kumar, C. R., & Cheriyan, E. (2017). Heavy metal distribution and contamination status in the sedimentary environment of Cochin estuary. *Marine pollution bulletin*, 119(2), 191-203.

Salazar-Camacho, C., Salas-Moreno, M., Marrugo-Madrid, S., Marrugo-Negrete, J., & Díez, S. (2017). Dietary human exposure to mercury in two artisanal small-scale gold mining communities of northwestern Colombia. *Environment international*, 107, 47-54.

Sánchez, G. (2016). Ecotoxicología del Cadmio: Riesgo para la salud de la utilización de suelos ricos en cadmio. Trabajo de tesis de grado. Facultad de Farmacia. Universidad Complutense.

Sanín, L. H., González-Cossío, T., Romieu, I., & Hernández-Avila, M. (1998). Acumulación de plomo en hueso y sus efectos en la salud. *Salud pública de México*, 40, 359-368.

Sanroque, J. V. R., & Asensio, M. H. (1993). Contaminación por metales pesados en los sedimentos del río Jarama y su bioasimilación por tubificidos:(Annelida: Oligochaeta, Tubificidae). (Doctoral dissertation, Universidad Complutense de Madrid). 357 p.

Santos-Martínez, A. y E. Viloría. (1998). Evaluación de los recursos pesqueros de la CGSM y CP. Caribe colombiano. Estadística pesquera nov/93-oct/96 (Reportes de la pesquería). 1-62. En: Santos- Martínez, A. y E. Viloría (Eds.). Evaluación principales recursos pesqueros

CGSM, Costa Caribe colombiana Tomo I. Informe final, Colciencias, Invemar y GTZ Prociénaga, Santa Marta. 200 p.

Santos-Martínez, A., & Arboleda, S. (1993). Aspectos biológicos y ecológicos del Macabí *Elops saurus* Linnaeus (Pisces: Elopidae) en la Ciénaga Grande de Santa Marta y costa adyacente, Caribe colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR*, 22(1), 77-96.

Saucedo-Lozano, M., González-Sansón, G., & Chiappa-Carrara, X. (1999). Alimentación natural de juveniles de *Lutjanus peru* (Nichols y Murphy, 1922) (Lutjanidae: Perciformes) en la costa de Jalisco y Colima, México. *Ciencias Marinas*, 25(3).

Scheffer, M. (1998). *Ecology of shallow lakes*. Chapman and Hall, London, 357 pp

Schenone, N., Avigliano, E., Goessler, W., & Fernández, A., (2013). Toxic metals, trace and major elements determined by ICPMS in tissues of *Parapimelodus valenciennis* and *Proloodus lineatus* from Chascomus Lake, Argentina. *Microchemical journal*, 112, 127-131.

Severiche C., Barreto A., Acevedo R. (2013). Efecto de las lluvias sobre la calidad del agua en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Avances Investigación en ingeniería*, volumen 10-N°1; 58-67

Sierra, C. A. S., Lezama, A. J. B., & Barrios, R. L. A. (2013). Efecto de las Lluvias sobre la Calidad del Agua en La Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *AVANCES: Investigación en Ingeniería*, 10(1), 58-67.

Siguenza-Toledo, J. D. (2016). Determinación de metales pesados, arsénico, cadmio, y plomo en conchas prieta (*Anadara tuberculosa*), extraídos de la desembocadura del río Pital (Master's thesis, Universidad del Azuay).

Silva A, Vitolo M, Zara L, Castro C. (2006). Effects of zinc supplementation on 1- to 5-year-old children. *J Pediatr* 2006; 82(3):277-31.

Singh, A. K., Hasnain, S. I., & Banerjee, D. K. (1999). Grain Size and Geochemical Partitioning of Heavy Metals in Sediments of the Damodar River – A Tributary of the Lower Ganga, India. *Environmental Geology*, 39 (1), 90-98.

Smith, D. G. (2002). En: Carpenter, K.E. (2002). (ed.) *The living marine resources of the Western Central Atlantic. Volume 2: Bony fish's part 1 (Elopidae)*. *FAO, Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication*. No. 5. Rome, FAO. 2002. pp. 679-680.

Smolders, A.J., Hudson Edwards, K.A., Van der Velde, G., & Roelofs, J.G.M. (2004). Controls on water chemistry of the Pilcomayo River (Bolivia, South-America). *Appl. Geochem.* 19, 1745–1758.

Sobihah, N. N., Zaharin, A. A., Nizam, M. K., Juen, L. L., & Kyoung-Woong, K. (2018). Bioaccumulation of heavy metals in maricultured fish, *Lates calcarifer* (Barramudi), *Lutjanus campechanus* (red snapper) and *Lutjanus griseus* (grey snapper). *Chemosphere*, 197, 318-324

Soto, D. X., Roig, R., Garcia, E., & Catalán, J. (2011). Differential accumulation of mercury and other trace metals in the food web components of a reservoir impacted by a chlor-alkali plant (Flix, Ebro River, Spain): Implications for biomonitoring. *Environmental pollution*, 159(6), 1481-1489.

Stominska I. & Jezierska B. (2000) The effect of heavy metals on postembryonic development of common carp, (*Cyprinus carpio L.*). Departament of animal Physiology, Siedlce University. Vol. VIII. 119-128.

