



Universidad Nacional Mayor de San Marcos

Universidad del Perú. Decana de América

Dirección General de Estudios de Posgrado
Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y
Geográfica
Unidad de Posgrado

Cheilodactylus variegatus Valenciennes, 1833

**“Pintadilla” como bioindicador de la contaminación
por mercurio en la zona costera de Chorrillos - Ancón,
Lima, Perú**

TESIS

Para optar el Grado Académico de Magíster en Ciencias
Ambientales con mención en Control de la Contaminación y
Ordenamiento Ambiental

AUTOR

Sigfredo Alexander QUINTANA PAETÁN

ASESOR

Dr. Carlos Francisco CABRERA CARRANZA

Lima, Perú

2024



Reconocimiento - No Comercial - Compartir Igual - Sin restricciones adicionales

<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/>

Usted puede distribuir, remezclar, retocar, y crear a partir del documento original de modo no comercial, siempre y cuando se dé crédito al autor del documento y se licencien las nuevas creaciones bajo las mismas condiciones. No se permite aplicar términos legales o medidas tecnológicas que restrinjan legalmente a otros a hacer cualquier cosa que permita esta licencia.

Referencia bibliográfica

Quintana, S. (2024). *Cheilodactylus variegatus Valenciennes, 1833 “Pintadilla” como bioindicador de la contaminación por mercurio en la zona costera de Chorrillos - Ancón, Lima, Perú*. [Tesis de maestría, Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y Geográfica/Unidad de Posgrado]. Repositorio institucional Cybertesis UNMSM.

Metadatos complementarios

Datos de autor	
Nombres y apellidos	Sigfredo Alexander Quintana Paetán.
Tipo de documento de identidad	DNI
Número de documento de identidad	07491144
URL de ORCID	https://orcid.org/0000-0003-3389-9238
Datos de asesor	
Nombres y apellidos	Carlos Francisco Cabrera Carranza
Tipo de documento de identidad	DNI
Número de documento de identidad	17402784
URL de ORCID	https://orcid.org/0000-0002-5821-5886
Datos del jurado	
Presidente del jurado	
Nombres y apellidos	Rolando Reátegui Lozano
Tipo de documento	DNI
Número de documento de identidad	06418510
Miembro del jurado 1	
Nombres y apellidos	Jorge Leonardo Jave Nakayo
Tipo de documento	DNI
Número de documento de identidad	01066653
Miembro del jurado 2	
Nombres y apellidos	Oscar Rafael Tinoco Gómez
Tipo de documento	DNI
Número de documento de identidad	08606920
Datos de investigación	

Línea de investigación	No aplica.
Grupo de investigación	No aplica.
Agencia de financiamiento	Sin financiamiento.
Ubicación geográfica de la investigación	<p>País: Perú Departamento: Lima Provincia: Lima Distrito: Chorrillos Mercado Pesquero Artesanal de Chorrillos entre la Playa de Agua Dulce y Club Regatas Lima, cerca de la avenida Malecón Grau Latitud: -12.16607 Longitud: -77.02947</p> <p>País: Perú Departamento: Lima Provincia: Lima Distrito: Ancón Mercado Pesquero Artesanal de Ancón en el Muelle de Ancón Latitud: -11.77268 Longitud: -77.17631</p>
Año o rango de años en que se realizó la investigación	Abril 2017 – Marzo 2021
URL de disciplinas OCDE	<p>Ciencias del medio ambiente: https://purl.org/pe-repo/ocde/ford#1.05.08</p> <p>Oceanografía, Hidrología, Recursos hídricos: https://purl.org/pe-repo/ocde/ford#1.05.11</p>



ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS

SUSTENTACIÓN PÚBLICA

En la Universidad Nacional Mayor de San Marcos - Lima, a los once días del mes de marzo del año dos mil veinticuatro, siendo las nueve horas, se reúnen los suscritos Miembros del Jurado Examinador de Tesis, nombrado mediante Dictamen N° 000106-2024-UPG-VDIP-FIGMMG/UNMSM del 29 de febrero del 2024, con la finalidad de evaluar la sustentación oral de la siguiente tesis:

TÍTULO

«*Cheilodactylus variegatus Valenciennes 1833* "PINTADILLA" COMO BIOINDICADOR DE LA CONTAMINACIÓN POR MERCURIO EN LA ZONA COSTERA DE CHORRILLOS - ANCÓN, LIMA, PERÚ»

Presentado por el Bach. **SIGFREDO ALEXANDER QUINTANA PAETÁN**, para optar el **GRADO ACADÉMICO DE MAGISTER** en **CIENCIAS AMBIENTALES** con mención en **CONTROL DE LA CONTAMINACIÓN Y ORDENAMIENTO AMBIENTAL**.

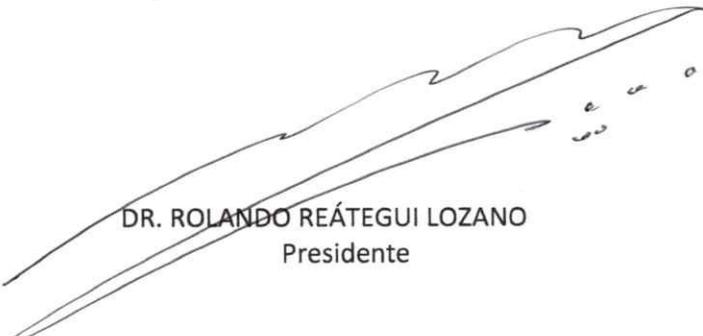
El Secretario del Jurado Examinador de la Tesis, analiza el expediente N° 01689/ FIGMMG, de fecha 23 de febrero del 2017, en el marco legal y Estatutario de la Ley Universitaria, acreditando que tiene todos los documentos y que cumplió con las etapas del trámite según el «Reglamento General de Estudios de Posgrado», aprobado con Resolución Rectoral N° 04790-R-18 del 08 de agosto del 2018.

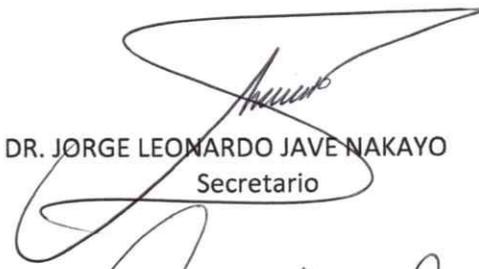
Luego de la Sustentación, se procede con la calificación de la Tesis, de acuerdo al procedimiento respectivo y se registra en el acta correspondiente de conformidad al Art. 100 del precitado Reglamento, correspondiéndole al graduando la siguiente calificación:

Muy BUENO (17)

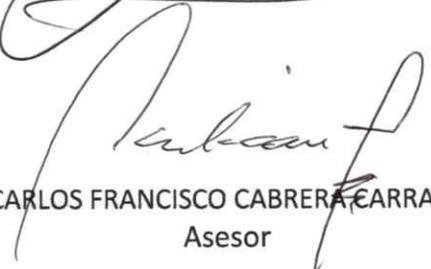
Habiendo sido aprobada la sustentación de la Tesis, el Presidente recomienda a la Facultad se le otorgue el **GRADO ACADÉMICO DE MAGISTER** en **CIENCIAS AMBIENTALES** con mención en **CONTROL DE LA CONTAMINACIÓN Y ORDENAMIENTO AMBIENTAL** al Bach. **SIGFREDO ALEXANDER QUINTANA PAETÁN**.

Siendo las 10:00 horas, se dio por concluido al acto académico.


DR. ROLANDO REÁTEGUI LOZANO
Presidente


DR. JORGE LEONARDO JAVE NAKAYO
Secretario


DR. OSCAR RAFAEL TINOCO GÓMEZ
Miembro


DR. CARLOS FRANCISCO CABRERA CARRANZA
Asesor



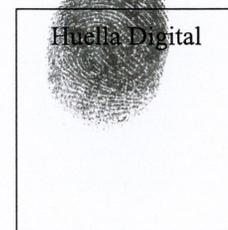
UNIVERSIDAD NACIONAL MAYOR DE SAN MARCOS
Universidad del Perú. Decana de América
FACULTAD DE INGENIERÍA GEOLÓGICA, MINERA, METALÚRGICA Y GEOGRÁFICA
UNIDAD DE POSGRADO

CERTIFICADO DE SIMILITUD

Yo Dr. Carlos Francisco Cabrera Carranza en mi condición de asesor acreditado con el Número de Dictamen N°708/UPG-FIGMMG/2017 de la tesis, cuyo título es «***Cheilodactylus variegatus Valenciennes, 1833* "PINTADILLA" COMO BIOINDICADOR DE LA CONTAMINACIÓN POR MERCURIO EN LA ZONA COSTERA DE CHORRILLOS - ANCÓN, LIMA, PERÚ**» presentado por el Bachiller Quintana Paetán Sigfredo Alexander para optar el Grado Académico de Magister en Ciencias Ambientales con mención en Control De La Contaminación Y Ordenamiento Ambiental. CERTIFICO que se ha cumplido con lo establecido en la Directiva de Originalidad y de Similitud de Trabajos Académicos, de investigación y producción Intelectual. Según la revisión, análisis y evaluación mediante el software de similitud textual, el documento evaluado cuenta con el porcentaje de 13 % de similitud, nivel **PERMITIDO** para continuar con los trámites correspondientes y para su **publicación en el repositorio institucional**.

Se emite el presente certificado en cumplimiento de lo establecido en las normas vigentes, como uno de los requisitos para la obtención del grado correspondiente.

Firma del Asesor:
DNI: **17402784**
Nombres y apellidos del asesor:
..... **Dr. Carlos Francisco Cabrera Carranza**



DEDICATORIA

El presente trabajo es dedicado primeramente al Supremo Hacedor del Mundo que me dio las fuerzas y la perseverancia para poder desarrollar y culminar la presente Tesis.

A mis padres Sigfredo y Judith, profesores que sembraron en mí, las luces del conocimiento, desde mis primeros años, ayudándome a levantarme cuando caía, alentándome cuando me sentía defraudado conmigo mismo y sentando las bases de lo que soy ahora, un profesor que sueña con construir un mundo nuevo, dando lo mejor de sí a los jóvenes, el futuro de nuestro país.

A mi adoración, mi hijo Alonsito, que es la principal motivación, es el motor interno que me daba fuerzas en donde no las había, me daba esperanza en la desesperanza, me daba ilusión en medio de la desilusión, me daba optimismo en medio de las dificultades de la consecución de esta Tesis, en síntesis, mi razón de ser.

A mi familia por todo el apoyo brindado a lo largo del desarrollo de la Tesis.

A mi amiga Lía Conny que desde el cielo ha visto desarrollarme y crecer como profesional.

AGRADECIMIENTO

Mi agradecimiento a mi Alma Mater, la Universidad Nacional Mayor de San Marcos, que en sus aulas adquirí los conocimientos propios de mi carrera y desarrollé el análisis crítico tanto de la ciencia como de la sociedad.

A mi asesor, el Dr. Carlos Francisco Cabrera Carranza, por el apoyo brindado con sus orientaciones y sus conocimientos en el desarrollo de la presente tesis.

A los Profesores, de Pregrado y Posgrado, que realmente me enseñaron con su ejemplo y sus conocimientos, marcando el camino que hoy sigo, el de la docencia universitaria, en especial a la Prof. Qco. Dolores Rivera Castilla, mi mentora.

Al laboratorio de la Facultad de Ingeniería Ambiental de la Universidad Cesar Vallejo que me brindó las instalaciones para el desarrollo de los análisis respectivos, en especial a la Ing. Amelia Mudarra, al Ing. H. Román y a la Ing. Ana Borja.

A mis colegas y amigos por el apoyo dado a lo largo del desarrollo de la presente Tesis, de diferentes maneras, desde la recolección de las muestras, el tratamiento de estas y su posterior lectura y análisis: Ing. Gino Mora, Qco. Miriam Huallpa, Ing. Romario Velásquez y la Ing. Laydy Cruz (mi hija) los que me apoyaron valiosamente en la recolección y tratamiento de las muestras, el Qco. David Huaranga al cual le estoy muy agradecido por su apoyo incondicional, al Ing. John Aguirre, la Ing. Vilma Cotarate y al Ing. Julio Trauco que me apoyaron en la parte técnica del análisis.

INDICE GENERAL

CAPITULO I: INTRODUCCION	1
1.1 Situación Problemática	1
1.2 Formulación del Problema:	4
1.2.1. Problema General	4
1.2.2 Problemas Específicos	4
1.3 Justificación Teórica	5
1.4 Justificación Practica	7
1.5 Objetivos.....	8
1.5.1 Objetivo General	8
1.5.2 Objetivos Específicos	8
CAPITULO II. MARCO TEÓRICO	10
2.1 Marco Filosófico o epistemológico de la investigación	10
2.2 Antecedentes de Investigación.....	13
2.3 Bases Teóricas.....	23
2.3.1 El Mercurio como Elemento: Propiedades Físicas y Químicas. ...	23
2.3.2 La historia del Mercurio	26
2.3.3 Fuentes Naturales del Mercurio	28
2.3.4 Fuentes Antropogénicas del Mercurio.....	29
2.3.5 Ciclo del Mercurio en la Naturaleza.....	32
2.3.6 Metilmercurio en el Ciclo del Mercurio en la Naturaleza.....	42
2.3.7 “Pintadilla” Cheilodactylus variegatus Valenciennes, 1833	51
2.3.7.1 Clasificación Taxonómica de la “Pintadilla”.....	53
2.3.7.2 Alimentación de la “Pintadilla”.....	55

2.4. Marcos Conceptuales	56
CAPITULO III. METODOLOGIA	64
3.1 Hipótesis	64
3.1.1 Hipótesis General	64
3.1.2 Hipótesis Específicas	64
3.2 Identificación de Variables	65
3.2.1 Variable Independiente	65
3.2.2 Variable Dependiente	65
3.2.3 Variables Controladas	65
3.3 Operacionalización de Variables	66
3.4 Tipo y Diseño de Investigación	68
3.5 Unidad de Análisis	68
3.6 Población de Estudio	68
3.7 Tamaño de Muestra	68
3.8 Selección de Muestra	71
3.9 Técnicas de recolección de datos:	72
3.10 Análisis e Interpretación de la Información	73
3.11 Materiales y Métodos Analíticos Empleados	73
3.11.1 Materiales Empleados en los Análisis	73
3.11.2 Determinación de Mercurio total en muestras de agua de mar ..	76
3.11.3 Determinación de Mercurio (Hg) en muestras de pescado (tejido muscular y tejido hepático)	78
3.11.4 Determinación de Mercurio (Hg) total en muestras de sedimento de playa	85

3.11.5 Lecturas de Mercurio (Hg) por Espectrofotometría de Absorción Atómica por Vapor Frío con equipo FIMS 100	87
3.11.5.1 Curva de Calibración.....	89
3.11.5.2 Reactivos necesarios para la determinación Instrumental. ...	90
3.11.5.3 Operación del Equipo FIMS 100 y desarrollo de lecturas. ...	91
3.11.5.4 Cálculos de la Concentración Real de Mercurio.	92
3.12 Análisis Estadístico.....	93
CAPITULO IV. RESULTADOS Y DISCUSION	95
4.1 Presentación de Resultados.....	95
4.1.1 Geolocalización de los Puntos de Muestreo.....	95
4.1.2 Resultados de los Análisis.....	96
4.1.3 Evaluación Estadística de los Análisis Reportados	100
4.2 Pruebas de Hipótesis.....	112
4.3 Análisis, Interpretación y Discusión de Resultados	117
CONCLUSIONES	129
RECOMENDACIONES.....	131
REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS.....	132

LISTA DE CUADROS

<i>Cuadro 1.</i> Cuadro de Operacionalización de Variables.	66
<i>Cuadro 2.</i> Georreferenciación de los Puntos de Muestreo de Agua de Mar.	95
<i>Cuadro 3.</i> Georreferenciación de los Puntos de Muestreo de Sedimento. .	95
<i>Cuadro 4.</i> Georreferenciación de los Puntos de Recolección de la “Pintadilla” <i>Cheilodactylus variegatus</i> Valenciennes, 1833.....	96
<i>Cuadro 5.</i> Concentración de Mercurio encontrado en el tejido hepático de la “Pintadilla” <i>Cheilodactylus variegatus</i> Valenciennes, 1833, recolectada en la franja costera de Chorrillos, en el intervalo de tiempo comprendido desde Setiembre 2018 hasta Marzo 2019.	96
<i>Cuadro 6.</i> Concentración de Mercurio encontrado en el tejido muscular de la “Pintadilla” <i>Cheilodactylus variegatus</i> Valenciennes, 1833, recolectada en la franja costera de Chorrillos, en el intervalo de tiempo comprendido desde Setiembre 2018 hasta Marzo 2019.	97
<i>Cuadro 7.</i> Concentración de Mercurio encontrado en el tejido hepático de la “Pintadilla” <i>Cheilodactylus variegatus</i> Valenciennes, 1833, recolectada en la franja costera de Ancón, en el intervalo de tiempo comprendido desde Setiembre 2018 hasta Marzo 2019.	97
<i>Cuadro 8.</i> Concentración de Mercurio encontrado en el tejido muscular de la “Pintadilla” <i>Cheilodactylus variegatus</i> Valenciennes, 1833, recolectada en la franja costera de Ancón, en el intervalo de tiempo comprendido desde Setiembre 2018 hasta Marzo 2019.	97
<i>Cuadro 9.</i> Concentración de Mercurio encontrado en el agua de mar, recolectada en la franja costera comprendida entre Chorrillos y Ancón, en el	

intervalo de tiempo comprendido desde Setiembre 2018 hasta Marzo 2019.	98
<i>Cuadro 10.</i> Concentración de Mercurio encontrado en el sedimento recolectado en la franja costera comprendida entre Chorrillos y Ancón, en el intervalo de tiempo comprendido desde Setiembre 2018 hasta Marzo 2019.	98
<i>Cuadro 11.</i> Valores de pH presente en el agua de mar, recolectada en la franja costera comprendida entre Chorrillos y Ancón, en el intervalo de tiempo comprendido desde Setiembre 2018 hasta Marzo 2019.	99
<i>Cuadro 12.</i> Porcentaje de Recuperación del Material Certificado de Referencia DORM-4 en los diversos análisis realizados.	99
<i>Cuadro 13.</i> Estadística Descriptiva de la concentración de Mercurio encontrado en el músculo de la “Pintadilla” <i>Cheilodactylus variegatus</i> Valenciennes, 1833.	100
<i>Cuadro 14.</i> Prueba de Normalidad de Shapiro-Wilk de la concentración de Mercurio encontrado en el músculo de la “Pintadilla” <i>Cheilodactylus variegatus</i> Valenciennes, 1833, de acuerdo al lugar de procedencia.	101
<i>Cuadro 15.</i> Prueba de Levene para la Homogeneidad de Varianzas de la concentración de Mercurio encontrado en el músculo de la “Pintadilla” <i>Cheilodactylus variegatus</i> Valenciennes, 1833, de acuerdo al lugar de procedencia.	102
<i>Cuadro 16.</i> Prueba de Mann-Whitney para evaluar si hay diferencia de medias en la concentración de Mercurio presente en el músculo de la “Pintadilla” <i>Cheilodactylus variegatus</i> Valenciennes, 1833, de acuerdo al lugar de procedencia.	103