Suhaimi, F., S. P. Wong, V. L. L. Lee, and L. K. Low. (2005). Heavy metals in fish and shellfish found in local wet markets. Singapore. *Journal of Primary Industries*, 32:1-18.

Szefer, P., Glasby, G. P., Stüben, D., Kusak, A., Geldon, J., Berner, Z., & Warzocha, J. (1999). Distribution of selected heavy metals and rare earth elements in surficial sediments from the Polish sector of the Vistula Lagoon. *Chemosphere*, 39(15), 2785-2798.

Tábora Sarmiento S. D. (2017). Efecto del cobre y zinc en la comunidad microbiana del río Arkansas, Leadville, Colorado, Estados Unidos. Proyecto especial de graduación presentado como requisito parcial para optar al título de Ingeniera en Ambiente y Desarrollo en el Grado Académico de Licenciatura. Zamorano, Honduras. 37 p

Taxonomicon.taxonomy.nl. (2018). taxonomicon.taxonomy.nl. Recuperado el (27 de noviembre de 2018)
<http://taxonomicon.taxonomy.nl/TaxonList.aspx?subject=Entity&by=ScientificName&search> (URL)

Taxonomicon.taxonomy.nl. (2019). Universal Taxonomic Services, Zwaag, The Netherlands. [<http://taxonomicon.taxonomy.nl/>]. Consultada, 23 de mayo de 2019.

Taylor G, Grier HJ, Witthington JA. (1998). Spawning rhythms of common snook in Florida. *J. Fish. Biol.* 53: 502-520.

Tekin-Özan, S. (2008). Determination of heavy metal levels in water, sediment and tissues of tench (*Tinca tinca* L., 1758) from Beyşehir Lake (Turkey). *Environmental Monitoring and Assessment*, 145(1-3), 295-302.

Thomas, L., Hodgson, S., Nieuwenhuijsen, M., & Jarup, L. (2009). Early kidney damage in a population exposed to cadmium and other heavy metals. *Environ. Health Perspective*, 117, 181–184.

Tíjaro, R., M. Rueda y A. Santos-Martinez. (1998). Dinamica poblacional del chivo mapale *Cathorops spixii* en la Ciénaga Grande de Santa Marta y Complejo Pajarales, Caribe colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 27: 87-102.

Turekian, K & Wedepohl, K (1961). "Distribution of the elements in some major units of the earth's crust". *Bull. Geol. Soc. Am*, 72: 175-192.

UAESPNN. (2015). Plan de Manejo Santuario de Fauna y Flora Ciénaga Grande de Santa Marta. (2015). *Unidad Administrativa Especial de del Sistema de Parques Nacional Naturales*. 452p.

Ullah, A. A., Maksud, M. A., Khan, S. R., Lutfu, L. N., & Quraishi, S. B. (2017). Dietary intake of heavy metals from eight highly consumed species of cultured fish and possible human health risk implications in Bangladesh. *Toxicology reports*, 4, 574-579

Uluturhan E., Kontas A. & Can E. (2011). Sediment concentrations of heavy metals in the Homa Lagoon (Eastern Aegean Sea): Assessment of contamination and ecological risks. *Marine Pollution Bulletin*. 62 (2011) 1989–1997.

UNEP. (2010). Guidance for Identifying Populations at Risk from Mercury Exposure. UNEP (DTIE)/Hg/INC.2/INF/3. UNEP, Geneva, Switzerland.
<http://www.who.int/foodsafety/publications/chem/mercuryexposure.pdf>. Accessed Apr 2018.

UNESCO. (2001). Cienaga Grande de Santa Marta Biosphere Reserve- Colombia, pp. 21. En: *Final Report International. Part 8. New Biosphere Reserves: Results of the MAB Bureau. Co-ordinating Council of the Programme on Man and the Biosphere*. Sixteenth Session UNESCO Headquarters. París, 6-10 November, 2000. 52 p.

Urteaga C, & Pinheiro AC. (2003). Investigación alimentaria: consideraciones prácticas para mejorar la confiabilidad de los datos. *Revista Chiena de Nutrición*, 30(3).

US-EPA. (2015). Guidance for assessing chemical contaminant data for use in fish advisories. Risk assessment and fish consumption limits, EPA 823-B-00-008 (3rd Ed., Vol. 2, p. 383). Washington, DC: USEPA Office of Water.

<https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-06/documents/volume2.pdf>. Accessed Apr 2018.

US-EPA. (2000). Methodology for deriving ambient water quality criteria for the protection of human health (2000). U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Office of Science and Technology, Washington.

Usme, S. (1984). Evaluación de los niveles de contaminación por cobre y cadmio en sedimentos procedentes de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Tesis U. Nacional de Colombia. 150 p.

Valdés, J., & Castillo, A. (2014). Evaluación de la calidad ambiental de los sedimentos marinos en el sistema de bahías de Caldera (27 S), Chile. *Latin american journal of aquatic research*, 42(3), 497-513.

VanLoon, G. W. y Duffy, S. J. (2017). Environmental chemistry: a global perspective. *Oxford university press*. 583 p.

Vargas-Licon, S. P. & Marrugo-Negrete, J. L. (2019). Mercurio, metilmercurio y otros metales pesados en peces de Colombia: riesgo por ingesta. *Acta Biológica Colombiana*, 24(2), 232-242.

Varol, M. (2011). Assessment of heavy metal contamination in sediments of the Tigris River (Turkey) using pollution indices and multivariate statistical techniques. *Journal of Hazardous Materials*, 195, 355-364.

Vázquez, F., Florville-Alejandre, T. R., Herrera, M., de León, D., & María, L. (2008). Metales pesados en tejido muscular del bagre *Ariopsis felis* en el sur del golfo de México (2001-2004). *Latin american journal of aquatic research*, 36(2), 223-233.

Velasco, A., & Villegas, P. (1985). Aportes al conocimiento de la historia de vida de *Mugil incilis* (Hancock, 1830), *Mugil liza* (Valenciennes, 1836) y *Mugil curema* (Valenciennes, 1836) en la Ciénaga de Tesca (Bolívar, Colombia). (Doctoral dissertation, Tesis Biol. Mar., Univ. Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Cartagena).

Velusamy, A., Kumar, P. S., Ram, A., & Chinnadurai, S. (2014). Bioaccumulation of heavy metals in commercially important marine fishes from Mumbai Harbor, India. *Marine pollution bulletin*, 81(1), 218-224.

Verano, E. (1998). Estado y realizaciones de la gestión ambiental en Colombia. Ministerio del Medio Ambiente, Bogotá, 195p.

Viloria-Maestre, E., Acero, P., & Blanco, J. (2012). The collapse of the striped mojarra *Eugerres plumieri* (Pisces: Gerreidae) fishery in the Ciénaga Grande de Santa Marta: Fishing, environmental or biological causes?. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR*, 41(2), 399-428.

Vivas-Aguas, L. J., Espinosa, L. F., & Henríquez, L. G. P. (2013). Identificación de fuentes terrestres de contaminación y cálculo de las cargas de contaminantes en el área de influencia de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe Colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 42, 1.

Wang Y., Chen P., Cui R., Si W., Zhang Y., & Ji W. (2010). Heavy metal concentrations in water, sediment, and tissues of two fish species (*Triplophysa pappenheimi*, *Gobio hwanghensis*) from the Lanzhou section of the Yellow River, China. *Environ Monit Assess* (2010) 165:97–102.

Wang, S., Cao, Z., Lan, D., Zheng, Z., & Li, G. (2008). Concentration distribution and assessment of several heavy metals in sediments of west-four Pearl River Estuary. *Environmental Geology*, 55(5), 963-975.

Weber, P., Behr, E. R., Knorr, C. D. L., Vendruscolo, D. S., Flores, E. M., Dressler, V. L., & Baldisserotto, B. (2013). Metals in the water, sediment, and tissues of two fish species from different trophic levels in a subtropical Brazilian river. *Microchemical Journal*, 106, 61-66.

Weinberg, J., & Persistentes, O. (2007). Introducción a la Contaminación por Mercurio para las ONG. *Network: International Pops Elimination*. 162 p.

Who. (2002). Informe sobre la salud en el mundo, 2002. Cap. 2. Definición y evaluación de los riesgos para la salud.

Wiedemann, H. U. (1973). Reconnaissance of the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia: physical parameters and geological history. *Mitt. Inst. Colombo-Alemán Invest. Cient*, 7, 85-119.

William D. Anderson Jr. (2001) National Audubon Society Field Guide To Tropical Marine Fishes of the Caribbean, the Gulf of Mexico, Florida, the Bahamas, and Bermuda. *Copeia*: August 2001, Vol. 2001, No. 3, pp. 884-886

Yáñez-Arancibia A, Sánchez-Gil P, Lara-Domínguez LA. (1991). Interacciones ecológicas estuario-mar: Estructura funcional de bocas estuarinas y su efecto en la productividad del ecosistema. *Academia de Ciencias de Sao Paulo*, 71: 49-83

Yaqin, J. I., Yinchang, F. E. N. G., Jianhui, W. U., Tan, Z. H. U., Zhipeng, B. A. I., & Chiqing, D. U. A. N. (2008). Using geoaccumulation index to study source profiles of soil dust in China. *Journal of Environmental Sciences*, 20(5), 571-578.

Yi, Y., Tang, C., Yi, T., Yang, Z., & Zhang, S. (2017). Health risk assessment of heavy metals in fish and accumulation patterns in food web in the upper Yangtze River, China. *Ecotoxicology and environmental safety*, 145, 295-302.

Yi, Y., Yang, Z., & Zhang, S. (2011). Ecological risk assessment of heavy metals in sediment and human health risk assessment of heavy metals in fishes in the middle and lower reaches of the Yangtze River basin. *Environmental Pollution*, 159(10), 2575-2585.

Yilmaz, A. B. (2003). Levels of heavy metals (Fe, Cu, Ni, Cr, Pb, and Zn) in tissue of Mugil cephalus and Trachurus mediterraneus from Iskenderun Bay, Turkey. *Environmental research*, 92(3), 277-281.