<i>Cuadro 17.</i> Estadística Descriptiva de la concentración de Mercurio encontrado en el hígado de la “Pintadilla” <i>Cheilodactylus variegatus</i> Valenciennes, 1833.	104
<i>Cuadro 18.</i> Prueba de Normalidad de Shapiro-Wilk de la concentración de Mercurio encontrado en el hígado de la “Pintadilla” <i>Cheilodactylus variegatus</i> Valenciennes, 1833, de acuerdo al lugar de procedencia.	105
<i>Cuadro 19.</i> Prueba de Levene para la Homogeneidad de Varianzas de la concentración de Mercurio encontrado en el hígado de la “Pintadilla” <i>Cheilodactylus variegatus</i> Valenciennes, 1833, de acuerdo al lugar de procedencia.	106
<i>Cuadro 20.</i> Prueba de la t de student para determinar si hay diferencia de medias en la concentración de Mercurio encontrado en el hígado de la “Pintadilla” <i>Cheilodactylus variegatus</i> Valenciennes, 1833, de acuerdo al lugar de procedencia.	107
<i>Cuadro 21.</i> Prueba de Correlación de Pearson en la concentración de Mercurio encontrado en el músculo e hígado de la “Pintadilla” <i>Cheilodactylus variegatus</i> Valenciennes, 1833, en la zona de Chorrillos.	107
<i>Cuadro 22.</i> Prueba de Correlación de Spearman en la concentración de Mercurio encontrado en el músculo e hígado de la “Pintadilla” <i>Cheilodactylus variegatus</i> Valenciennes, 1833, en la zona de Ancón.	109
<i>Cuadro 23.</i> Estadística Descriptiva de la concentración de Mercurio presente en el agua de mar y sedimento marino de la zona comprendida entre Chorrillos y Ancón en el intervalo de tiempo comprendido desde Setiembre 2018 hasta Marzo 2019.	111

<i>Cuadro 24.</i> Estadística Descriptiva de la concentración de Mercurio encontrada en el agua de mar recolectada en la zona costera comprendida entre Chorrillos y Ancón en el intervalo de tiempo comprendido desde Setiembre 2018 hasta Marzo 2019.....	112
<i>Cuadro 25.</i> Estadística Descriptiva de la concentración de Mercurio encontrado en el hígado de la “Pintadilla” <i>Cheilodactylus variegatus</i> Valenciennes, 1833, de ambos puntos de muestreo en conjunto.....	114
<i>Cuadro 26.</i> Prueba de Normalidad de Shapiro-Wilk de la concentración de Mercurio encontrado en el músculo de la “Pintadilla” <i>Cheilodactylus variegatus</i> Valenciennes, 1833, de ambos puntos de muestreo en conjunto.	114
<i>Cuadro 27.</i> Prueba de Hipótesis para la concentración de Mercurio encontrada en el tejido muscular (Zona Chorrillos y Ancón) de la “Pintadilla” <i>Cheilodactylus variegatus</i> Valenciennes, 1833.....	114
<i>Cuadro 28.</i> Prueba de Hipótesis para la concentración de Mercurio encontrada en el hígado (Zona Chorrillos y Ancón) de la “Pintadilla” <i>Cheilodactylus variegatus</i> Valenciennes, 1833.....	116

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Ciclo Geoquímico del Mercurio	42
Figura 2 Esquema Simplificado del Ciclo del Hg Marino: Metilación del Hg en la Columna de Agua del Océano	50
Figura 3 Especie Marina “Pintadilla” cuyo Nombre Científico Correcto es <i>Cheilodactylus variegatus</i> Valenciennes, 1833.....	56
Figura 4 Mapa de la Zona de Estudio Indicando los Puntos de Muestreo (Comprendido entre Chorrillos y Ancón).....	70
Figura 5 Preparación de las Muestras de la Especie Marina “Pintadilla” por el Autor de la Tesis.....	81
Figura 6 Preparación de la Muestra de la Especie Marina “Pintadilla”.....	81
Figura 7 Muestras de Tejido Muscular Preparada y Pesada	82
Figura 8 Digestión de Muestras de Tejido en Ácido Nítrico	82
Figura 9 Material de Referencia DORM 4	83
Figura 10 Certificado de Análisis del Material de Referencia DORM 4 Fish Protein Certified Reference Material for Trace Metals and Other Constituents	84
Figura 11 Equipo FIMS 100 de la Marca Perkin Elmer	88
Figura 12 Curva de Calibración para la Determinación Cuantitativa del Hg	90
Figura 13 Gráfico de Box-Plot de la Concentración de Mercurio Presente en el Tejido Muscular de la “Pintadilla” de Acuerdo al Lugar de Procedencia	101
Figura 14 Gráfico de Box-Plot de la Concentración de Mercurio Presente en el Tejido Hepático de la “Pintadilla” de Acuerdo al Lugar de Procedencia.	105

Figura 15 Gráfica de Correlación entre la Concentración de Mercurio en el Tejido Muscular vs la Concentración de Mercurio en el Tejido Hepático de la “Pintadilla” en Chorrillos.....	108
Figura 16 Gráfica de Correlación entre la Concentración de Mercurio en el Tejido Muscular vs la Concentración de Mercurio en el Tejido Hepático de la “Pintadilla” en Ancón.....	110
Figura 17 Sistema de la Corriente del Perú (SCP) indicando la Corriente Costera Peruana (CCP).....	118

RESUMEN

El mercurio es un metal pesado con la capacidad de acumularse en organismos marinos, siendo altamente tóxico, especialmente en su forma orgánica. La “Pintadilla” (*Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833) habita en áreas cercanas a la costa, siendo, nuestra zona de estudio, la sección comprendida entre Chorrillos y Ancón que es afectada por las descargas de tipo antropogénico que se da a lo largo de la costa. En este trabajo de investigación, se evaluó la acumulación de mercurio en la especie marina “Pintadilla”. Se recolectaron muestras de los Mercados Pesqueros Artesanales de Chorrillos y Ancón en cuatro muestreos diferentes, durante el intervalo de tiempo comprendido desde setiembre 2018 hasta marzo 2019, tomándose 4 muestras de la especie marina por muestreo. De cada especie se separó el tejido muscular y hepático, determinándose la concentración de mercurio total mediante el espectrómetro de absorción atómica por vapor frío. También se evaluó el mercurio total en muestras de agua de mar y sedimento (arena de mar) en varios puntos comprendidos en la zona de estudio. Las concentraciones más elevadas de mercurio total se registraron en las muestras del punto de muestreo de Chorrillos, con valores promedio de 0,1296 mg/kg en tejido muscular y 0,1459 mg/kg en tejido hepático, mientras que, en el punto de muestreo de Ancón, para el tejido muscular se reportó un valor promedio de 0,0587 mg/kg y para el tejido hepático 0,1028 mg/kg (base húmeda). Aunque estos resultados no superaron los límites máximos permitidos por la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) - Organización Mundial de la Salud (OMS), establecidos en 0,5 mg/Kg, se observó una correlación positiva mediana entre los tejidos musculares y hepáticos en ambos puntos de muestreo. Se observó los bajos niveles de mercurio encontrados en el agua de mar y en sedimento (arena de mar), lo que contrasta con los niveles de mercurio hallados en la “Pintadilla”, infiriendo la capacidad bioacumuladora de esta especie carcinógena.

Palabras Claves: Mercurio, Pintadilla, Contaminación del Mar, Biomagnificación.

ABSTRACT

Mercury is a heavy metal with the ability to accumulate in marine organisms, being highly toxic, especially in its organic form. The “Pintadilla” (*Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833) lives in areas near the coast, our study area being the section between Chorrillos and Ancón, which is affected by anthropogenic discharges that occur along the coast. In this research work, the accumulation of mercury in the marine species “Pintadilla” was evaluated. Samples were collected from the Artisanal Fishing Markets of Chorrillos and Ancón in four different samplings, during the time interval from september 2018 to march 2019, taking 4 samples of the marine species per sampling. The muscle and liver tissue was separated from each species, and the total mercury concentration was determined using the cold vapor atomic absorption spectrometer. Total mercury was also evaluated in samples of seawater and sediment (sea sand) at various points in the study area. The highest concentrations of total mercury were recorded in the samples from the Chorrillos sampling point, with average values of 0.1296 mg/kg in muscle tissue and 0.1459 mg/kg in liver tissue, while, at the point of Ancón sampling, an average value of 0.0587 mg/kg was reported for muscle tissue and 0.1028 mg/kg (wet basis) for liver tissue. Although these results did not exceed the maximum limits allowed by the Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) - World Health Organization (WHO), established at 0.5 mg/Kg, a medium positive correlation was observed between muscle and liver tissues at both sampling points. The low levels of mercury found in seawater and sediment (sea sand) were observed, which contrasts with the levels of mercury found in the “Pintadilla”, inferring the bioaccumulator capacity of this carcinophagous species.

Key Words: Mercury, Pintadilla, Sea Pollution, Biomagnification.

CAPITULO I: INTRODUCCION

1.1 Situación Problemática

En la actualidad, la problemática de la contaminación ambiental se ha incrementado de manera directamente proporcional al desarrollo tanto industrial como tecnológico de la sociedad. Según el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA, 2005), los niveles de mercurio en el entorno ambiental han experimentado un significativo incremento desde el comienzo de la era industrial.

El mercurio es un producto químico metálico que ha generado preocupación a nivel global debido a su volatilidad, lo que posibilita su transporte a distancias considerablemente largas en la atmósfera. Además, tras su introducción antropogénica, este metal presenta una capacidad de mantenerse en el medio ambiente y la capacidad de acumularse en los ecosistemas, con consecuencias negativas tanto para la salud de la población como para el medio ambiente (Arctic Monitoring and Assessment Programme [AMAP] & United Nations Environment Programme [UNPE], 2019).

Además, según la OMS, en su nota informativa de marzo del 2017, considera al mercurio como uno de los diez principales productos químicos que son motivo de gran preocupación en cuestión de salud pública.

En concordancia con esto, la concentración de mercurio en la biosfera se ha incrementado en una proporción de tres, debido a actividades

antropogénicas, lo cual ha provocado un incremento de este metal en el océano superficial (Mason et. al., 2012).

La principal forma en que las personas están expuestas al mercurio, según la OMS (2017), es a través del consumo de pescados y mariscos que están contaminados con metilmercurio, un compuesto orgánico de mercurio que se encuentra en estos alimentos. El metilmercurio se genera a partir de las formas inorgánicas de mercurio, siendo estas depositadas en el océano debido a las diferentes actividades humanas. Una vez en el océano, estas especies inorgánicas de mercurio sufren la acción de microorganismos, específicamente bacterias reductoras de sulfato. El metilmercurio se forma a partir de las especies inorgánicas del mercurio (depositadas en el océano por actividades antropogénicas) por la acción de microorganismos, particularmente bacterias reductoras de sulfato (SRB) (Fitzgerald et al., 2007).

Los niveles de mercurio (en forma de metilmercurio) presentes en las especies marinas y de agua dulce, se incrementan en función de la edad y el tamaño crecientes, además de su posición en la cadena trófica (Chen et al., 2008). De acuerdo a esto, hay muchos estudios sobre la concentración de mercurio en especies predatoras como los tiburones y los atunes, en los cuales se reportan concentraciones detectables de mercurio, que, en muchos casos, supera los límites establecidos por la OMS. Uno de estos estudios es el desarrollado por Escobar (2010) en el cual se reporta un estudio de la bioacumulación y biomagnificación de mercurio y selenio en especies pelágicas, indicándose en este estudio concentraciones de mercurio para marlín azul *Makaira nigricans* de $4,38 \pm 5,12 \mu\text{g/g}$ y en el tiburón costero *Carcharhinus limbatus* de $3,78 \pm 1,24 \mu\text{g/g}$.

En el Perú, se han desarrollado estudios de los niveles de mercurio en peces de río y de lagunas. Podemos citar los siguiente: Aparicio (2015) realiza un estudio de la contaminación del mercurio en la cuenca del Tambopata, desarrollando análisis de tejidos de peces de la zona y de los cabellos de los pobladores de las zonas estudiadas, encontrando niveles de mercurio muy

cercanos a los establecidos por la OMS en los tejidos de peces y en los cabellos de las personas, niveles de mercurio bastante preocupantes. Mamani (2011) desarrolla un estudio de la acumulación de mercurio en pejerrey de la zona norte del Lago Titicaca, reportándose concentraciones por debajo de los niveles máximos permitidos de la OMS.

Con respecto a las concentraciones de mercurio en las especies marinas de la costa del Perú, se desarrolló un estudio sobre los niveles de mercurio en diversas especies del litoral (Bouroncle, et al., 1973), encontrándose que en diversas especies de consumo humano no se superaba los límites máximos permitidos por la OMS, con excepción del pez espada.

En la actualidad se han desarrollado estudios ambientales de la calidad del agua de mar en toda la costa del Perú, incluyendo la Bahía del Callao, pero no se dan alcances sobre las concentraciones del elemento mercurio. Como ejemplo, en el Informe sobre el Estado del Medio Ambiente (Instituto del Mar del Perú [IMARPE], 2010) en metales pesados se informa sobre las concentraciones de los metales cadmio (Cd), cobre (Cu), hierro (Fe), manganeso (Mn), plomo (Pb) y zinc (Zn). Otro ejemplo a citar es el Informe Nacional del Estado del Ambiente 2012- 2013 (Ministerio del Ambiente [MINAM], 2014) en el cual, se realizan análisis a las cuencas que tributan al mar, como es el caso del Chillón y del Rímac, pero en estos análisis, si bien se analizan metales pesados, pero no se toma en consideración al mercurio.

De acuerdo a lo citado, hay pocos estudios del nivel de contaminación de mercurio en las especies marinas que se desarrollan en las costas del litoral limeño. En el año 2016, el Organismo Nacional de Sanidad Pesquera (SANIPES), organismo técnico especializado dependiente del Ministerio de la Producción (PRODUCE) aprueba el Manual “Indicadores Sanitarios y de Inocuidad para los Productos Pesqueros y Acuícolas para Mercado Nacional y de Exportación” (RESOLUCIÓN DE DIRECCIÓN EJECUTIVA N° 057-2016-SANIPES-DE) que establece las concentraciones máximas de mercurio en 0,5 mg/kg de tejido fresco, siendo esta normativa nacional tomada en base a la establecida por la Unión Europea (UE) en el

Reglamento (CE) N° 1881/2006 de 19 de diciembre de 2006 por el que se fija el contenido máximo de determinados contaminantes en los productos alimenticios. Tanto la norma nacional del SANIPES, como la de la UE son concordantes con el nivel máximo establecido para el mercurio en especies marinas por la FAO/OMS en el CODEX ALIMENTARIO (CODEX STAN 193-1995) del año 2015.

La presente tesis determina los niveles de concentración del mercurio presentes en la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833, en la franja costera comprendida entre Chorrillos y Ancón, para determinar de qué manera esta especie es impactada por la contaminación producida por las actividades antropogénicas de la zona en estudio.

1.2 Formulación del Problema:

1.2.1. Problema General

- ¿Qué niveles de mercurio presentará la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833 en la franja costera comprendida entre Chorrillos - Ancón, Lima, Perú?

1.2.2 Problemas Específicos

- ¿En qué medida los niveles de mercurio que presenta la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833, en el tejido muscular, en la franja costera comprendida entre Chorrillos y Ancón, Lima, Perú exceden los establecidos por la FAO/OMS?
- ¿En qué medida los niveles de mercurio que presenta la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833, en el tejido hepático, en la franja costera comprendida entre Chorrillos y Ancón, Lima, Perú exceden los establecidos por la FAO/OMS?

- ¿En qué medida las concentraciones de mercurio encontradas en el agua y en el sedimento nos pueden dar un indicativo de la contaminación de la franja costera comprendida entre Chorrillos y Ancón?

1.3 Justificación Teórica

En los últimos tiempos, hemos observado un aumento en los niveles de contaminación en el ambiente, en directa concordancia con el aumento de la población y el desarrollo no planificado en nuestra nación.

La población requiere satisfacer sus necesidades básicas, es decir, alimentación, vestido, vivienda, lo cual debe estar enmarcado dentro de la calidad de vida a la que cada habitante tiene derecho (Constitución Política del Perú, 1993).

El mar nos provee de los recursos marinos tanto para la alimentación de la población como para la industria. Nuestro mar, uno de los más ricos del mundo, debido al fitoplancton y zooplancton presente, alberga numerosas especies marinas, muchas de las cuales se desarrollan en espacios muy cercanos a la costa (IMARPE, 2010). Lamentablemente, las actividades antropogénicas de la población y la industria que se desarrolla en la costa del Perú, aunado a que en la Bahía del Callao tributan las cuencas hidrográficas del Río Chillón y Rímac que son los mayores aportantes de contaminantes orgánicos en el Perú (MINAM, 2015), contribuyen al incremento de contaminantes de diferente naturaleza en el mar del Perú. Según MINAM (2015) se ha registrado una degradación significativa, en los niveles de calidad del agua de mar en la Bahía del Callao en el periodo del 2000 al 2010, atribuyéndose esta situación a las elevadas concentraciones de agentes contaminantes, mayormente derivados de vertidos puntuales o intermitentes de descargas de aguas residuales (en su mayoría domésticas e industriales).

El Estado Peruano, por medio de la Autoridad Nacional del Agua (ANA) desarrolla monitoreos periódicos de la calidad del agua de los diversos cuerpos naturales de agua (ríos, lagos y lagunas), en el 61,3% del total nacional (MINAM, 2015). El IMARPE realiza un seguimiento periódico, pero específicamente se enfoca en el agua de mar, verificando la calidad de esta. Pero no se observa, hasta el momento, acciones que contribuyan radicalmente a disminuir los aportes de contaminantes a los cuerpos de agua (el caso más palpable son los ríos), que puedan ser, ya sea por tratamientos del agua en las fuentes emisoras o desvío de las descargas a plantas de tratamiento (los PTAR de Taboada y La Chira han disminuido los aportes contaminantes al mar, pero aún hay descargas clandestinas), disminuir los niveles de contaminación y las descargas contaminantes al mar. Esto se torna más crítico si sumamos la falta de cultura ambiental de un gran sector de la población.

En estas evaluaciones realizadas por el ANA y el IMARPE, no se toma en consideración el mercurio. El mercurio es un contaminante de naturaleza inorgánica, químicamente es un metal, que mediante procesos bioquímicos es metilado y pasa a su forma orgánica (el metilmercurio, CH_3Hg), el cual es captado por las especies microscópicas como el fitoplancton y zooplancton y es almacenado en este. Luego, al ser ingeridos por peces pequeños, se va dando el proceso de la biomagnificación, en la cual las concentraciones de este metal se van “multiplicando” a medida que ascendemos un nivel trófico hasta que llegamos a la especie en estudio *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833 “Pintadilla”. Por último, los pescadores capturan esta especie marina, la ofrecen a la población y finalmente es consumida por los seres humanos, quienes pueden enfrentar riesgos para la salud debido a la presencia de mercurio, que, aunque en niveles bajos, pero representa un riesgo significativo. En la presente tesis se toma como referencia los niveles máximos permitidos establecidos por la FAO/OMS, que es de 0,5 mg/kg en peso fresco (o también conocido como base húmeda) que son similares a los establecidos por la SANIPES y la UE.

1.4 Justificación Práctica

En los estudios desarrollados por IMARPE sobre la calidad del agua de mar y sedimentos marinos, en el reporte del 2010 solamente se desarrollaban análisis fisicoquímicos, evaluándose algunos puntos del litoral peruano (entre ellos la Bahía del Callao). La concentración de mercurio (Hg), que tiene la particularidad de ser el único metal que es bioacumulable, se incluyó en el informe del año 2018-2019 (IMARPE, 2019), pero solo incluía el análisis al agua de mar y sedimento marino, pero no se evalúa las concentraciones de metales presentes en las especies marinas tanto de la costa como de alta mar.

El presente estudio tiene como objetivo la evaluación de la concentración de mercurio en la especie marina *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833 “Pintadilla”, trabajo inédito pues no se encuentra trabajo de investigación que evalúe la concentración de metales pesados ni de mercurio en esta especie en particular, más si trabajos enfocados en la presencia de parásitos y el tipo de alimentación, con un marcado enfoque biológico. Se han revisado estudios sobre otras especies marinas como el “jurel”, “bonito”, “pejerrey” entre otros, pero sobre la especie objetivo de nuestro estudio no se halló evidencia.

El enfoque ecológico o ambiental de nuestro estudio se enmarca en la zona de estudio de nuestra investigación, la Bahía del Callao, en la zona comprendida entre Chorrillos y Ancón. Hay dos tributarios al mar importantes en esta zona, el río Rímac y el río Chillón, los cuales descargan sus aguas altamente contaminadas al mar y descargas clandestinas que no son captadas por las PTAR Taboada y La Chira. La investigación se enfoca en la evaluación de los niveles de mercurio total en el agua de mar y en el sedimento (arena de mar) para evaluar de qué manera están siendo impactados por la contaminación, que es básicamente, de naturaleza antropogénica. Adicional a esto, el análisis del tejido muscular y hepático de la especie marina *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833 “Pintadilla”,

nos da un indicativo del nivel de impactación y la capacidad de bioacumulación de mercurio que tiene esta especie, sea por el entorno o hábitat donde se desarrolla o por la alimentación de especies ubicadas en posiciones inferiores a esta en la red trófica.

El conocer los niveles de mercurio total en la especie marina *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833 “Pintadilla”, desde el enfoque social, permitirá a la comunidad y población en general, tener conocimiento de los posibles riesgos que puedan involucrar un consumo excesivo de esta especie.

En el ámbito académico y de investigación, los resultados de esta investigación aportan, a la comunidad académica nacional e internacional, datos y análisis que pueden ayudar en el entendimiento y la comprensión de los procesos de bioacumulación y biomagnificación del mercurio en especies marinas del mar peruano, e incentivar a investigadores nacionales a continuar con el desarrollo de trabajos que complementen al presente.

1.5 Objetivos

1.5.1 Objetivo General

Determinar los niveles de mercurio (Hg) en forma total, expresado como mg/kg, en la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833, en la franja costera comprendida entre Chorrillos - Ancón, Lima, Perú, en el intervalo de tiempo comprendido desde setiembre 2018 hasta marzo 2019, provenientes de las diferentes fuentes de contaminación de la zona.

1.5.2 Objetivos Específicos

Determinar los niveles de mercurio (Hg) en forma total, expresado como mg/kg, en el tejido muscular de la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833, en la franja costera comprendida entre Chorrillos - Ancón, Lima, Perú, provenientes de las diferentes fuentes de contaminación

del área en estudio, en el intervalo de tiempo comprendido desde setiembre 2018 hasta marzo 2019.

Determinar los niveles de mercurio (Hg) en forma total, expresado como mg/kg, en el tejido hepático de la "Pintadilla" *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833, en la franja costera comprendida entre Chorrillos - Ancón, Lima, Perú, provenientes de las diferentes fuentes de contaminación del área en estudio, en el intervalo de tiempo comprendido desde setiembre 2018 hasta marzo 2019.

Determinar los niveles de mercurio (Hg) en forma total, expresado como mg/l en agua del mar y expresado como mg/kg en sedimento, presente en la franja costera comprendida entre Chorrillos - Ancón, Lima, Perú, provenientes de las diferentes fuentes de contaminación del área en estudio, en el intervalo de tiempo comprendido desde setiembre 2018 hasta marzo 2019.

CAPITULO II. MARCO TEÓRICO

2.1 Marco Filosófico o epistemológico de la investigación

La epistemología, según la definición de Bunge (2002), se ocupa de examinar la investigación y el conocimiento científico. En este trabajo de tesis confluyen varias corrientes epistemológicas, se citará las bases de estas y sustentará las corrientes concordantes con el trabajo de tesis.

Aunque Ñaupas (2014) indica que el término “epistemología” fue introducido por Ferrier en la mitad del siglo XIX, Bunge (2002) y Zamudio (2012) da mayor amplitud al periodo histórico de la epistemología, citando que el periodo clásico de la epistemología es aquel comprendido desde Platón (antigua Grecia) a Russell (primera mitad del siglo XX). Bunge (2002), Ñaupas (2014) y Zamudio (2012), así como otros autores, indican que la etapa científica de la epistemología es aquella que surgió desde el Círculo de Viena, donde se le da a la epistemología un “carácter científico- filosófico” Aunque Díaz y Camejo (2014) considera a Descartes y Locke como los primeros epistemólogos, Descartes (de la escuela Racionalista que consideraba a la razón y al pensamiento como sustento del conocimiento (Ñaupas, 2014)) y Locke (de la escuela Empirista que consideraba a los sentidos como la fuente de la captación del conocimiento (Ñaupas, 2014)) aunque evidenciaban discrepancias significativas con respecto a sus teorías del conocimiento, mostraban concordancias con respecto a que el conocimiento que tenemos de los objetos, básicamente son conceptos generados en nuestra mente (Díaz y Camejo, 2014).

El Positivismo (conocido también como empirismo inductivo o filosofía positiva) fue propuesto por Augusto Comte, de acuerdo a Ñaupas (2014), siendo sus postulados expuestos en “Curso de Filosofía Positiva”. Según esto, el Positivismo se fundamenta en el método científico, los que, según Sánchez y Huaranga (citado por Ñaupas, 2014) “buscaban las causas de los fenómenos que acontecen en la naturaleza”. Es por esto, que el Positivismo, utilizando básicamente las ciencias naturales, formo las bases de la investigación epistemológica (Ñaupas, 2014).

El tema de la presente tesis, al ser un tema de investigación enfocado en el medio ambiente y la naturaleza (ciencias naturales), específicamente sobre la bioacumulación del mercurio (proveniente de las actividades antropogénicas) en la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833, abarca el campo del Positivismo, puesto que, el desarrollo de este tema requiere de un método científico (la observación, el planteamiento del problema y la hipótesis, la experimentación). Si bien, se tiene investigaciones sobre los niveles crecientes de mercurio en especies marinas, especialmente en especies tróficas superiores (Escobar, 2011; Hurtado, 2010), estos estudios aunados a investigaciones en las cuales se indicaban los niveles crecientes de mercurio a medida que se escala en la cadena trófica, son el marco previo para el desarrollo de esta tesis, la cual se enfoca en la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833, que se desarrolla básicamente en la zona costera y que es capaz de captar y bioacumular mercurio, que es un metal pesado altamente tóxico en su forma orgánica. La experimentación se desarrolló, recolectando muestras de la especie en el Mercado Pesquero Artesanal de Chorrillos y el Mercado Pesquero Artesanal de Ancón, analizando el músculo (que es lo que básicamente consume la población) y el hígado (donde se concentra en mayor proporción el metal), por medio de una digestión acida, seguida del análisis de espectroscopia de absorción atómica sin llama (método del vapor frío - CVASS) que reportara la concentración de mercurio, expresado en mg/kg. Asimismo, se analizaron muestras de agua de mar y sedimento marino en el área en estudio (zona costera de Chorrillos hasta Ancón), cuantificándose en estas también el mercurio (en ppm que en aguas es mg/l

y en sedimento es mg/kg). Después del análisis de las muestras, se desarrolló una evaluación estadística, la cual evaluó todos los resultados obtenidos.

En este punto, se recoge el aporte de Popper (con su corriente falsacionista o racionalismo crítico, una variante atípica del pragmatismo según Samaja, 2004). Popper postula el principio de "corroboración empírica" (Samaja, 2014), que, si bien rescata la postura del Positivismo y del Neopositivismo con respecto al método científico, el uso de instrumentos lógico-matemáticos y la estructura lógica de leyes científicas (Piscoya, 2012) pero discrepa en el principio de inducción del positivismo, planteando el principio "falsacionista" como criterio de verdad (Ñaupas, 2014) De acuerdo a este principio, una hipótesis planteada puede ser refutada, siendo, de esta manera probada lógicamente la falsedad de una hipótesis y ello es compatible con el progreso científico (Piscoya, 2012), por esto, una teoría es científica sólo si es falsable (Samaja, 2014).

De acuerdo a lo indicado por Popper, en este trabajo de tesis, la teoría científica no consistirá en ser verificada, sino en ser corroborada, es decir que nuestras hipótesis pueden "sobrevivir" a los cuestionamientos científicos. De comprobarse la "veracidad" o "falsedad" de nuestras hipótesis, estaremos contribuyendo al conocimiento científico.

Si evaluamos el tema de la presente tesis con una mirada global, que incluya la problemática socio-económica, epistemológicamente podría estar incluida en la corriente del materialismo dialectico. La ciencia, en general, no es ajena a esta corriente (García y Sureda, 2001), si bien es cierto que, el materialismo dialectico es aplicable, con mayor énfasis, en las ciencias sociales y económicas. El materialismo, de por sí, está comprendido dentro de la doctrina filosófica del monismo, el cual considera que la materia es el fundamento de todo lo que existe. pero en este caso, específicamente, es el monismo materialista, contrario al monismo idealista. Algunos autores consideran la no aplicabilidad de esta corriente epistemológica a las ciencias

naturales, sin embargo, Ñaupas (2014) argumenta que las leyes del cambio, los saltos y la ley de unidad y lucha de los contrarios son conceptos fundamentales para la comprensión de los fenómenos naturales.

2.2 Antecedentes de Investigación

En la antigüedad existen escritos egipcios, indios y chinos sobre el uso del mercurio. Por otra parte, a la mitad del siglo XVI se dispuso este metal para la extracción de la plata en las minas. Asimismo, esto incremento su utilización desde la revolución industrial.

Sin embargo, a través de las décadas, ha traído consecuencias negativas al medio ambiente, atrayendo afecciones en la salud de cada ser vivo por la negligencia en su uso y el destino final de este elemento químico y sus compuestos. El caso más emblemático y uno de los primeros, que tuvo repercusión mundial, fue el que se presentó en Japón, en 1950, la compañía Nippo Chisson, arrojó al mar, toneladas de metilmercurio, específicamente, en la Bahía de Minamata (Orozco, Pérez, Gonzales, Rodríguez y Alfayate, 2011), afectando a la población de la zona que consumía pescado y marisco contaminado, la cual, por su exposición a niveles altos de metilmercurio, provocó lo que se conoce como la “enfermedad de Minamata” (PNUMA, 2005).

Otro caso, menos sonado, pero que también ocurrió en Japón, es el caso de Niigata (Orozco et al, 2011) en la cual el año de 1965, la empresa Showa Denko, vertió metilmercurio al río Agano, provocando la intoxicación de la población. Si bien es cierto que la cantidad de afectados fue mucho menor, pero a este incidente se le conoce como el “segundo Minamata”.

También se presentó el caso de los envenenamientos en Irak por mercurio (PNUMA, 2005) que aconteció entre la década de los 50 a 70 del siglo pasado, en la cual, el metilmercurio y etilmercurio eran utilizados como fungicidas para cereales, siendo la población intoxicada por la exposición a

estos compuestos, reportándose, aproximadamente, medio millar de fallecidos.

Según en el artículo de Bouroncle et al. (1973) siendo una de las investigaciones más antiguas que se hace referencia a la “Contaminación mercurial en la fauna marina”, se hacía referencia del peligro, que ya representaba, el aumento de los niveles de compuestos orgánicos mercúricos en especies ictiológicas, así como en la flora marina del mar del Perú, causada en su mayor parte por los residuos industriales y agrícolas.

Los autores también indican que el mercurio inorgánico es transformado a compuestos orgánicos de mercurio por medio de determinadas bacterias en condiciones aerobias y los peces actúan como intermediarios, siendo los mediadores, en la distribución de este metal a otras especies que dependen de ellos, entre estos, el hombre, que es el principal consumidor de pescado. En dicho trabajo se estudió y analizó la presencia de mercurio en varias formas de vida marina, como algas, distintas especies de peces, así como en harina y aceite derivados del pescado, encontrándose concentraciones de mercurio que no excedían los límites establecidos, pero si se evidenciaba que los filetes congelados de pez espada, excedían los límites establecidos.

Un artículo de investigación más limitado, en la Amazonia peruana, de los autores Pezo et al. (1992) titulada: “Determinación de metales pesados bioacumulables en especie ícticas de consumo humano en la amazonia peruana”, encontró que las concentraciones de metales pesados como Cadmio (Cd), Cobre (Cu), Mercurio (Hg) y Plomo (Pb), en la mayoría de especies acuáticas investigadas, se encuentran por debajo de los niveles máximos establecidos para pescados y productos pesqueros; con excepción de la especie “Dorado” (*Brachyplatistoma flavicans*). Este análisis se realizó en tres ríos (Nanay, Ucayali y Amazonas).