Yucra, S., Gasco, M., Rubio, J., & Gonzales, G. F. (2008). Exposición ocupacional a plomo y pesticidas órganofosforados: efecto sobre la salud reproductiva masculina. *Revista peruana de medicina experimental y salud pública*, 25(4), 394-402.

Zamora-Arellano, N., Ruelas-Inzunza, J., García-Hernández, J., Ilizaliturri-Hernández, C., Betancourt-Lozano, M. (2017). Linking fish consumption patterns and health risk assessment of mercury exposure in a coastal community of NW Mexico, *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, doi: 10.1080/10807039.2017.1329622

Zavala-Camin, L. A. (1996). Introdução aos estudos sobre alimentação natural em peixes. *Maringá: EDUEM*. 1996. xiii, 129 p. (No. 597 ZAV), p. 89-123. ISBN 85-85545-20-8

Zeitoun, M. M., & Mehana, E. E. (2014). Impact of water pollution with heavy metals on fish health: overview and updates. *Global Veterinaria*, 12(2), 219-231.

Zhao, S., Feng, C., Quan, W., Chen, X., Niu, J., & Shen, Z. (2012). Role of living environments in the accumulation characteristics of heavy metals in fishes and crabs in the Yangtze River Estuary, China. *Marine pollution bulletin*, 64(6), 1163-1171.

Zhou, Y. W., Zhao, B., Peng, Y. S., & Chen, G. Z. (2010). Influence of mangrove reforestation on heavy metal accumulation and speciation in intertidal sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 60(8), 1319-1324.

Zhu, L., Xu, J., Wang, F., & Lee, B. (2011). An assessment of selected heavy metal contamination in the surface sediments from the South China Sea before 1998. *Journal of Geochemical Exploration*, 108(1), 1-14.

ANEXOS

Anexo 1. Aspectos relacionados con la afectación a la salud, mecanismos de acción tóxica y patología generalizada por exposición prologada a los metales en estudio

MP	AFECTACIÓN	MECANISMO DE ACCIÓN TOXICA	PATOLOGÍA ASOCIADAS POR EXPOSICIONES PROLONGADAS	Autor
As	Sistema respiratorio, Sistema hepático, Sistema nervioso, dermis y vesícula	Se almacena principalmente en hígado, riñón, corazón y pulmón; a bajas concentraciones en músculo y tejido nervioso	Irritación del estómago e intestinos. Disminución en la producción de glóbulos rojos y blancos. Cambios en la coloración de la piel. Irritación de los pulmones. Posible cáncer de piel, pulmón, hígado, vesícula y linfa. Infertilidad y abortos en mujeres. Pérdida de la resistencia a infecciones. Daño cerebral Afectación y daños al ADN	Gunnar, 2013 Londoño-Franco, 2016 Madrid, <i>et al</i> , 2011 Ruiz, 2010 Nava-Ruiz, 2011 Méndez-Armenta, 2011 Bocanegra, <i>et al.</i> , 2002 Griboff, <i>et al.</i> , 2018
Cd	Sistema renal, hepático, respiratorio y óseo	Inhibición de numerosas enzimas Afecta el transporte de (Cu) al interior de las células Alteración del metabolismo del calcio y la resorción ósea	Irritación grave del estómago, vómitos y diarrea Osteoporosis, fracturas óseas, dolor en las articulaciones Formación de cálculos renales Neumonitis aguda y edema pulmonar Posiblemente cáncer de próstata Aumento del riesgo de cáncer de endometrio	Capó, 2007 Järup y Akesson A.2009 Reyes, <i>et al</i> , 2016 Klaasen <i>et al.</i> , 2009 Aitio y Tritscher. 2004 Zeitoun y Mehana, E. 2014. Londoño-Franco, 2016 Madrid, <i>et al</i> , 2011
Cu	Sistema hepático, nervioso central, real, óseo y visual	Su transporte es fundamental para la función normal de la célula. Problemas en la homeostasis del Cu debido a mutaciones en los transportadores de este elemento, causan trastornos, tales como, la enfermedad de Menkes y de Wilson.	Lesión hepáticas especialmente en niños. Coagulación proteica e inflamación severa de mucosa digestiva. Anemia hipocrómica. Disminución de la tasa de crecimiento, diarreas, cambios de coloración del pelo. Ataxia neonatal, alteración del crecimiento, infertilidad temporal e insuficiencia cardíaca.	Rodríguez-Heredia, 2017 Londoño-Franco, 2016 Madrid, <i>et al</i> , 2011 Ruiz, 2012