En la “Evaluación del contenido de mercurio en el pescado expendido en la ciudad de Mérida, Venezuela” por Marcano y Rose (2001) se determinó las concentraciones de mercurio total presente en peces recolectados del Lago venezolano de Maracaibo, en un total de 12 diferentes especies, en los

tejidos hepático y cerebral, previamente liofilizado (peso seco) por el método de espectrofotometría de absorción atómica por vapor frío (CVAAS). Este estudio estuvo comprendido en el periodo de tiempo comprendido entre febrero a marzo de 1997 y se analizó un total de 360 muestras de 12 especies diferentes, siendo el 41,5% de las especies analizadas carnívoras (las especies carnívoras, por el proceso de biomagnificación, pueden acumular concentraciones más elevadas de mercurio orgánico), siendo los valores de las concentraciones de mercurio comprendidas entre 0,40 y 1,38 $\mu\text{g Hg/g}$ de tejido seco, superándose los niveles máximos permitidos por la OMS que es de 0,5 $\mu\text{g Hg/g}$ en peso seco, según los autores. Estas concentraciones, representan un riesgo para la salud de quienes consumen estos productos, ya que consumir este pescado, a largo plazo, podría generar cuadros de intoxicación de este metal, por la bioacumulación característica. Los orígenes de esta contaminación se deben a que, el Lago de Maracaibo es una zona de explotación petrolera y asimismo allí se ubican complejos industriales petroquímicos, los cuales a lo largo de poco más de 30 años han arrojado cantidades considerables de mercurio al lago, bioacumulándose en las especies de la zona.

En el trabajo de tesis desarrollado por Patiño (2008) titulado “Concentración de mercurio en Atún Aleta Amarilla (*Thunnus albacares*) enlatado en agua y aceite”, se desarrolla un estudio sobre los niveles de mercurio en enlatados de atún de marcas reconocidas de la zona de Mazatlán (México), tanto en agua y en aceite. Las muestras fueron liofilizadas, para luego ser procesadas y leídas por el método de espectrofotometría de absorción atómica por vapor frío (CVAAS). El autor indica, que, entre las muestras de atún en agua y en aceite no existen diferencias significativas, sin embargo, se observa que la mayoría de muestras de atún en agua presentan concentraciones mayores de mercurio en comparación con las muestras de atún en aceite. La concentración promedio de mercurio encontrado para los enlatados de atún en agua fueron 0,09 $\mu\text{g/g}$ sobre peso húmedo, mientras que la concentración promedio de mercurio encontrado para los enlatados de atún en aceite fueron 0,07 $\mu\text{g/g}$ sobre peso húmedo, concluyendo el autor que estos enlatados cumplen con los límites máximos permisibles

internacionales, así como también cumple con la Norma Oficial Mexicana (NOM-027-SSA1-1993), las que establecen un límite máximo aceptable de 1 $\mu\text{g/g}$ en muestra húmeda (peso húmedo). Además, el autor considera que, el consumo promedio de la población mexicana de estos productos, no representaría una amenaza significativa para la salud general de la población.

En la tesis desarrollada por Hurtado (2010) se evaluó las concentraciones de mercurio total en el hígado y el músculo de tiburones en México, de las zonas pesqueras de Sonora y Sinaloa. Este estudio abarco desde noviembre del 2009 a marzo del 2010 y se evaluaron las siguientes especies *Sphyrna lewini*, *Rhizoprionodon longurio* y *Mustelus albiginnis* encontrándose que los niveles de mercurio total eran más abundantes en el músculo que en el hígado. En este estudio, Hurtado (2010) indica que las concentraciones promedio mayores de mercurio para las especies jóvenes fue para *Sphyrna lewini* $0,82 \pm 0,33$ mg/kg y en las especies adultas *Rhizoprionodon longurio* $0,92 \pm 1,03$ mg/kg, todos estos resultados sobre base húmeda. Los peces, una vez capturados y preparados, fueron digestados en un sistema de microondas para luego ser leídas por el método de espectrofotometría de absorción atómica por vapor frío (CVAAS). En conclusión, el autor indica que un 7% de las muestras de músculo de todas las especies de tiburón, exceden el nivel máximo aceptable de 1 mg/kg en muestra húmeda (peso húmedo), límite indicado por la Secretaria de Salud en México.

De acuerdo a Mamani (2011) en la tesis desarrollada para maestría "Acumulación de Mercurio en Pejerrey (*Basilichthys bonaerensis*): En hábitat norte de Lago Titicaca", en el cual desarrollo un estudio, se analizó las concentraciones de mercurio en esta especie, pero en la zona norte (zona en la cual, el mayor afluente es el río Ramis, el cual presenta niveles altos de mercurio por la actividad minera informal en las zonas altas de esta cuenca) y, aunque en las especies analizadas no superan los límites máximos permitidos de acuerdo a la FAO-OMS y FDA (0,50 mg/kg), se encontraron niveles de mercurio comprendidas en el rango de 0,04 mg/kg a 0,166 mg/kg,

lo que, según el autor, podría ser peligroso, considerando el consumo de los pobladores y la capacidad de acumulación del mercurio.

En el estudio desarrollado por Escobar (2011) se identificó la bioacumulación del metal pesado mercurio y del elemento no metálico selenio en especies pelágicas mayores y la subsecuente biomagnificación, el cual se desarrolló en México, en la zona de la costa occidental de Baja California Sur. En este estudio se recopilaron muestras de ocho especies de pelágicas mayores, especies que se desarrollan en el océano, así como de las presas que consume principalmente, siendo estas muestras de musculo, encontrándose que el marlín azul (*Makaira nigricans*) presento la mayor concentración promedio de mercurio ($4,38 \pm 5,12 \mu\text{g/g}$) y los tiburones (depredadores) presentan, también, las mayores concentraciones de bioacumulación de mercurio, excediendo los límites máximos permisibles establecido de $1,0 \mu\text{g/g}$ en peso húmedo regulado por la NOM-SSA1-027 (1993). El autor evalúa los niveles de selenio en las especies, por ser este elemento, eficiente en la desintoxicación por mercurio a través de procesos bioquímicos.

En la tesis de Sánchez (2011) titulado “Evaluación de la concentración de mercurio en diversas marcas de atún enlatado comercializadas en la ciudad de Cartagena de Indias”, este analizó las concentraciones de mercurio total presente en latas de atún conservadas en agua y sal, de cuatro diferentes marcas comerciales de la zona, expandidas en Cartagena de Indias. Se analizaron un total de 41 muestras en el intervalo de tiempo comprendido entre marzo y abril del 2011, empleándose un analizador directo de mercurio (DMA-80) encontrándose concentraciones de mercurio que estuvieron comprendidos entre 0,094 ppm y 2,591 ppm, siendo la concentración promedio de $0,86 \pm 0,09$ ppm, concordando que, de las 4 marcas analizadas, 3 marcas excedían los niveles máximos establecidos por la legislación colombiana (34 %, 54 % y 63 % del total de muestras analizadas para estas marcas respectivamente). De este estudio, el autor indica que el 34% de las muestras analizadas excedieron los niveles máximos permitidos establecidos por la legislación colombiana (1 parte por millón o ppm o su

equivalente a 1 µg/g) y el 59% del total de muestras analizadas excedieron los límites máximos establecidos por la OMS (0,5 ppm o 0,5 µg/g). Finalmente, el autor resume que estas concentraciones implican una amenaza para la salud de la población, y sugiere que estos productos sean consumidos de manera limitada, fundamentalmente para aquella población más susceptible a los efectos negativos del mercurio (como los niños y las mujeres embarazadas).

En la tesis desarrollada por Aparicio (2015) “El mercurio en la cuenca del Tambopata. Repercusiones en la salud humana y del ecosistema” se desarrollaron análisis de mercurio en tejidos de pescado en la cuenca del río Tambopata, en la parte alta como en la parte baja, y en el cabello de los pobladores de la zona. Los resultados de los niveles de mercurio, en los tejidos de pescado, arrojaron concentraciones cercanas al límite recomendado por la OMS, excediendo en algunos casos dicha concentración. Según el investigador, se encontró una correlación positiva entre el hábito carnívoro del pescado de río y la alta palatabilidad de este con las mayores concentraciones de mercurio detectadas en el músculo de la especie. El autor concluye que, en función a la concentración de mercurio hallado en el cabello de la población de la cuenca del Tambopata, se evidencia la directa relación de la contaminación de la población por mercurio a causa del pescado de río consumido, ya contaminado por las malas prácticas de eliminación de mercurio por actividades mineras de tipo informal, que explotan en la parte alta de la cuenca.

La tesis titulada “Evaluación del mercurio en jurel proveniente de Matarani, Vila Vila e Ilo en Arequipa” de Paz (2016), analizó el tejido hepático y cerebral de la especie jurel (*Trachurus picturatus murphyi*), en la cual se evaluó 15 ejemplares de esta especie por estación del año. El autor indica que el cerebro e hígado del jurel fue “líoofilizado”, después de lo cual fue pesado y digerido en ácido concentrado, para luego ser analizado mediante el método de Espectroscopia por Absorción atómica por vapor frío para la lectura del mercurio. El autor concluye que la estación de Matarani presentaba los mayores niveles de mercurio en la especie, seguida del

puerto de Vilo Vilo y finalmente de Ilo, esto debido al desarrollo de la actividad minera informal en las partes altas de la cuenca de los ríos. Con respecto a las estaciones, observo que en el periodo estacional de verano se reportaba concentraciones más altas de mercurio en la especie (Matarani: 8,91 mg/kg; Vilo Vilo: 8,67 mg/kg e Ilo: 7,32 mg/kg), esto debido a que es la época de lluvias en la serranía y, por ende, mayores descargas aluviales.

En la tesis de maestría desarrollada por Terrazas (2016) titulada “Mercurio y Selenio en músculo e hígado de *Carcharhinus falciformis* y *Sphyrna zygaena* de la zona de Punta Lobos, Baja California Sur”, se desarrolla un muestreo comprendido entre agosto a diciembre del 2014, analizándose el tejido muscular y hepático (previamente secado y digerido en ácido) de 20 muestras del tiburón *Carcharhinus falciformis* y 48 muestras del tiburón *Sphyrna zygaena* para ser leídos por el espectrofotómetro de absorción atómica con generador de hidruros. El investigador encontró que los niveles de mercurio y selenio encontrados en el tejido del hígado eran mayores en comparación a los niveles de mercurio y selenio encontrados en el tejido muscular, reportándose para mercurio como valores promedio para *Carcharhinus falciformis* (Tejido muscular: $0,61 \pm 0,56 \mu\text{g/g p. h.}$ y tejido hepático: $4,00 \pm 5,15 \mu\text{g/g p. h.}$) y para *Sphyrna zygaena* (Tejido muscular: $1,15 \pm 0,81 \mu\text{g/g p. h.}$ y tejido hepático: $3,20 \pm 4,02 \mu\text{g/g p. h.}$). Los valores promedio para selenio en *Carcharhinus falciformis* (Tejido muscular: $7,55 \pm 8,63 \mu\text{g/g p. h.}$ y tejido hepático: $2,19 \pm 0,74 \mu\text{g/g p. h.}$) y para *Sphyrna zygaena* (Tejido muscular: $2,19 \pm 0,74 \mu\text{g/g p. h.}$ y tejido hepático: $5,39 \pm 5,18 \mu\text{g/g p. h.}$). Según esto, de las muestras analizadas para el *Carcharhinus falciformis*, el 30% y el 16% del total, excedió los límites máximos permitidos para el mercurio ($1 \mu\text{g/g}$ en peso húmedo de acuerdo al NOM-SSA1-242) y el límite máximo permitido del selenio ($6,5 \mu\text{g/g}$ peso húmedo según el Departamento de Servicios de Salud de los Estados Unidos) respectivamente. Para la especie *Sphyrna zygaena* el 41% y el 17% del total, excedió los límites máximos permitidos para el mercurio ($1 \mu\text{g/g}$ en peso húmedo de acuerdo al NOM-SSA1-242) y el límite máximo permitido del selenio ($6,5 \mu\text{g/g}$ peso húmedo según el Departamento de Servicios de Salud de los Estados Unidos) respectivamente. Terrazas (2016) concluye

que existe una relación que es directamente proporcional entre la talla de la especie y la edad con la concentración de mercurio presente, más no existe esta relación con el selenio. El autor muestra interés en el estudio simultáneo de los niveles de mercurio y selenio, porque, este último contrarresta la toxicidad del mercurio.

Complementando la investigación de Terrazas, en la investigación de Chacón et al. (2016) “Mercurio en tiburón *Sphyrna lewini* y *Carcharhinus falciformis* del pacífico guatemalteco” determinaron los niveles de mercurio, específicamente en el músculo. La cantidad de muestras tomadas para este estudio fueron de 22 muestras del *Sphyrna lewini* y 44 muestras del *Carcharhinus falciformis*, mediante la digestión ácida de las muestras musculares y posterior lectura por la técnica de Espectroscopia por Absorción Atómica por vapor frío, que incluye un FIAS (sistema de inyección automática). Seleccionaron estas especies porque forman parte del consumo de la población y porque los tiburones son depredadores, lo que los ubica en la cima de la red trófica. En esta investigación, los autores indican que la especie *Sphyrna lewini* presenta la mayor concentración promedio ($1,94471 \pm 1,7958$ mg/kg) con un 73% de muestras que exceden el nivel máximo permitido (1 mg/kg de peso húmedo) a comparación de la especie *Carcharhinus falciformis* ($0,527541 \pm 1,0702$ mg/kg) con un 9% de muestras que exceden el nivel máximo permitido. Como conclusión, los investigadores no encontraron una relación entre el tamaño de la especie y la cantidad de mercurio que contenía, es decir no existía correlación.

En la tesis desarrollada por Cajaleón y Concepción (2018) “Determinación de la concentración de arsénico y mercurio por espectrofotometría de absorción atómica en peces procedentes del mar de Huacho y Chorrillos” evaluaron los niveles de arsénico (As) y mercurio (Hg) en el músculo e hígado de diferentes especies de pescados (Caballa, Cabrilla, Liza, Lorna y Merluza) en las zonas puntuales de Chorrillos y Huacho. Aunque solo se analizó 5 muestras de cada especie en un único muestreo, ninguna de estas excedió el nivel máximo establecido (0,5 mg/kg Norma de la Unión Europea). Se hace un análisis global de cada parámetro, reportando un único resultado

(para todas las especies y muestras de musculo e hígado), siendo el resultado para el mercurio (Hg) 0,00265 mg/kg y para el arsénico (As) 0,03945 mg/kg. También se analizó puntualmente muestras de agua de mar: una muestra del agua de mar de Chorrillos y otra muestra de agua de mar de Huacho, reportándose, para el mercurio y arsénico, valores menores al nivel máximo establecido, de acuerdo a los Estándares de Calidad de Agua establecidos en el DS-002-2008 MINAM.

En la tesis de Gómez (2018) titulada “Distribución del mercurio total y metilmercurio (MeHg) y factores que afectan su ciclaje en los sedimentos superficiales del margen continental central del Perú”, el investigador desarrolla el trabajo, analizando las concentraciones de mercurio total (HgT) y metilmercurio (MeHg) en los sedimentos, a distintas profundidades (Frente a la Bahía del Callao y la Bahía de Pisco) y, además, evaluó las características fisicoquímicas de la columna del agua marina (en la superficie como en el fondo). De acuerdo a su investigación, Gómez establece que, en los sedimentos superficiales, a mayor concentración de mercurio total (HgT) hay mayor concentración de metilmercurio (MeHg), siendo esta relación favorecida por las condiciones deficientes en oxígeno y por la labilidad de la materia orgánica presente en estos sedimentos. Además, encontró que las concentraciones máximas de mercurio total (HgT) y metilmercurio (MeHg), son mayores en el Callao que en Pisco y también que, a menor profundidad, mayor concentración de estos contaminantes. Indica, finalmente, que la metilación está determinada por las condiciones oxido reductivas del medio, como también la disponibilidad de la materia orgánica.

En la investigación desarrollada por Mauricio y Zavaleta (2018) titulada “Concentración de mercurio en pescados frescos comercializados en el terminal pesquero de Buenos Aires, Trujillo: Agosto – Setiembre, 2018”, los autores basan su investigación en el análisis del elemento metálico mercurio en pescados, específicamente en tres especies (Bonito (*Sarda chiliensis*), Caballa (*Scomber japonicus*) y Jurel (*Trachurus murphyi*)) que fueron recolectados en el Terminal Pesquero de Buenos Aires de la ciudad de

Trujillo. Este análisis se desarrolló sobre el homogenizado de músculo y piel de la especie recolectada (se analizó 4 muestras por especie) por una técnica instrumental antigua, espectrofotometría UV-Visible por el método de la ditizona, reportándose los siguientes valores promedio: Bonito $0,40 \pm 0,01$ mg/kg; Caballa $0,76 \pm 0,03$ mg/kg y Jurel $0,57 \pm 0,01$ mg/kg. De acuerdo a esto, Mauricio y Zavaleta (2018) concluyen que solo la especie hidrobiológica “bonito” cumple con los niveles máximos establecidos, de acuerdo a la OMS (0,5 mg/kg), pero que, de acuerdo al consumo de la población (en kg) de estas especies, no habría riesgo en la salud de las personas, ya que no se excede el ISTP (Ingesta Semanal Tolerable Provisional).

En la tesis titulada “Concentración de mercurio en productos hidrobiológicos de mayor consumo en la población escolar de las Instituciones Educativas de Mollendo, Arequipa” desarrollada por Llerena y Mendiola (2019), se realizaron encuestas en los escolares de varias instituciones educativas de educación primaria (835 alumnos) y en base a esta, se determinó que las especies hidrobiológicas de peces de mayor consumo en la población de Mollendo son el bonito, seguido del pejerrey y el jurel. Se realizaron análisis de mercurio total a tres muestras de cada especie de pescado por el método de la Espectroscopia por Absorción atómica por vapor frío, reportándose estos promedios: Bonito (*Sarda chiliensis*) que, según los investigadores, presenta una concentración de $0,031 \pm 0,047$ mg/kg, Jurel (*Trachurus murphyi*) que, según los investigadores, presenta una concentración de $0,029 \pm 0,043$ mg/kg y el Pejerrey (*Odontesthes regia regia*) que, según los investigadores, presenta una concentración de $0,010 \pm 0,014$ mg/kg. Los resultados reportados por Llerena y Mendiola (2019) son referenciales, ya que estos valores realmente fueron menores al nivel de detección reportado por el laboratorio donde de análisis (BHIOS Laboratorios), concluyendo que estos valores no exceden la normativa establecida por el Servicio Nacional De Sanidad Pesquera (SANIPES), el cual es de 0,5 mg/kg, pero que, sin embargo, representan un riesgo para la población por la bioacumulación, cuyos efectos pueden verse después de años.