-	AFECTACIÓN	MECANISMO DE ACCIÓN TOXICA	PATOLOGÍA ASOCIADAS POR EXPOSICIONES PROLONGADAS	Autor
Hg	Sistema gastrointestinal, respiratorio, nervioso central, reproductor, inmunológico y dérmico	Alteraciones auditivas y síntomas extrapiramidales. En la fase intrauterina; (el feto puede ser de 2 a 5 veces más sensible que el adulto) a desarrollar parálisis cerebral, por la inhibición de la migración neuronal desde las zonas centrales a las áreas corticales periféricas.	Alteración del equilibrio, temblor muscular, hormigueos corporal, alteraciones de la sensibilidad, hipoacusia (Pérdida del oído), dificultad para hablar, deterioro mental, trastornos visuales, malformaciones a nivel del feto y retardo mental, afectaciones, neurológicas, cognitivas y psicológicas. Ataxia, o reducciones concéntricas de los campos visuales Gastrointestinal, respiratoria y/o dérmica. Daño neuronal en la corteza sensoria. Convulsiones crónicas. Retraso en el desarrollo psicomotor.	Oliveros-Verbel, 2018 Fitzgerald y Clarkson, 2006 Marrugo-Negrete, <i>et al</i> , 2008 Pinedo-Hernández, <i>et al</i> , 2015 Salazar-Camacho, <i>et al</i> , 2017 Soto, <i>et al.</i> , 2011 Bode, <i>et al.</i> , 2002 Gunnar, 2013 Londoño-Franco, 2016 Madrid, <i>et al</i> , 2011
Pb	Sistema nervioso central y periférico, auditivo, especialmente en niños, Sistema renal	Inhibición para producir hemoglobina al interferir actividades enzimáticas y metabólicas del grupo hemo. Distribuye las actividades en tejidos blandos (riñón, médula ósea, hígado y cerebro) y en tejido mineralizado (huesos y dientes). Se acumula durante toda la vida y es liberado lentamente, incluso dosis pequeñas, produce, en el tiempo intoxicación severa	Cefalea, náuseas, espasmo abdominal, disminución de agudeza auditiva, palidez facial, psicomotricidad débil (parálisis de las articulaciones), desnutrición, estreñimiento, anemia hemolítica, encefalopatía, tumores renales, hipotensión y psicosis. Reducción en la motilidad espermática. Cambios de conducta sutiles, fatiga y problemas de concentración. Produce eritrosis. Diferentes tipos de anemia.	Madrid, <i>et al</i> , 2011 Bilotta, <i>et al.</i> , 2013 Nava-Ruiz, 2011 Ramírez, <i>et al.</i> , 2007 Sanín, <i>et al.</i> , 1998 Siguenza-Toledo, 2016 Yucra, <i>et al.</i> , 2008 Sanín <i>et. al</i> , 1998
Zn	Sistemas gastrointestinal, respiratorio, óseo y dérmico	Retraso del crecimiento, hipogonadismo en los varones, alteraciones cutáneas, falta de apetito, letargo mental y retardo en la cicatrización de las heridas,	Ataques de escalofríos, fiebre irregular, sudoración profusa, náuseas, sed, cefalea, dolores en las extremidades y sensación de extremo cansancio Edema pulmonar y bronconeumonía Úlceras cutáneas	Madrid, <i>et al</i> , 2011 Gunnar, 2013 Hotz, 2001 Berné-Peña, <i>et al.</i> , 2008 Silva, <i>et al.</i> , 2006

Anexo 2. Concentraciones promedio de metales pesados en las especies en estudio, realizado por diferentes autores para el mar Caribe.

Especie	Procedencia	METALES PESADOS ($\mu\text{g/g}$)					Autor (es)	
		As	Cd	Cu	Hg	Pb		Zn
<i>M. incilis</i>	Bahía de Cartagena				10/ \pm 2/87/ \pm 22 *		Alonso, <i>et al.</i> , (2000)	
	CGSM				6/ \pm 1/15/ \pm 7 *			
	CGSM				<3.00 / 57.3 ng/g		INVEMAR, (2018)	
	Departamento del Atlántico		0.011 \pm 0.046	20.21 \pm 22.53			9.12 \pm 2.3	Barrios & Luna, (2012)
<i>C. undecimalis</i>	Laguna Unare/ Venezuela		0,72	0,62		0.12	8.71	Márquez, <i>et al.</i> , (2008)
	Ciénaga de Mallorquín		0.06 \pm 0.03	0.37 \pm 0.12	0.13 \pm 0.03	0.17 \pm 0.03	12.14 \pm 3.74	Fuentes-Gandara, <i>et al.</i> , (2018)
			0.09 \pm 0.02 ^H	0.58 \pm 0.19 ^H	0.14 \pm 0.01 ^H	0.23 \pm 0.06 ^H	14.68 \pm 5.4 ^H	
<i>C. mapale</i>	Laguna Unare/ Venezuela		0.09	0,08		0.16	22,51	Márquez, <i>et al.</i> , (2008)
	CGSM		4.24	13.3			109.4	Campos, (1992)
<i>E. plumieri</i>	Bahía de Cartagena				104 \pm 22/334 \pm 117*			Alonso, <i>et al.</i> , (2000))
	CGSM				9 \pm 3/28 \pm 6*			
	CGSM				9,55/32.2 ng/g			INVEMAR (2018)
	Barranquilla		0.019 \pm 0.015			0,176 \pm 0.088		Pájaro & Sánchez, (2016)
	Ciénaga de Mallorquín		0.05 \pm 0.03	0.64 \pm 0.45	0.16 \pm 0.04	0.08 \pm 0.01	2.92 \pm 0.40	Fuentes-Gandara, <i>et al.</i> , (2018).
			0.11 \pm 0.04 ^H	0.98 \pm 0.70 ^H	0.20 \pm 0.05 ^H	0.09 \pm 0.01 ^H	3.77 \pm 0.70 ^H	
<i>E. smithi</i>	Laguna Unare/ Venezuela		0.88	1.07		0.22	18.81	Márquez, <i>et al.</i> , (2008)

* Peso seco

Anexo 3. Tipos de alimentos en las especies en estudio en la Ciénaga Grande de Santa Marta, según estudios de diferentes investigadores.

Especie	ÍTEMS ALIMENTARIOS							Autor (es)	
	Material Vegetal	Peces	Crustáceos	Detritos	Ostras	Plancton			Insectos
						Zoo	Fito		
<i>C. mapale</i>	X	X				X		X	Barrera, <i>et al.</i> , (2014)
	X	X				X			Jiménez-Reyes, (2017)
		X	X	X		X	X		Gómez-Canchong, <i>et al.</i> , (2004)
	X	X	X			X	X	X	Acero, (2002)
<i>C. undecimalis</i>		X	X			X			Bustos y Pérez, (2017)
		X	X						Jiménez Reyes, (2017)
		X	X						Gómez-Canchong, <i>et al.</i> , (2004)
		X	X						Orrell, (2002)
	X	X	X					X	Rabelo <i>et al.</i> , (2009)
	X	X							Mojica <i>et al.</i> , (2004)
<i>E. plumieri</i>	X				X	X		X	Gilmore, (2002)
			X	X	X	X	X	X	Gómez-Canchong, <i>et al.</i> , (2004)
					X	X		X	Aguirre-León & Díaz-Ruiz, (2000)
	X	X	X		X	X	X		Arenas-Granados y Acero, (1992)
					X	X		X	Viloria-Maestre, <i>et al.</i> , (2012)
	X				X	X	X		Mojica <i>et al.</i> , (2004)
<i>E. smithi</i>		X	X					X	Santos-Martínez y Arboleda, (1993)
		X	X						Gómez-Canchong, <i>et al.</i> , (2004)
		X	X			X			Smith, (2002)
		X	X			X			Cogua, <i>et al.</i> , (2013)
		X	X						Jiménez Reyes, (2017)
<i>M. incilis</i>	X	X				X	X		Barrera, <i>et al.</i> , (2014)
	X					X	X		Jiménez Reyes, (2017)
						X	X		Bustos & Pérez, (2017)
	X			X			X		Gómez-Canchong, <i>et al.</i> , (2004)
				X	X	X	X	X	Dualiby, (1988)
						X	X		Cogua, <i>et al.</i> , (2013)
	X			X		X	X		Blanco, J. (1980)
X			X	X	X	X		Velasco y Villegas, (1985)	
			X		X	X	X		Osorio-Dualiby, (1988)

Anexo 4. Encuesta aplicada como herramienta para determinar el consumo de pescado en habitantes del área de estudio.

Universidad del Atlántico		ACREDITACIÓN INSTITUCIONAL		UNIVERSIDAD DEL ATLÁNTICO				"MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES"							
Proyecto. "Metales pesados en sedimentos y en cinco especies de peces del sector sur de la Ciénaga grande de Santa Marta, como indicadores de riesgo ambiental y en la salud humana"															
Fecha:		D	M	A	Sitio de toma de información:										
Nombre del encuestado:															
Ocupación:															
Grado de escolaridad:		Ninguno		Primaria		Secundaria		Técnico		Universitario					
Grupo de la Población:		Niños (1 – 15 años)		Mujeres ER (16 – 45 años) Estado de gravidez				Resto de la Población							
Edad:				Si		No		Tiempo							
Peso:															
Estatura:															
Sexo:		M		F				M		F					
Hijos:		Si:		No:		Cuantos:									
Consume pescado		Si:		No:		Número de veces al día:		1	2	3	4				
Cantidad de pescado/ día (g):						Cantidad de pescado/ semana (g):									
Sitio de compra del pescado que consume:															
Consume pescado enlatado:		Si:		No:		Cual?									
Frecuencia:															
Especies más consumidas:		Número de veces a la semana													
		0	1	2	3	4	5	6	7						
Mojarra Blanca:															
Chivo Mapalé															
Robalo															
Macabí															
Lisa															
Otra:		Si:	No:	Cual?											
Forma de preparación para consumo del pescado				Frita:		Guisada:		Sopa:			Salpicón:				
Otra:		¿Cual?													
Observaciones:															

Nota: Adaptado de la Encuesta "Proyectos de Riesgo a la Salud Humana". Grupo de Investigación "Aguas, Química Aplicada y Ambiental". Universidad de Córdoba. 2015.