2.3 Bases Teóricas

2.3.1 El Mercurio como Elemento: Propiedades Físicas y Químicas.

El mercurio (Hg), es un elemento ubicado en la posición 80 de la tabla periódica moderna (que corresponde a su número atómico Z). Los romanos lo conocían como *hydrargyrum*, cuyo significado es “plata líquida”. En la química se la representa por el símbolo Hg, el cual es, derivado básicamente de su denominación latina (Blesa y Castro, 2015). De acuerdo a su ubicación en la tabla periódica, pertenece al periodo 6, grupo 12 (Sistema IUPAC) o IIB (Sistema americano), razón por la cual es un metal de transición. Presenta una masa atómica promedio (A) de 200,59 uma (International Union of Pure and Applied Chemistry [IUPAC], 2018). En condiciones estándar (Presión de 760 mmHg o 1 atmósfera y temperatura de 273,15 K), el mercurio es el único elemento metálico presente en estado líquido (debido a las débiles fuerzas interatómicas que unen sus átomos, los enlaces metálicos más débiles que se conocen (Rayner-Canham, 2000)) y presenta el típico brillo metálico, con coloración blanca plateada (Gaona, 2004). La configuración electrónica de este metal es $[\text{Xe}] 4f^{14} 5d^{10} 6s^2$, presentándose, con frecuencia, en los siguientes estados de oxidación: Hg^0 (estado elemental), Hg_2^{2+} (ion mercurioso y no Hg^{+1}) y Hg^{2+} (ion mercúrico), siendo las propiedades físicas y químicas de estas tres especies muy diferentes.

El elemento mercurio (Hg) presenta una variedad de isótopos (debido a su alto peso atómico que es 200,59 uma). De los isótopos, siete son isótopos estables, es decir que no sufren desintegración radioactiva (Masas de 196 uma, 198 uma, 199 uma, 200 uma, 201 uma, 202 uma y 204 uma) y cuatro son isótopos inestables, es decir isótopos radioactivos (Masas de 194 uma, 195 uma, 197 uma y 203 uma) (Gaona, 2004).

Con respecto a las propiedades físicas del elemento mercurio (Hg), de acuerdo a Petrucci et al. (2011), el mercurio presenta las siguientes propiedades físicas:

Densidad: 13,59 g/ml.

Electronegatividad: 2,0.

Punto de Fusión: - 38,87 °C.

Punto de Ebullición: 357 °C.

Radio metálico: 360 pm. (p.1056).

Debido a su baja temperatura de fusión, este metal se encuentra en la naturaleza en estado líquido y una presión de vapor muy alta (0,0013 mm Hg a 20 °C (Blesa y Castro, 2015)), a temperatura ambiental (Rayner-Canham, 2000) y su vapor es altamente tóxico (Baird y Cann, 2014).

Con respecto a las propiedades químicas del mercurio (Hg), la gran mayoría de compuestos formados por Hg (II) tienen naturaleza covalente (es decir, no forma compuesto iónicos, sino compuestos moleculares, en los cuales hay compartición de electrones), siendo el compuesto de nitrato mercúrico uno de los pocos compuestos iónicos, el cual es soluble en agua (Rayner-Canham, 2000). Otros compuestos de alto carácter iónico figuran el sulfato y el perclorato (Cotton y Wilkinson, 1969).

Los haluros de mercurio (a excepción del fluoruro que es esencialmente iónico (Cotton y Wilkinson, 1969)), tienen naturaleza esencialmente covalente, un ejemplo de esto es el HgCl_2 , que, aunque puede disolverse en agua, no se produce una disociación significativa, característico de los compuestos moleculares (Cotton y Wilkinson, 1969).

En los compuestos de mercurio (I), la presencia del ion $[\text{Hg-Hg}]^{2+}$ pone en evidencia, la no existencia del ion Hg^{+1} . En este ion se puede observar que un enlace covalente simple establece la unión de dos átomos de mercurio (Rayner-Canham, 2000).

El ion mercúrico, Hg^{2+} , al unirse a determinados aniones, puede formar moléculas, debido a la existencia de enlaces covalentes entre el mercurio y el no metal del anión (Por ejemplo, el HgCl_2). Al igual que el mercurio (Hg) se enlaza con el cloro (Cl), también lo hace el grupo metilo ($\cdot \text{CH}_3$), y da lugar a

la formación de un compuesto denominado dimetilmercurio, $\text{Hg}(\text{CH}_3)_2$, líquido volátil (Baird y Cann, 2014). Su fórmula general sería R_2Hg , donde R es un radical alquilo (en este caso, metilo). En general el mercurio puede formar compuestos organometálicos (átomo de mercurio unido al carbono de radicales alquilo) del tipo R_2Hg , RHgR' y RHgX , donde X es un anión (Cotton y Wilkinson, 1969), teniendo como ejemplos de compuestos organomercuriales: las sales de metilmercurio (CH_3HgX), que como fracción orgánica presenta un grupo metilo, las sales de fenilmercurio ($\text{C}_6\text{H}_5\text{HgX}$), que como fracción orgánica presenta un grupo fenil, las sales de metoxietilmercurio ($\text{CH}_3\text{OC}_2\text{H}_4\text{HgX}$), que como fracción orgánica presenta el grupo metoxietil y el compuesto dimetilmercurio ($\text{CH}_3)_2\text{Hg}$ (Olivero y Johnson, 2002).

Los compuestos que tienen la fórmula general RHgX son sólidos cristalinos y sus propiedades dependen de la naturaleza del anión X. Si X corresponde a Cl, Br, I, CN, SCN, OH, la sustancia formada tendrá naturaleza covalente no polar, razón por la cual, será soluble en solventes no polares, fluidos corporales o de naturaleza no acuosa, siendo muy poco solubles en agua (Cotton y Wilkinson, 1969; Olivero y Johnson, 2002) mientras que si X es un anión sulfato (SO_4^{2-}) o nitrato (NO_3^-), el ion de metilmercurio CH_3Hg^+ (forma correcta de expresar al metilmercurio) se encuentra como tal (Baird y Cann, 2014) y las sustancias formadas tendrán carácter iónico, siendo solubles en agua (Cotton y Wilkinson, 1969; Olivero y Johnson, 2002).

Los R_2Hg poseen una muy baja reactividad con el oxígeno, el agua (hidrólisis), el hidrógeno, el aire y grupos orgánicos (Cotton y Wilkinson, 1969) esto, a pesar de que el enlace entre el Carbono y el Mercurio es relativamente débil (aproximadamente de 65 kJ/mol). Esta falta de reactividad se explica porque la formación de un enlace covalente entre el Oxígeno y el Mercurio daría lugar a un enlace mucho más débil que el ya existente entre el Carbono y el Mercurio. (Blesa y Castro, 2015).

Una de las reacciones químicas típicas del Hg^{2+} y las alquilmercúricas (RHg^+) es la alta capacidad de reacción de estos con el azufre para formar enlaces covalentes. El azufre del grupo sulfhidrilo reacciona con el mercurio divalente y forma mercaptanos del tipo $\text{X-Hg-SR}'$ y $\text{Hg}(\text{SR})_2$, donde X es un anión y R un grupo orgánico conocido como aminoácido (ejemplo de aminoácido puede considerarse a la cisteína) (Olivero y Johnson, 2002). Cabe señalar que no se conocen compuestos orgánicos del $[\text{Hg-Hg}]^{2+}$ o mercurio (I) (Cotton y Wilkinson, 1969).

2.3.2 La historia del Mercurio

De acuerdo a Gaona (2004) se tiene conocimiento de la existencia del mercurio en culturas como China, Egipto y Asiria debido al uso del cinabrio (mineral de HgS) como pintura en forma de bermellón e indica que en China (aproximadamente en 1200 a.C.) se extraía el mercurio de la zona minera de Kwichan. Rayner-Canham (2000) indica que se han fechado su uso en actividades egipcias alrededor de 1500 a.C., mientras que Gaona lo corrobora, indicando que el mercurio fue utilizado también por la elite faraónica (1600-1500 a.C.), prueba de ello es que se encontró mercurio líquido en una vasija funeraria. Los fenicios (aproximadamente 700 a.C.) extraían y purificaban el oro empleando mercurio mientras que los incas y mayas utilizaban el cinabrio (llampi en quechua) como pintura (Castillo, 2001; Gaona, 2004).

Las minas de España abastecían de mineral de mercurio al imperio romano (aproximadamente a partir de 200 a.C.), siendo uno de los más duros castigos trabajar en estas, pues aseguraba una muerte muy penosa (Rayner-Canham (2000). En la edad media, los alquimistas afanados en sus intentos de transformar los metales comunes en oro, utilizaron el mercurio (Gaona, 2004; Rayner-Canham, 2000), pero se tiene referencia que los alquimistas árabes Jabir ibn Hayyan (Geber) e Ibn Sina (Avicena) mencionan también en escritos el proceso de la amalgamación (Castillo, 2001).

En la Europa de los años 1500 se hacen referencias sobre el uso del mercurio en procesos metalúrgicos para la obtención de la plata y el oro metálicos por el proceso de amalgamación (Blesa y Castro, 2015). Según Castillo (2001), probablemente la primera amalgamación en la edad moderna se pudo hacer en Venecia con Cusano y Mauro en 1507, empleando agua, azogue (nombre con el que se designaba al mercurio desde la antigüedad) y mineral de plata, en frío para el proceso de amalgamación. No solo ellos, sino hay varios tratados y escritos de la época que hablan sobre métodos rudimentarios de amalgamación. Sin embargo, el proceso de amalgamación dio un salto tecnológico y tuvo un gran impacto, con el sevillano Bartolomé Medina (el metalurgista empírico más importante del siglo XVI (Castillo, 2001)) empleando el procedimiento llamado “de patio” (1557) debido a la necesidad en las nuevas colonias americanas españolas de procesar de manera más eficiente, los minerales argentíferos que se producían las minas (Blesa y Castro, 2015; Castillo, 2001; Gaona, 2004). Con el auge de esta técnica en las colonias españolas en América, el procesamiento de minerales necesitaba de azogue que abasteciera la demanda, especialmente de las minas del virreinato de Nueva España y del virreinato del Perú (Potosí), para lo cual las minas de Huancavelica abastecieron de la mayor cantidad de azogue en la época colonial americana (Blesa y Castro, 2015).

Después del avance tecnológico de la amalgamación desarrollado por Bartolomé Medina, las aplicaciones del mercurio se comenzaron a incrementar, tanto en aplicaciones tecnológicas como médicas. Para esto, Paracelso empleó compuestos de mercurio como medicamento para la atención de la sífilis (siglo XVI), Torricelli empleó el mercurio en el desarrollo del instrumento barómetro para la medición de la presión (1643), mientras que Fahrenheit lo empleó en el diseño del termómetro en 1720 (Gaona, 2004).

De acuerdo a Rayner-Canham (2000), en la actualidad el mercurio tiene múltiples aplicaciones: se lo emplea desde medidores como termómetros y barómetros, interruptores eléctricos, luminaria como fluorescentes y

lámparas de mercurio. También tiene aplicación en amalgamas, siendo las amalgamas de los elementos metálicos sodio y zinc usados en el laboratorio en procesos redox (en este caso como reductores) y la amalgama dental (mercurio mezclado con plata, estaño y/o cobre). Adicional a esto, también se usa en la industria cloro-álcali y se utiliza los compuestos de mercurio como pesticidas y fungicidas (compuestos organomercuriales e inorgánicos) en la agricultura y en la horticultura.

2.3.3 Fuentes Naturales del Mercurio

El mercurio se presenta de forma natural en la capa externa de la Tierra, con frecuencia se encuentra combinado con otros elementos, formando minerales, como el cinabrio (mineral compuesto básicamente por sulfuro mercúrico, HgS) siendo la mena principal de mercurio, basado desde un punto de vista comercial (Manahan, 2007). Las vastas reservas de mercurio se localizan en regiones caracterizadas por actividad volcánica, como el Cinturón de Fuego, la cordillera del Pacífico Oriental, el Arco Mediterráneo, la región de los Himalaya y la Cordillera Mesoatlántica (Yarto et al., 2004). También, la pérdida del mercurio de la corteza terrestre, por el fenómeno de la desgasificación (emisiones y gases volcánicos), que conlleva a que este metal sea liberado en forma de vapor a la atmósfera, difundiéndose en el ambiente, y, adicionando a esto, los aportes de mercurio por la evaporación que ocurre desde las aguas superficiales (Olivero y Johnson, 2002; Yarto et al., 2004), siendo la liberación del elemento mercurio (Hg^0 mercurio elemental) del océano aproximadamente 2900 Mg por año (1900 Mg por año a 4200 Mg por año) (Obrist et al., 2018). Es necesario indicar que el elemento mercurio es emitido a la naturaleza, básicamente en su forma elemental, es decir, como mercurio en estado de oxidación cero (Hg^0) (Gaona, 2004). De acuerdo a esto, se estima que las emisiones geogénicas naturales del mercurio son de aproximadamente en 80-600 Mg por año y de 4600 a 5300 Mg por año provienen de procesos y fuentes naturales (geogénico primario más emisiones secundarias) (Driscoll et al., 2013), siendo el mercurio hallado en suelos no contaminados, en una concentración aproximada de 100 partes por billón (ppb) mientras que en las rocas se

podrían encontrar concentraciones de mercurio comprendidas entre 10 y 20 000 partes por billón (ppb) (Weinberg, 2010).

2.3.4 Fuentes Antropogénicas del Mercurio

Las fuentes de mercurio debido a las actividades antropogénicas, pueden ser catalogadas de dos tipos: fuentes antropogénicas primarias y fuentes antropogénicas secundarias (Driscoll et al., 2013; Pacyna et al., 2010). Las fuentes primarias antropogénicas son definidas por el mercurio de origen geológico (básicamente de actividades como la minería y la extracción y quema de combustibles fósiles) el cual se desplaza y libera al medio ambiente (Pacyna et al., 2010) y aumentan la reserva global de Hg en los embalses superficiales (Driscoll et al., 2013). Las fuentes secundarias antropogénicas vienen a ser aquellas emisiones que se producen como resultado del empleo deliberado de mercurio, como en el caso de su utilización en amalgamas dentales, procesos industriales, en la fabricación de productos o en operaciones mineras artesanales de extracción de oro (Pacyna et al., 2010) y lo redistribuyen entre los ecosistemas y dentro de ellos (Driscoll et al., 2013).

Las cantidades de mercurio arrojadas a la atmósfera por actividades antropogénicas son difíciles de cuantificar. Se citarán las siguientes aproximaciones: Hanisch (citado por Olivero y Johnson, 2002) en el año 1998 indica que las actividades humanas liberaron mercurio a la atmósfera a una tasa de 2000 a 6 000 toneladas por año. Según Pacyna et al. (2010) establece estimaciones de emisiones por actividades humanas a la atmósfera de mercurio durante el año 2005, se estimaron en aproximadamente 1930 toneladas, indicando adicionalmente que las mayores fuentes de emisión del mercurio correspondían a un 45% debido a la quema de petróleo y combustibles fósiles y un 18% debido a la actividad minería artesanal del oro. De acuerdo a Pirrone et al. (2010), estima que las fuentes antropogénicas de mercurio representan 2320 Mg liberados anualmente, mientras que otras estimaciones de las emisiones de Hg hacia la atmósfera a partir de emisiones generadas por actividades humanas

primarias se estiman aproximadamente entre 1 900 a 2 900 Mg por año o el equivalente de toneladas por año (Driscoll et al., 2013). En el Technical Background Report to the Global Mercury Assessment 2018 (Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP & UNEP, 2019) se estima que las emisiones antropogénicas actuales de mercurio a la atmósfera se encuentran en el rango de 2500 ± 500 t/año, indicándose que las mayores fuentes de emisión de mercurio proceden de las actividades relacionadas a la minería artesanal del oro que representan un 38% del total de emisiones de este elemento a nivel mundial. Por todo esto, se indica que las actividades humanas han aumentado las concentraciones de Hg atmosférico total en aproximadamente un 450% por encima de los niveles existentes antes de 1450 d.C. (niveles naturales) (AMAP & UNEP, 2019).

Como se indicó, la mayor fuente de aporte de mercurio al ambiente, ocasionado por el hombre, se da en la actividad minera artesanal del oro (38%) seguida de la quema de petróleo o derivados de este para la generación de energía, que representan el 24% de las emisiones antropogénicas mundiales del mercurio (donde la quema de carbón representa el 21% y la combustión de biomasa el 2,3%), los sectores industriales dedicados a la producción de metales no ferrosos (que representa aproximadamente el 15% de las emisiones antropogénicas mundiales de mercurio), la producción de cemento (10%), las emisiones producto del tratamiento de desechos de materiales con mercurio (7,3%), la industria química, básicamente la dedicada a la producción de cloruro de vinilo y cloro-álcali (3,3%) y el sector industrial dedicado a la producción y refinación de metales ferrosos (2%) (Fitzgerald y Clarkson, 1991; AMAP & UNEP, 2019). Por esto, a manera de conclusión, se encuentra que, a nivel global, los niveles más elevados del elemento mercurio en la atmósfera, se encuentran en las zonas este, sur y sudeste de Asia debido a las altas emisiones antropogénicas industriales, así como en el África ecuatorial y América del Sur debido a la actividad minera artesanal de oro realizada por pequeños mineros (AMAP & UNEP, 2019).

Aunque la comunidad internacional está avocada en la disminución de la emisión de mercurio al medio ambiente, las emisiones antrópicas mundiales de mercurio a la atmósfera, en el periodo comprendido entre 2010 a 2015, han aumentado aproximadamente en un 20%, debido básicamente al incremento industrial y comercial en la zona de Asia, a diferencia de las zonas de América del Norte y Europa, donde se ha visto una disminución significativa (Obrist et al., 2018; AMAP & UNEP, 2019). Corroborando esto, Baird y Cann (2014), indican que se produjo una disminución sustancial de las emisiones antropogénicas del elemento mercurio en los cuerpos de agua y en el suelo en los últimos años del pasado siglo (dándose el caso de que en Estados Unidos su uso disminuyó en un 95%) básicamente en los países desarrollados.

En cuanto al mercurio liberado a los cuerpos de agua, se estima que el 50% de las descargas anuales mundiales se producen en China e India (países con procesos manufactureros intensos), llegando el mercurio a la zona occidental del océano Pacífico y al océano Índico (Obrist et al., 2018), sin embargo, la principal contribución de mercurio en los océanos proviene del aumento de la tasa de deposición del mercurio atmosférico (un aumento de aproximadamente en 310% en las últimas décadas) en la superficie de la tierra, representando este flujo un 90% del mercurio en la superficie del océano mientras que los ríos son aportantes menores (AMAP & UNEP, 2019), siendo la interface aire-mar la más importante ruta de ingreso del mercurio al ambiente marino (Fitzgerald y Clarkson, 1991). Como consecuencia, las aguas marinas superficiales han mostrado un aumento aproximado del 230% en la concentración de mercurio por encima de los niveles naturales (AMAP & UNEP, 2019).

Las emisiones antropogénicas de mercurio a los ambientes acuáticos representan el mercurio descargado a los sistemas acuáticos de manera directa (es decir, el mercurio descargado directamente en cuerpos de agua: océanos, ríos y lagos) y no de los aportes más generales de Hg a cuerpos de agua a través de otras vías (deposición atmosférica del elemento en la superficie del medio marino; o en suelos, que posteriormente se lavan y

descargan en los sistemas fluviales, o aportes fluviales de Hg a los océanos) (Arctic Monitoring and Assessment Programme [AMAP] & United Nations Environment Programme [UNEP], 2013). Según estimaciones del año 2015, estas emisiones son de aproximadamente 583 toneladas al año (excluyendo las emisiones producto de la minería artesanal del oro), sin embargo, esta cuantificación aún es insuficiente por la falta de recopilación de datos en diferentes países y la falta de algunos sectores industriales (AMAP & UNEP, 2019). Se han catalogado tres macrosectores como los mayores aportantes antropogénicos en los cuerpos de agua, estos son: extracción y procesamiento de minerales, fuentes de energía y tratamiento y eliminación de desechos (que incluye a las aguas residuales). Las emisiones asociadas a la minería artesanal del oro, es, sin lugar a dudas, la mayor fuente de descarga de mercurio a los cuerpos de agua, sin embargo, es difícil poder separar las emisiones terrestres entre el agua y la tierra (considerándose un sector "especial"), estimándose las emisiones asociadas a la actividad minera artesanal aurífera, al agua y al suelo, de 1221 toneladas por año (rango 585 - 1858 toneladas por año) (AMAP & UNEP, 2019). Sin embargo, Obrist et al. (2018) cuantificó estas emisiones a los cuerpos de agua, en 880 Mg por año.

2.3.5 Ciclo del Mercurio en la Naturaleza

Según Gaona (2004) se considera el ciclo del mercurio al flujo del elemento mercurio en la naturaleza, un flujo continuo que se da entre la atmósfera, el suelo y el agua, dándose en este, procesos físicos y reacciones químicas. Adicional a esto, este "ciclo del mercurio" se elabora seleccionando un grupo de "reservorios" (aire: atmósfera, agua: océano, suelos: la biota y corteza terrestre) (Blesa y Castro, 2015; Obrist et al., 2018).

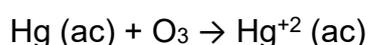
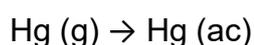
Partiendo del principio que la masa del elemento mercurio que se encuentra en el planeta Tierra no varía, es decir, es constante (Principio de conservación de la masa), Gaona (2004) señala que esta será función del ciclo global natural del mercurio, el cual al ser afectado por las actividades antropogénicas derivará en un ciclo global perturbado por la actividad

humana, siendo necesario para esto evaluar dos tipos de fuentes de mercurio: las fuentes regionales y las fuentes locales. El reservorio más importante de mercurio es el que contiene los minerales, los que se ven reflejados indirectamente en las erupciones volcánicas (Blesa y Castro, 2015), las fuentes geotérmicas (Pirrone et al., 2010), la quema de biomasa (quema de bosques sea por ampliación de nuevos terrenos para la actividad agrícola o por los incendios forestales) (Bishop et al., 2020; Driscoll et al., 2013), por el deshielo del permafrost (Bishop et al., 2020), siendo estos, el paso del mercurio del suelo a la atmósfera, lo cual, aunado a emisiones antrópicas y al cambio climático provoca un aumento notable del mercurio emitido a la atmósfera (AMAP & UNEP, 2019).

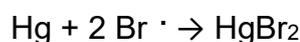
La atmósfera es la receptora del elemento mercurio proveniente de emisiones naturales y emisiones antropogénicas, sea en su forma elemental ($\text{Hg}(0)$) y su forma oxidada ($\text{Hg}(I)$ y $\text{Hg}(II)$). Según AMAP & UNEP (2019), las concentraciones de mercurio atmosférico son más altas en las latitudes templadas del hemisferio norte y más bajas en las latitudes altas del hemisferio sur. La atmósfera es la principal ruta de transporte de estas emisiones, pudiendo el mercurio elemental permanecer por periodos que pueden ser de meses a años (tiempo medio de permanencia en la atmósfera: un año (Gaona, 2004)), en cambio, el mercurio, en sus otros estados de oxidación solamente permanece en la atmósfera por un periodo de horas a días, razón por la cual, el mercurio elemental puede recorrer grandes distancias y llegar a lugares remotos como el Ártico o la Antártida, mientras que el impacto del mercurio oxidado es solamente regional (Blesa y Castro, 2015; Driscoll et al., 2013; Steffen et al., 2008).

En la atmósfera, el mercurio sufre transformaciones o reacciones físico químicas, las cuales pueden ser reacciones en estado gaseoso o reacciones en medio acuoso (que pueden darse dentro de las gotitas de agua dispersas en la niebla y las nubes), dispersión del mercurio elemental y mercurio oxidado (I y II) entre las fases gaseosa y sólida, dispersión del mercurio elemental y oxidado entre la fase solida (material particulado) y la fase acuosa (que pueden darse en las gotitas de agua dispersas en la niebla y las

nubes) (AMAP & UNEP, 2019; PNUMA, 2005), influyendo estas formas en el transporte del mercurio por la atmósfera y su consiguiente transferencia a ecosistemas acuáticos y terrestres, sea en forma de deposición en forma de partículas, condensación de la fase gaseosa o precipitación por medio de las lluvias (Driscoll et al., 2013). La oxidación del mercurio elemental (Hg(0)) a Hg(II) se da en estratósfera por acción de agentes oxidantes en medio acuoso (nubes), como el ozono (Blesa y Castro, 2015), de acuerdo a la siguiente reacción (Gaona, 2004; AMAP & UNEP, 2019):



Según Wang et al. (2019) en la zona ártica, en la primavera polar, los átomos de bromo ($\text{Br} \cdot$) que se producen por la irradiación solar sobre la nieve (produciendo reacciones fotoquímicas sobre el bromuro procedente del agua de mar (Pratt et al., 2013)) son el principal oxidante atmosférico, que reacciona con el mercurio elemental gaseoso (Hg(0)), de acuerdo a las siguientes reacciones químicas (Steffen et al., 2008) :



De esta manera, el mercurio elemental gaseoso se transforma en la especie oxidada Hg(II), que de la atmósfera pasa al ecosistema (a la nieve polar y de ahí al medio marino o directamente a las aguas oceánicas (Obrist et al., 2018)). Este proceso se da principalmente en la troposfera de las zonas árticas, antárticas (Steffen et al., 2008), tropical, subtropical y encima de lagos salinos (Wang et al., 2019). Driscoll et al. (2013) generaliza los procesos de oxidación del mercurio elemental, que se dan en la atmósfera global, considerando la característica química de que los átomos de halógeno son oxidantes importantes en la atmósfera, planteando las siguientes reacciones químicas generales:



En estas ecuaciones X representa el Cl, Br o I atómicos, en forma elemental e Y es otro radical, que se encuentra presente en las zonas troposféricas de la atmósfera que puede ser otro átomo de halógeno u otras especies

radicales como $\text{OH} \cdot$ (AMAP & UNEP, 2019), $\text{O}_2\text{H} \cdot$, o $\text{NO}_2 \cdot$; de estas reacciones, la reacción que predomina es con el bromo atómico ($\text{Br} \cdot$). Sin embargo, el HgBr puede descomponerse en Hg y $\text{Br} \cdot$; pero esta reacción es mucho más lenta en comparación con la reacción de formación (Dibble et al., 2012). Aunque estos procesos se dan de manera significativa en la atmósfera, Bishop et al. (2020) estima que el mercurio elemental constituye aproximadamente el 95% del Hg atmosférico.

Una vez que, de la atmósfera, el mercurio (elemental y oxidado) pasa al suelo, la biota y las superficies acuáticas (lacustres, fluviales y oceánicas), estos desempeñan un rol preponderante en la redistribución del mercurio en los sistemas naturales terrestres, de agua dulce y marinos, siendo este mercurio, en su mayoría, captado por los ecosistemas como mercurio oxidado, Hg(II) , y, dentro de los ecosistemas, este mercurio oxidado es transformado, en su mayor parte, a metilmercurio (CH_3Hg^+), principalmente en zonas reductoras de masas de agua dulce, terrestres, costeros además del subsuelo de la zona oceánica (Driscoll et al., 2013).

La eliminación de mercurio de la atmósfera hacia la superficie acuática y terrestre, se produce mediante deposición húmeda y seca (AMAP & UNEP, 2019). Después de que, en la atmósfera, el mercurio elemental es afectado por reacciones de oxidación, tanto este como parte del mercurio elemental, es transferido a la superficie terrestre y acuática, por medio de deposición húmeda (precipitaciones) y la eliminación por deposición seca de partículas y en fase gaseosa (o eliminación por precipitación gravimétrica) (AMAP & UNEP, 2019; Driscoll et al., 2013). Con respecto a la deposición húmeda, la naturaleza del sistema de precipitación influye en el nivel de deposición del mercurio, siendo los sistemas convectivos (lluvias más sectoriales e intensas) las que extraen mercurio de altitudes mucho más altas que los sistemas estratiformes (lluvias de sectores más amplios y de intensidad débil) (AMAP & UNEP, 2019; Obrist et al., 2018). Se observó que la deposición seca y húmeda en el océano se distribuye de manera relativamente equitativa entre el hemisferio norte y el hemisferio sur, a

diferencia de la zona terrestre donde varían dentro de los continentes (influenciado por las emisiones antropogénicas regionales). Además, en la mayoría de las zonas terrestres, la deposición seca promedio es más alta que la deposición húmeda (20 a 120%), en cambio, la deposición húmeda en el océano es mayor que la deposición seca (AMAP & UNEP, 2019).

Una vez que el mercurio (elemental y oxidado) es desalojado de la atmósfera, por los mecanismos visto líneas arriba, este es captado por la superficie terrestre y la superficie acuática. La mayoría de los entornos terrestres ahora se consideran sumideros netos de Hg atmosférico debido a la absorción sustancial de Hg por los bosques (Fu et al., 2016; Jiskra et al., 2018; Obrist et al., 2018), considerándose que el 50 al 80% del mercurio presente en las plantas y en el suelo es derivado de la captación del mercurio elemental, Hg (0), por la vegetación (Jiskra et al., 2018). Esta absorción del mercurio elemental, por las plantas se da a través del intercambio de gases en los estomas, por medio de los cuales es absorbido y retenido en la estructura de las plantas y el follaje (hojas), durante la temporada de crecimiento de las hojas (Fu et al., 2016; Mason, 2009), de esta manera se evita la reemisión a la atmósfera, aunque esta puede ser transferida a través de los suelos a los ecosistemas acuáticos continentales y costeros (AMAP & UNEP, 2019; Jiskra et al., 2018; Mason, 2009; Obrist et al., 2018), en cambio, el mercurio con estado de oxidación II, Hg (II), y parte del mercurio elemental, Hg (0), se deposita, en forma seca, adherido a material particulado, en la parte superficial del suelo o de la vegetación (follaje o copas de los árboles), pero este mercurio se elimina fácilmente mediante la lluvia (Bishop et al., 2020; Mason, 2009). Con respecto al mercurio absorbido por la vegetación, varios estudios sugieren que el mercurio que se encuentra en las hojas está vinculado básicamente a la absorción directa de la atmósfera, siendo el aporte por las raíces muy bajo debido a la fuerte capacidad del mercurio de unirse a ligandos orgánicos, y particularmente, a aquellos con grupos tiol, por esto, debido a su naturaleza apolar, no se transporta significativamente con el desplazamiento del agua (de naturaleza polar) a través del tallo de la planta (evaporación, transpiración) (Mason, 2009). Según Fu et al. (2016), el ecosistema forestal

global representa un sumidero neto de aproximadamente 1930 Mg/año de mercurio atmosférico.

La transferencia del mercurio de los bosques al entrono que lo rodea, puede darse por alguna de las siguientes rutas: a. Cuando las hojas caen (hojarasca), sufren el proceso de degradación, el mercurio del interior de estas puede reducirse y es liberado, pudiendo ser absorbido por el suelo, las aguas superficiales o la capa de nieve y ser emitido nuevamente a la atmósfera (Driscoll et al., 2013), b. La hojarasca depositada en el suelo, complementada por la deposición y arrastre por la lluvia del mercurio oxidado, Hg (II), es retenido por la materia orgánica (uniones a grupos funcionales orgánicos de azufre) (Bishop et al., 2020; Driscoll et al., 2013; Obrist et al., 2018) y c. La liberación del mercurio a la atmósfera proveniente de la combustión de biomasa, es decir, la quema de bosques para ganar nuevos terrenos destinados a la actividad agrícola o por los incendios forestales y otras fuentes no puntuales. (Bishop et al., 2020; Driscoll et al., 2013). A todo esto, se suma las emisiones por evasión del suelo y la evapotranspiración de las plantas (Fu et al., 2016), En general, una fracción considerable del mercurio depositado en la tierra se evade a la atmósfera como mercurio en estado de oxidación cero, es decir en estado elemental, Hg (0), y este nuevamente se transporta, oxida y deposita. (AMAP & UNEP, 2019; Driscoll et al., 2013).

Una vez que el mercurio es depositado en el suelo, el mercurio oxidado, Hg(II), puede sufrir una variedad de reacciones químicas y biológicas, condicionadas estas al pH, temperatura, contenido de materia orgánica del suelo, entre otros factores (AMAP & UNEP, 2013; Gaona, 2004). Entre todas, hay dos transformaciones de vital importancia, la metilación y la desmetilación del mercurio (los compuestos metilados de mercurio son importantes por la toxicidad extrema y la bioacumulación en la biota), pudiendo recibir esta carga los ecosistemas acuáticos (mayormente en zonas de alta latitud con turberas y pantanos) (Bishop et al., 2020; Gaona, 2004). La meteorización de los minerales que contienen mercurio en el suelo también contribuye a las entradas naturales de este a los cuerpos de agua

superficial u oceánica (Driscoll et al., 2013), estos minerales (principalmente sulfuros) son muy poco solubles, siendo los niveles de aporte por disolución en estas aguas naturales muy bajos (Blesa y Castro, 2015). Algo de mercurio se mueve con el agua de escorrentía del paisaje terrestre a los ecosistemas acuáticos (en forma particulada (HgP) como en forma disuelta (HgD)), bioacumulándose en los ecosistemas acuáticos de agua dulce (Bishop et al. 2020). La mayor parte del mercurio en los suelos está presente como mercurio oxidado, Hg(II), unido a la materia orgánica (MO) (Bishop et al., 2020), lo que prácticamente “inmoviliza” al mercurio en los suelos orgánicos, ya que, por su naturaleza, el agua no puede arrastrarlo, haciendo que los suelos sean vastos depósitos de mercurio antropogénico (AMAP & UNEP, 2013; Gaona, 2004). En los suelos minerales, la concentración de mercurio es más baja, debido a una menor presencia de materia orgánica (MO), pero, en términos globales, los suelos minerales, al ser más abundantes en el planeta, los convierten en la mayor reserva de mercurio en los ambientes terrestres (Bishop et al., 2020).