Anexo 5. Concentraciones medias de metales pesados en tejido hepático y muscular con sus desviaciones estándar para cada una de las especies estudiadas en ($\mu\text{g}/\text{kg}$)

Metal	Arsénico		Cadmio		Cobre		Mercurio		Plomo		Zinc	
	Tejido	Hígado	Musculo	Hígado	Músculo	Hígado	Músculo	Hígado	Músculo	Hígado	Músculo	Hígado
# Muestras (n)	103	160	99	51	58	5	112	180	84	123	109	74
<i>C. mapale</i>	187.64±65.1	98.11±17.20	44.88±21.53	3.19±1.33	4.28±1.06	2.76±0.3	79.44±19.45	15.59±3.77	103.13±39.7	15.07±4.3	64.32±9.94	4.2±0.82
<i>C. undecimalis</i>	125.21±30.66	97.44±22.46	29.71±15.61	1.93±0.52	4.00±0.93	<2.5±0.0	27.0±9.13	25.48±5.04	17.64±8.55	21.99±11.32	19.8±1.8	3.88±0.58
<i>E. smithi</i>	108.94±20.82	83.91±24.33	26.0±10.91	3.54±1.22	6.96±2.14	<2.5±0.0	27.7±9.66	26.77±6.58	35.46±16.01	34.36±12.7	18.47±2.73	4.18±1.32
<i>E. plumieri</i>	193.42±34.42	74.7±19.87	63.6±32.75	2.89±1.68	3.40±0.8	<2.5±0.0	14.23±3.37	12.04±3.11	35.15±15.78	21.0±7.13	37.01±3.96	7.55±1.51
<i>M. incilis</i>	236.66±134.7	102.88±24.66	73.86±30.8	3.01±1.39	109.77±32.12	<2.5±0.0	50.04±12.14	15.34±9.59	55.66±22.22	21.06±10.87	32.46±4.94	4.46±0.85

Anexo 6. Valores de las concentraciones de metales pesados por zonas de muestreo con sus desviaciones para cada una de las especies estudiadas en ($\mu\text{g}/\text{kg}$).

Metal	Arsénico		Cadmio		Cobre		Mercurio		Plomo		Zinc	
	Zona de Muestreo	Caño Grande	Trojas de Aracataca	Caño Grande	Trojas de Aracataca	Caño Grande	Trojas de Aracataca	Caño Grande	Trojas de Aracataca	Caño Grande	Trojas de Aracataca	Caño Grande
(n)	132	131	87	63	35	28	152	140	109	98	92	91
<i>C. mapale</i>	144.33±48.81	116.91±27.23	19.78±15.54	15.50±9.81	3.59±0.8	3.04±0.48	34.42 ±12.46	45.2±18.84	52.41±29.22	48.59±26.78	29.96±13.67	17.61±9.29
<i>C. undecimalis</i>	107.59±25.28	109.47±27.19	15.11±11.69	10.44±8.15	2.94±0.52	3.22±0.63	37.22 ±6.8	24.96±6.54	24.52±12.24	16.28±6.54	9.2±3.52	9.99±3.24
<i>E. smithi</i>	80.5±13.97	106.21±18.9	11.09±5.49	13.19±8.84	4.16±1.53	4.31±1.36	19.24±3.6	34.78±9.32	36.21±13.93	33.26±14.2	9.03±3.3	9.56±3.34
<i>E. plumieri</i>	113.89±39.87	116.32±27.52	18.31±11.4	35.26±27.67	2.82±0.38	2.81±0.47	10.58±2.29	15.35±4.29	27.22±10.39	20.24±8.44	19.54±6.08	14.57±5.62
<i>M. incilis</i>	208.15±98.33	111.61±28.41	14.78±8.75	45.07±28.89	49.34±26.36	36.4±26.93	23.0±9.21	30.48±16.87	46.2±16.24	27.351±4.28	16.62±6.32	11.78±4.74

Anexo 7. Valores de las concentraciones de metales pesados por época climática con sus desviaciones para cada una de las especies estudiadas en ($\mu\text{g}/\text{kg}$)

Metal	Arsénico		Cadmio		Cobre		Mercurio		Plomo		Zinc	
	Temporada Climática	Lluvia	Seca	Lluvia	Seca	Lluvia	Seca	Lluvia	Seca	Lluvia	Seca	Lluvia
(n)	100	163	65	85	20	43	115	177	54	153	61	122
<i>C. mapale</i>	96,31±47,43	180,29±116,49	72,64±105,2	35,23±43,51	7,72±1,10	6,86±1,65	36,17±25,90	41,52±45,62	27,25±27,03	93,68±83,17	50,45±26,67	55,42±56,78
<i>C. undecimalis</i>	102,45±44,29	136,24±56,41	48,44±71,31	38,30±35,71	8,57±3,99	6,46±0,95	22,91±22,87	27,41±16,02	28,31±21,10	40,70±59,70	16,41±6,18	14,42±7,72
<i>E. smithi</i>	92,78±37,51	134,79±76,33	18,19±17,98	21,03±22,84	9,42±4,13	11,54±6,63	40,51±22,78	28,57±43,37	29,59±21,50	59,82±39,39	22,77±7,47	15,14±7,12
<i>E. plumieri</i>	126,85±72,79	203,71±265,05	59,97±79,76	37,81±47,74	2,5±0,0	12,07±14,68	17,18±12,65	11,75±6,85	46,94±69,83	49,73±40,92	20,19±16,55	28,14±30,0
<i>M. incilis</i>	101,57±58,07	186,45±115,63	45,37±42,99	58,26±57,69	69,11±54,16	106,35±54,94	31,13±28,01	38,74±50,15	52,54±39,83	47,60±35,63	21,88±14,28	24,04±28,12

Anexo 8. Listado de fertilizantes, fungicidas e insecticidas comunmente usados en ganadería y cultivos extensivos y de menor escala en la región ubicada sobre la vertiente occidental de la Sierra Nevada de Santa Marta.