En la superficie terrestre se hace más evidente los aportes antropogénicos, lo cual incrementa los niveles de mercurio en el ciclo geoquímico (Blesa y Castro, 2015). Una fuente importante de aporte de mercurio al ambiente (agua dulce y suelo) es la actividad minera de oro artesanal realizada por pequeños mineros (en siglas conocida como MAPE: Minería Artesanal en Pequeña Escala), la principal fuente antropogénica de aporte del elemento mercurio, que, aunque es puntual y puede ubicarse en un área de tierra pequeña, tiene un impacto global desmesurado (Bishop et al., 2020), debido a las practicas deficientes en la manipulación del mercurio, contaminando el suelo, los cuerpos de agua superficial, que desembocan en el océano y su evasión al entorno atmosférico, básicamente como mercurio en estado de oxidación cero, es decir en estado elemental, Hg(0), dándose la deposición más significativa cerca de las fuentes (AMAP & UNEP, 2019; Bishop et al., 2020).

Otras industrias que aportan cantidades significativas de mercurio al ambiente, tenemos, además de la minería de oro (Au) y mercurio (Hg)

primario a gran escala, a la industria cloro alcalina, refinación del petróleo, producción de metales no ferrosos, aguas residuales municipales, descargas de las industrias energéticas por quema de carbón, descargas de la producción de electrónica, baterías, lámparas y medidores que utilizan mercurio, desechos de la producción de metales ferrosos así como del acero, la síntesis del monómero cloruro de vinilo (VCM) entre otros (AMAP & UNEP, 2019; Baird y Cann, 2014).

Líneas arriba se indicó que el mercurio (elemental y oxidado) es desalojado de la atmósfera y este es captado por la superficie acuática, siendo el intercambio aire – mar en los océanos mucho más significativo que el intercambio en las aguas continentales. Adicional a esto, la superficie terrestre también hace aportes significativos a los cuerpos de agua superficiales (continentales y oceánicos). En una cuenca hidrográfica se observa que, la corriente de agua se desplaza mucho más rápidamente hacia un arroyo o hacia el mar, que el mercurio particulado o asociado a partículas insolubles (Bishop et al., 2020). Solo una pequeña parte del mercurio atmosférico depositado en la superficie del suelo, llegará a los cuerpos de agua, a diferencia de las emisiones antropogénicas, las cuales pueden ser vertidas directamente a las aguas superficiales (AMAP & UNEP, 2019). Los depósitos de sedimentos contaminados que se acumulan en el lecho de las aguas superficiales, como resultado del transporte a través de diversos ríos y cuerpos de agua, pueden representar una considerable reserva de mercurio que, con el paso del tiempo, se recicla (se disuelve) ingresando al sistema acuático con el transcurrir del tiempo (Obrist et al., 2018; PNUMA, 2005). Durante los períodos de crecida de los ríos (épocas de lluvias en la sierra peruana), este aporte aumenta debido a la remoción del sedimento de las orillas del río y la removilización del mercurio previamente depositado con los sedimentos del lecho, transportando el mercurio al medio marino, pero solo una pequeña proporción de la carga fluvial total llega directamente al mar abierto (agua oceánica) ya que la mayoría se deposita en los estuarios y en la plataforma continental (donde tiene lugar la lenta removilización) (AMAP & UNEP, 2013; Driscoll et al., 2013). Aún no se conoce de manera certera el lapso de tiempo entre las

liberaciones o descargas del mercurio a los cuerpos de agua o al suelo y la posterior removilización dentro de las cuencas, y la descarga final a las aguas costeras u oceánicas (AMAP & UNEP, 2019). Los mayores flujos naturales de mercurio a los sistemas acuáticos locales ocurren en sitios con altas tasas de erosión (zona con mayor disponibilidad de sedimentos) como zonas montañosas con pendientes pronunciadas y un clima húmedo que favorece los procesos de erosión (AMAP & UNEP, 2013).

De acuerdo a esto, por el grado de afectación del mercurio, Gaona (2004) hace una diferenciación entre las aguas de la zona costera y las aguas de la zona oceánica, donde en las aguas de la zona costera hay una mayor presencia de especies reactivas de mercurio (mercurio oxidado) provenientes de descargas antropogénicas, en cambio en las aguas de la zona oceánica, el aporte de mercurio se da, en su mayoría, por la deposición atmosférica.

El mercurio que ingresa en los cuerpos de agua, sufre una variedad de transformaciones muy complejas, pudiendo el mercurio oxidado, Hg(II), ser reducido, unirse a material particulado, sedimentar o puede unirse a moléculas orgánicas, transformándose en metilmercurio u otras moléculas orgánicas del mercurio, por acción de bacterias y determinadas condiciones del entorno (Bishop et al., 2020; Blesa y Castro, 2015). De acuerdo a AMAP & UNEP (2013), generalmente el mercurio inorgánico oxidado, Hg(II), sea disuelto o particulado representa la mayor proporción del mercurio total presente en las aguas (Fitzgerald et al., 2007) mientras que el mercurio elemental, Hg(0) gaseoso disuelto (aproximadamente menos del 30%), el metilmercurio y dimetilmercurio (aproximadamente menos del 20%) son componentes menores del mercurio total. En agua dulce y en muchos ambientes costeros, el proceso de metilación del mercurio inorgánico ocurre principalmente en los sedimentos, debido a la alta actividad microbiana y las zonas anaeróbicas cercanas a la superficie que favorecen a las bacterias reductoras de sulfato (AMAP & UNEP, 2013; Obrist et al., 2018). Hay una variedad de factores que alteran las tasas netas de producción de metilmercurio en humedales, zonas ribereñas y sedimentos de agua

superficial, considerándose la temperatura, hidrología de la zona (cambios en la descarga), concentración de mercurio oxidado, Hg (II), en forma biodisponible, niveles de materia orgánica (carbono orgánico lábil), condiciones reductoras (Driscoll et al., 2013), pH, potencial redox, presencia de agentes acomplejantes (PNUMA, 2005), bacterias sulforeductoras y reductoras de hierro y metanógenos, como los factores más destacables, entre otros (AMAP & UNEP, 2019). En zonas oceánicas o mar abierto se observa que las concentraciones de metilmercurio son bajas en la superficie del océano y aumentan con la profundidad, alcanzando un máximo en las aguas oceánicas comprendidas entre los 100 m a 1000 m aproximadamente (capas con menor contenido en oxígeno), disminuyendo dramáticamente en las profundidades (Driscoll et al., 2013; Gaona, 2004; Mason et al., 2012). Además, la mayor parte del metilmercurio y especies orgánicas de mercurio presentes en el océano, se derivan de la producción in situ de la masa de agua vertical oceánica (columna de agua), siendo los aportes del agua superficial de las costas poco significativas (Driscoll et al., 2013; Mason et al., 2012).

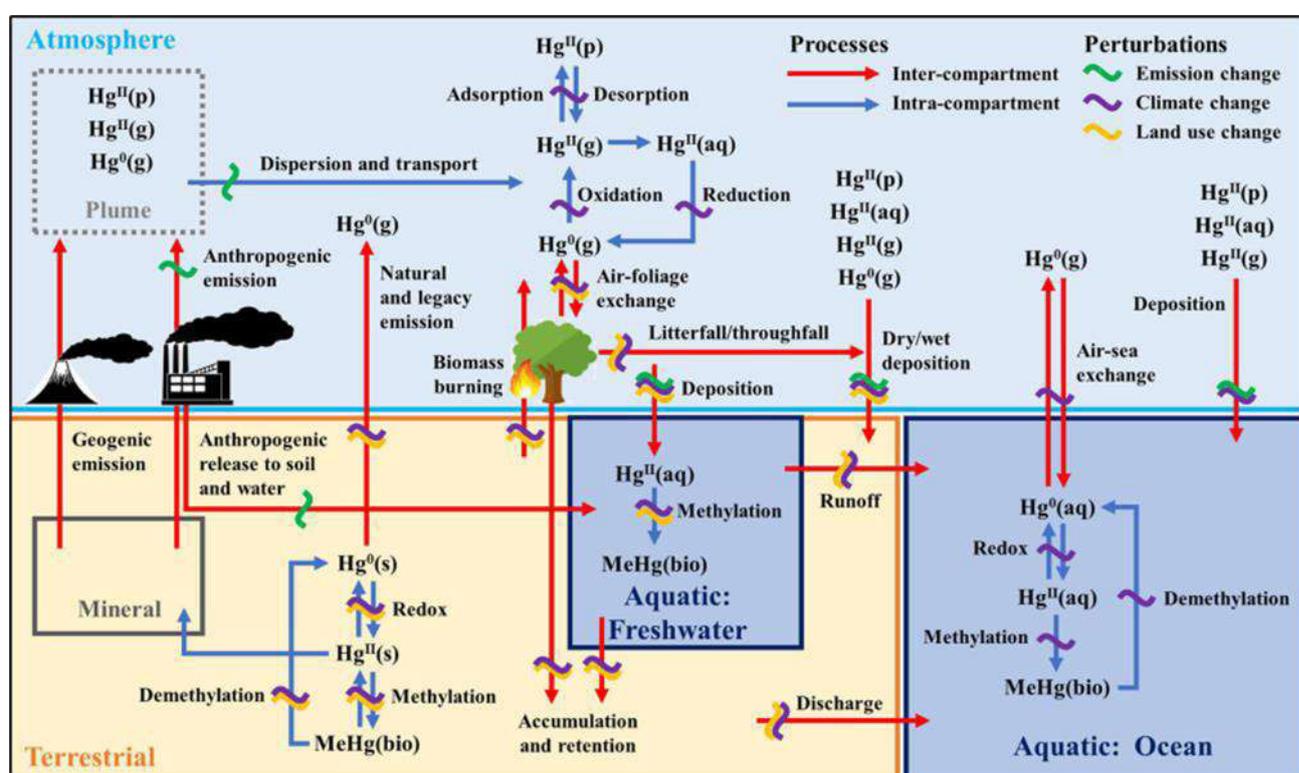
El mercurio, al encontrarse en forma de metilmercurio (un compuesto con una zona apolar que facilita su difusión a través de la membrana celular de los seres vivos) se biomagnifica fácilmente a través de los ecosistemas marinos, lo que aumenta las concentraciones de metilmercurio (desde los niveles más bajos de la red trófica hasta los niveles más altos) (AMAP & UNEP, 2019; Gaona, 2004). Sin embargo, en los océanos se pueden dar los procesos de metilación–desmetilación del mercurio, lo que define la concentración de mercurio orgánico disponible para los ecosistemas y las redes tróficas marinas siendo la desmetilación (fotolítica o microbiana) el principal proceso de eliminación de metilmercurio (CH₃Hg) en la capa superior del océano (AMAP & UNEP, 2013; Baird y Cann, 2014; Gaona, 2004). Por tanto, los océanos se consideran la mayor fuente de Hg atmosférico a nivel mundial pues el mercurio es reemitido a la atmósfera (sea este proveniente por la deposición atmosférica, degradación del metilmercurio, procesos reductivos del mercurio oxidado (Hg II), entre otros)

completándose el ciclo geoquímico del mercurio (Blesa y Castro, 2015; Driscoll et al., 2013).

En la Figura 1, se puede resumir el ciclo geoquímico del mercurio en la naturaleza, tanto en la atmósfera, en el suelo y los cuerpos de agua (superficial y marino).

Figura 1

Ciclo Geoquímico del Mercurio



Nota. Reproducida de Critical processes of global importance for Hg cycling, de Obrist et al., 2018. *AMBIO A Journal of the Human Environment*, 47(2). En el dominio público.

2.3.6 Metilmercurio en el Ciclo del Mercurio en la Naturaleza

Dado que el metilmercurio (CH_3Hg) es el compuesto de mercurio de mayor toxicidad para los seres humanos, es importante detallar como este compuesto puede ingresar a las especies marinas y por medio del consumo de estas, al hombre. El metilmercurio (CH_3Hg) es uno de los compuestos de

Hg que más capacidad bioacumulativa y tóxica presenta, además de ser la única forma que se biomagnifica a través de las cadenas alimenticias, mientras que el dimetilmercurio, $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$, no presenta la capacidad de bioacumulación (AMAP & UNEP, 2019; Baumann et al., 2020). El dimetilmercurio, $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$ puede ser encontrado en las aguas oceánicas, siendo raramente encontrado en aguas dulces y costeras, siendo este compuesto altamente volátil e inestable (Driscoll et al., 2013).

Los ecosistemas acuáticos son más favorables para que ocurra la metilación que los ecosistemas terrestres, porque la metilación se favorece en ambientes anóxicos (Bishop et al., 2020; Obrist et al., 2018), siendo la biota acuática más propensa a la acumulación de Hg que la biota terrestre (AMAP & UNEP, 2019). Los ecosistemas marinos son de especial preocupación desde la perspectiva de la exposición humana al metilmercurio (CH_3Hg) debido al consumo generalizado de fauna acuática (tanto marina como fluvial) y mamíferos marinos que contienen altos niveles de metilmercurio (CH_3Hg) por parte de muchas poblaciones (AMAP & UNEP, 2019).

Líneas arriba se indicó que la mayor fuente de metilmercurio (CH_3Hg) para los lagos y humedales de agua dulce es la producción por bacterias sulforeductoras y reductoras de hierro, metanogénicas y otros microbios in situ (AMAP & UNEP, 2019; Driscoll et al., 2013), estimándose que alrededor del 95% de la reacción de biometilación del mercurio es producida por microorganismos sulforeductores (Gaona, 2004), en condiciones anóxicas y en los sedimentos, mas no en la masa de agua vertical (columna de agua) de los ecosistemas de agua dulce. (Obrist et al., 2018; AMAP & UNEP, 2019). Otro factor adicional importante que favorece la metilación del Hg es la presencia de materia orgánica (Driscoll et al., 2013), interactuando esta con el metilmercurio (CH_3Hg) en los sedimentos (el carbono orgánico disuelto mejora la metilación en comparación del carbono orgánico particulado). Algunos estudios sugieren que el carbono orgánico disuelto controla la disponibilidad de metilmercurio (CH_3Hg) para la absorción en

agua dulce, siendo el umbral de este en la columna de agua comprendido entre 8,6 a 8,8 mg/L siendo la producción de metilmercurio (CH_3Hg) inhibido por encima de este umbral y otros estudios indican que en los estuarios, el metilmercurio (CH_3Hg) unido al carbono orgánico disuelto, tiene mayor disponibilidad (entre 5 y 250 veces) para la bioacumulación (en organismos de la red trófica inferior) que el metilmercurio (CH_3Hg) recién producido (Bishop et al., 2020). Es importante indicar que, los factores que controlan la metilación del Hg en los sedimentos, son extremadamente complejos (AMAP & UNEP, 2019; Bishop et al., 2020).

Entre otros factores que afectan la producción de metilmercurio en cuerpos de agua (básicamente cuerpos de agua dulce y aguas costeras), las entradas de oxígeno (O_2) y nitratos (NO_3^-) disminuyen o atenúan la producción neta de metilmercurio (CH_3Hg), inhibiendo la reducción del sulfato (SO_4^{2-}) o dando un medio oxidante (formándose óxidos de Fe y Mn). También, a bajas concentraciones de sulfato (SO_4^{2-}), un incremento en la concentración de este ion, favorece la producción de metilmercurio (CH_3Hg) hasta que se alcanza un valor máximo de producción de metilmercurio (CH_3Hg), ralentizando la producción a concentraciones mayores de sulfato (SO_4^{2-}) por la formación de un compuesto insoluble de mercurio, conocido como sulfuro de mercurio, (HgS) y complejos sulfurados que inhiben la disponibilidad del mercurio (Hg) (Baird y Cann, 2014; Driscoll et al., 2013; Gaona, 2004). De acuerdo a esto, en procesos donde se da un aumento en la eutrofización de cuerpos de agua dulce que conllevan al agotamiento del oxígeno (hipoxia) en las aguas del fondo, se da un aumento en la producción de metilmercurio (CH_3Hg), al proporcionar las condiciones ideales para las bacterias reductoras de sulfato. Sin embargo, la interacción entre la eutrofización y los niveles de metilmercurio (CH_3Hg) en la biota es bastante compleja y, según diversos estudios, varía entre las ubicaciones y las condiciones particulares de los cuerpos de agua dulce (AMAP & UNEP, 2019).

En las aguas costeras, los estudios sobre la metilación de la columna de agua apuntan a un incremento de la metilación dentro de partículas agregadas donde podrían existir condiciones microanóxicas, es decir, no se plantean rutas bioquímicas microbianas diferentes, sino que el proceso de metilación se da dentro de las microzonas anóxicas insertas en partículas grandes (AMAP & UNEP, 2019). Se sabe, además, que, las zonas costeras son particularmente vulnerables a la contaminación antropogénica y que el metilmercurio (CH_3Hg) en el agua de las zonas costeras proviene de la escorrentía terrestre, la entrada de masas de agua de alta mar (intercambio de mareas) y los flujos de sedimentos (Baumann et al., 2020; Gworek et al., 2016).

Para los cuerpos de agua marinos, el Hg está metilado por procesos bacterianos en sedimentos y la columna de agua (AMAP & UNEP, 2019). La parte superior del océano es la región donde se da la mayor actividad biológica, ocurriendo la metilación del Hg dentro de las aguas subtermoclinas (AMAP & UNEP, 2019; Obrist et al., 2018). Se transporta a la capa superficial del océano mediante mezcla y advección. (Baumann et al., 2020). En la superficie del océano, las reacciones de reducción de Hg (II) y oxidación de mercurio elemental (Hg (0)) se interrelacionan, sea fotoquímicamente (luz) o por microorganismos. Si predomina la reacción de reducción, conlleva a la acumulación de Hg (0) en la capa oceánica a niveles sobresaturados (excediéndose el k_{ps}), lo que provoca su pérdida a la atmósfera a través de la evasión de Hg (0) gaseoso, siendo la evasión el proceso que disminuye la cantidad de Hg (II) biodisponible para la metilación y bioacumulación a corto plazo (Baumann et al., 2020; Driscoll et al., 2013; Obrist et al., 2018).