PRODUCTO			METAL SEGÚN ESPECIFICACIONES TÉCNICAS
FERTILIZANTE			
Sam	Map	Match	Nitrógeno, Fosforo, Potasio, Magnesio, Azufre, Boro, Calcio, Manganeseo, Zinc , Cobre , Cobalto, Molibdeno
Borax	K-mag	Ponto	
Nitromag			
INSECTICIDAS / FUNGICIDAS			
Voliam	Bangot	Uthane	Bromo, Cloro, Zinc , Calcio Boro Cobre Hierro Manganeseo Fosforo Calcio Magnesio Azufre Cloro Cobalto Molibdeno
Flexi	Zingo SI	Mancozeb	
Melaza	Voliam Flexi	Kasumin 2%	
Fungazym	Agrimins Foliar K	Kazugamicin	
Agrodine	Dithane,	Mycin	
Bacilo <i>Thurigiensis Bt</i>	Vitavax	Lorsban	
Carrier	Sinergy	Cosmo Agua	
Dithane	Adn-Sil	Isabion	
Uthane	Fosetil Al	Monocrotofos	
Match, Ponto o Bangot	Klip	Nomad Ec	
Manzeta (Mancozeb)	Nitro K	Recio	
Reglone (Raudo)	Ridomil	Sirtak Sc	
Top Cop	Zingo SI	Agrofast	
Acigib Progibb	Agrimins	Ridomil	
Bactox Wp (<i>Bacillus Subtilis</i>)	Reglone (Raudo)	Tridamin	
Tottem	Tridamin	Sirtak Sc	
Fermona	Hormon	Sitimplex	
Fudiolan	Hipoclorito de Sodio	Inveprid	
Fungazym	Isabion	Amina	
Ridomil	Rambler	Cipermetrina	
Cosmoquel	Rozar	Rambler	
Agrofast	Monocrotofos	Acigib -Progibb	

Fuente: Recopilación del Autor. Trabajo indagatorio en campo y complementado con las fichas técnicas de cada uno de los productos según las paginas consultadas en la web.

Anexo 9. Listado de peces de mayor consumo por los los grupos poblacionales del sector sur de la CGSM según encuesta realizada

Nº	NOMBRE CIENTÍFICO	FAMILIA	NOMBRE COMÚN	n	%
1	<i>Eugerres plumieri</i> (Cuvier, 1830)	Gerreidae	Mojarra rayada	188	91.7
2	<i>Mugil incilis</i> (Hancock, 1830)	Mugilidae	Lisa	157	76,6
3	<i>Sciades proops</i> (Valenciennes, 1840)	Ariidae	Chivo mozo	144	70.2
4	<i>Elops smithi</i> (McBride, Rocha. Ruiz-Carus & Bowen, 2010)	Elopidae	Macabi	131	63,9
5	<i>Mugil liza</i> (Valenciennes, 1836)	Mugilidae	Lebranche	112	54,6
6	<i>Cathorops mapale</i> (Betancur y Acero, 2005)	Ariidae	Chivo mapalé	106	51,7
7	<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	Cichlidae	Mojarra lora	93	45,4
8	<i>Centropomus undecimalis</i> (Bloch, 1792)	Centropomidae	Róbalo blanco	72	35,1
9	<i>Diapterus rhombeus</i> (Cuvier, 1829)	Gerreidae	Mojarra blanca	65	31,7
10	<i>Ariopsis canteri</i> (Acero P., Betancur-R. & Marceniuk, 2017)	Ariidae	Chivo cabezón	52	25,4
11	<i>Lycengraulis batesii</i> (Günther, 1868)	Engraulidae	Arenque	46	22,4
12	<i>Megalops atlanticus</i> (Valenciennes 1847)	Megalopidae	Sábalo	41	20,0
13	<i>Larimus breviceps</i> (Cuvier, 1830)	Sciaenidae	Boquita de sabalo	36	17.6
14	<i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823)	Sciaenidae	Coroncoro	35	17.1
15	<i>Bairdiella ronchus</i> (Cuvier, 1830)	Sciaenidae	Carrurra	31	15.1
16	<i>Centropomus pectinatus</i> (Poey, 1860)	Centropomidae	Róbalo baileta	28	13.7
17	<i>Leporinus muyscorum</i> (Steindachner, 1900)	Anostomidae	Cuatro ojo	22	10.7
18	<i>Centropomus parallelus</i> (Poey, 1860)	Centropomidae	Róbalo chucumite	20	9.8
19	<i>Centropomus ensiferus</i> (Poey, 1860)	Centropomidae	Róbalo pipón	16	7.8
20	<i>Caquetaia kraussi</i> (Steindachner, 1878)	Cichlidae	Mojarra peña	14	6.8
21	<i>Oligoplites saurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Carangidae	Meona	7	3.4
22	<i>Oligoplites palometa</i> (Cuvier, 1832)	Carangidae	Meona	6	2.9
23	<i>Anchovia clupeioides</i> (Swainson, 1839)	Anchoveta	Anchova	4	2.0