La distribución de Hg en sus diferentes formas de oxidación (como Hg (0), Hg (I) y Hg (II)) tanto en compuestos inorgánicos como compuestos orgánicos, por todo el océano depende de los procesos que controlan su formación y degradación, y la velocidad de estos procesos en una ubicación específica (Baumann et al., 2020). En la actualidad, no se conoce con total

certidumbre, los procesos de metilación en las aguas oceánicas, sin embargo, se han encontrado evidencias significativas de metilación activa de Hg en la masa de agua vertical (columna de agua) oxigenada de los océanos abiertos (AMAP & UNEP, 2019). Aunque el metilmercurio (CH_3Hg) se forma generalmente en zonas anóxicas en las costas y aguas dulces, esto no es un requisito previo para la formación en mar abierto (Driscoll et al., 2013). Las concentraciones de metilmercurio (CH_3Hg) son bajas en las aguas superficiales del océano y aumentan con la profundidad, alcanzando un máximo en las aguas subtermoclinas (comprendidas entre los 100 a 1 000 m dependiendo de la ubicación), que coincide con un mínimo en las concentraciones de oxígeno, para que, a profundidades mayores, disminuya la concentración de metilmercurio (CH_3Hg) (AMAP & UNEP, 2019; Baumann et al., 2020; Driscoll et al., 2013; Gustin et al., 2020). De acuerdo a esto, se plantea lo siguiente: En la superficie, el Hg inorgánico es absorbido por la materia orgánica (básicamente fitoplancton) y luego sedimenta, sumergiéndose en las profundidades, donde el oxígeno es consumido por bacterias que se alimentan de materia orgánica particulada (reminerización), en este punto, las bacterias anaerobias han generado micronichos anóxicos dentro del material orgánico en proceso de descomposición donde pueden metilar el Hg (AMAP & UNEP, 2019; Baumann et al., 2020; Gustin et al., 2020), por esto, la remineralización de materia orgánica favorece la producción microbiana de metilmercurio (CH_3Hg) en la columna de agua (AMAP & UNEP, 2019; Baumann et al., 2020; Driscoll et al., 2013).

Parks et al. (2013) descubrió dos genes clave, *hgcA* y *hgcB*, que controlan la metilación anaeróbica del Hg, siendo estos genes identificados por primera vez en bacterias reductoras de sulfato y en microorganismos anaerobios, siendo importante la presencia de estos dos genes, *hgcAB*, para que se produzca la metilación (Baumann et al., 2020). Por lo tanto, los microorganismos que presentan este par de genes se denominan metiladores de Hg, mientras que aquellos que carecen de estos son denominados no metiladores (Baumann et al., 2020). Actualmente se busca

estos genes en el agua de mar y en diferentes entornos (Baumann et al., 2020; Gustin et al., 2020). De acuerdo a esto, hay algunos genes en el océano que son similares en sus secuencias de aminoácidos con los genes *hgcAB* con capacidad de metilación del Hg (Gustin et al., 2020). Sin embargo, los experimentos de laboratorio no han encontrado una relación clara entre el nivel de expresión de los genes clave y la producción neta de metilmercurio (CH_3Hg) (AMAP & UNEP, 2019).

Se indicó que el metilmercurio (CH_3Hg) es la especie de Hg que tiene la capacidad de bioacumularse de manera más eficiente en los organismos marinos. La absorción de metilmercurio (CH_3Hg) en organismos unicelulares (fitoplancton) sirve como un punto de entrada de este compuesto a las redes tróficas pelágicas (AMAP & UNEP, 2019; Baumann et al., 2020) y esto también representa el paso de bioconcentración más importante de este en toda la red alimentaria (Baumann et al., 2020). Una vez que el metilmercurio (CH_3Hg) se absorbe en la base de la red trófica, puede biomagnificarse de manera eficiente, incluso en ecosistemas terrestres (AMAP & UNEP, 2019). Como resultado, los principales depredadores de la cadena alimenticia (como las aves, peces de gran tamaño como el atún y los mamíferos marinos) pueden tener concentraciones de metilmercurio (CH_3Hg) en sus tejidos que son muy superiores a las concentraciones que se encuentran en el agua. (aproximadamente una relación de 10^6 a 10^7) (AMAP & UNEP, 2019; Baird y Cann, 2014; Baumann et al., 2020). Además, se puede anotar que los niveles de metilmercurio (CH_3Hg) en los peces oceánicos se incrementa en función a la posición trófica y la edad (por tasas de eliminación más lentas y debido al consumo de especies de niveles tróficos inferiores), por esto, los individuos más grandes y mayores tienen concentraciones de metilmercurio (CH_3Hg) mayores que las especies más pequeños y jóvenes (AMAP & UNEP, 2019; Baird y Cann, 2014; Baumann et al., 2020; Driscoll et al., 2013; Gworek et al., 2016), pero también, hay una relación directamente proporcional entre los niveles de mercurio en los peces con las variaciones en las concentraciones totales de mercurio entre

los océanos (Driscoll et al., 2013). También influye en los niveles de metilmercurio (CH_3Hg) presentes en las especies marinas, la proximidad a la costa, la ubicación y la profundidad de alimentación, pues aquellas especies de peces que se alimentan en aguas subterráneas por debajo de los 300 metros (zona mesopelágica) tienen niveles más altos de metilmercurio (CH_3Hg) que las especies de estado trófico similar que se alimentan en la superficie, es decir por encima de los 200 metros (zona epipelágica) (AMAP & UNEP, 2019; Baumann et al., 2020; Driscoll et al., 2013; Gworek et al., 2016). Un factor adicional a considerar es la biología de los peces (el sexo, la reproducción, la etapa de vida, las tasas de ingestión y crecimiento) (AMAP & UNEP, 2019; Baumann et al., 2020) siendo los machos más grandes en tamaño corporal que las hembras y tienden a tener una mayor carga corporal de metilmercurio (CH_3Hg) en peces y aves (AMAP & UNEP, 2019).

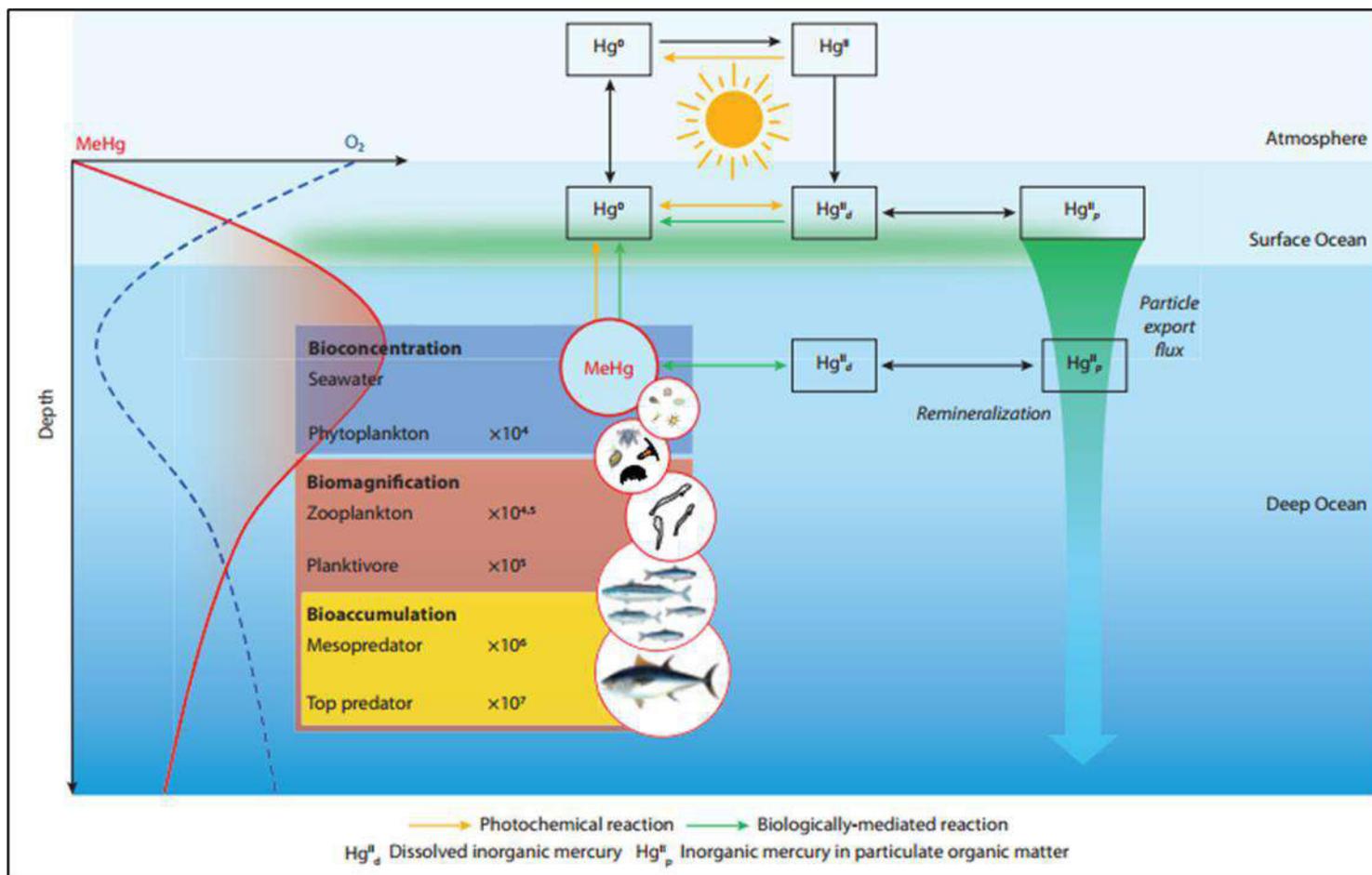
También se puede indicar que, en las desembocaduras de los ríos (estuarios) y las costas, los peces pueden asimilar el metilmercurio (CH_3Hg) generado en los cuerpos de agua dulce (cuencas hidrográficas costeras) y los sedimentos mientras que, los peces en alta mar asimilan el metilmercurio generado en las columnas de agua oceánica (Driscoll et al., 2013). Los peces absorben el metilmercurio (CH_3Hg) a través de sus branquias, pero principalmente, por medio de su suministro de alimentos (Baird y Cann, 2014).

La facilidad con la que el metilmercurio (CH_3Hg) ingresa la cadena trófica es debido a su naturaleza apolar. Esta naturaleza permite el paso a través de las membranas celulares y mucosas (Gworek et al., 2016), que tienen naturaleza lipídica (apolar). El metilmercurio (CH_3Hg) se biomagnifica fácilmente a través de los ecosistemas, incrementando su concentración a medida que va ascendiendo en la red trófica, es decir, mientras la especie se encuentre más arriba de la red trófica, la concentración que presentará de metilmercurio será mayor (del agua y los sedimentos al fitoplancton y las plantas, el zooplancton, los invertebrados acuáticos, los peces, la vida

silvestre y finalmente los humanos) (AMAP & UNEP, 2019; Baumann et al., 2020; Driscoll et al., 2013; Gworek et al., 2016). El metilmercurio tiene naturaleza apolar, por lo tanto, será soluble en los tejidos lipídicos de los seres vivos y se bioacumulará en estos (Baird y Cann, 2014; Olivero y Johnson, 2002). Una vez ingerido, el metilmercurio (CH_3Hg), que es un compuesto covalente de forma general CH_3HgX , se asimila y se une a las proteínas, donde X es un aminoácido (con presencia de azufre), formándose un enlace a través de los grupos sulfhidrilos (conocidos como tioles o mercaptanos) (Baird y Cann, 2014; Blesa y Castro, 2015; Olivero y Johnson, 2002), pudiendo este compuesto difundirse en los tejidos biológicos. Una vez llegado al hombre, este compuesto puede atravesar tanto la barrera hematoencefálica como la barrera placentaria (Baird y Cann, 2014; Blesa y Castro, 2015; Olivero y Johnson, 2002), aunque el tejido muscular puede retener la mayor parte de este compuesto (Blesa y Castro, 2015). A continuación, la Figura 2 muestra el ciclo del mercurio en los cuerpos de agua oceánicos y el proceso de biomagnificación en la biota.

Figura 2

Esquema Simplificado del Ciclo del Hg Marino: Metilación del Hg en la Columna de Agua del Océano



Nota. Reproducida de *Simplified schematic of the marine Hg cycle*, del Arctic Monitoring and Assessment Programme, United Nations Environment Programme, 2019, UNEP (https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/29831/gma_tech.pdf?sequence=1&isAllowed=y). En el dominio público.

En general, los compuestos de Hg metilado constituyen una pequeña fracción del Hg total presente en algunos entornos ambientales (< 1% en el aire y < 5% en sedimentos marinos), pudiendo exceder el 40% del Hg total en la columna de agua en mar abierto (AMAP & UNEP, 2019). En la biota, la fracción metilmercurio (CH_3Hg) con respecto al Hg total aumenta de acuerdo al nivel trófico (< 20% del Hg total en el fitoplancton a > 95% en la biota de alto nivel trófico (AMAP & UNEP, 2019). De acuerdo a esto, el metilmercurio

(CH₃Hg) es el compuesto orgánico ligado a un átomo de mercurio que predomina en los peces (Baird y Cann, 2014; Driscoll et al., 2013), considerando que este puede ser del 90 al 100% del Hg total (United States Environmental Protection Agency [US EPA], 2001) o generalmente > 95% del Hg total (AMAP & UNEP, 2019), para fines de biomonitoreo y control ambiental, el análisis de Hg total se usa como un sustituto perfecto de la concentración de metilmercurio (CH₃Hg), siendo este análisis más sencillo y rentable económicamente (AMAP & UNEP, 2019; Driscoll et al., 2013).

2.3.7 “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833

La presente tesis está centrada en el estudio de la especie marina *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833; denominada “Pintadilla” (conocida así en Perú, en Chile es más común como “Bilagay” (Vargas y Pequeño, 2001), “Peruvian morwong” en otras latitudes de habla inglesa (Chirichigno y Vélez, 1998) que se desarrolla en el lado central y occidental de América del Sur, específicamente en la zona comprendida de Paita, Piura (Perú) hasta Talcahuano (Chile) (Chirichigno y Vélez, 1998), sin embargo, actualmente la “Pintadilla” se extiende más al sur, hasta la Bahía Metri, en la Región de Los Lagos (Chile) (Reyes y Hüne, 2012; Vargas y Pequeño, 2001).

De acuerdo a Kong y Castro (2002), la “Pintadilla” es un organismo bentónico, que habita en las costas rocosas. Estas zonas le ofrecen protección y alimento al estar cubiertas de algas, además, al ser una especie de aguas litorales, suele vivir en cardúmenes pequeños (Reyes y Hüne, 2012). Con respecto a la profundidad a la que puede llegar esta especie hay divergencias. Según la página web de INFOPES de la Universidad Nacional Agraria de La Molina (<http://tumi.lamolina.edu.pe/infopes/?product=pintadilla-cheilodactylus-variegatus>), indica que el pez puede vivir de 0 a 10 metros de profundidad. Según la guía de identificación de peces Melchorita (https://perulng.com/wp-content/uploads/2016/05/Guia_identificacion_peces.pdf), la especie se desarrolla entre los 0 a 20 metros de profundidad y por último, Reyes y Hüne (2012) indican que, las especies más grandes, pueden

vivir hasta los 40 metros de profundidad, mientras que Chang (2010) hace la observación de que la “Pintadilla” se desplaza entre un tercio a dos tercios cerca del fondo marino, en la zona costera, recalcando que esta especie nunca se desplaza en la superficie. Complementando, en nuestro país, la extracción y pesca de la “Pintadilla” la realizan básicamente los pescadores artesanales dentro de las 5 millas marinas, empleando para su captura instrumentos como arpones, redes cortina, anzuelo, entre otros aparejos de uso común en la pesca artesanal (Gonzales, 2012).

La “Pintadilla” presenta un cuerpo oblongo, de dorso elevado (moderadamente convexo), comprimido (Flores y Poblete, 2015), siendo su altura más del doble de la zona de mayor grosor (Kong y Castro, 2001). Según Cuvier y Valenciennes (1833), el hocico es corto y obtuso (la forma de la boca es terminal de acuerdo a Perú LNG S.R.L., 2016), siendo la frente convexa y ligeramente hinchada entre los ojos y la cola (aleta caudal) bifurcada (congruente con Chirichigno y Vélez (1998) que catalogan a aleta caudal de tipo homocerca furcada). Con respecto a las demás aletas, la “Pintadilla” presenta dos aletas dorsales unidas en la parte media del dorso (Reyes y Hüne, 2012), por lo general de color plomizo, destacando en las aletas pectorales y pélvicas y en la aleta anal y caudal, el característico color anaranjado en los bordes de estos.

De acuerdo a la descripción inicial de Cuvier y Valenciennes (1833), indicaban que esta especie presentaba una coloración gris bastante oscura en la parte superior de la cabeza y en la parte delantera de la espalda. La cual se torna más clara debajo de la segunda dorsal y a lo largo del vientre. Seis bandas negras surgen en la base de la aleta dorsal, haciendo manchas allí que son más largas que anchas, que cruzan la espalda y se desvanecen en la parte inferior plateada del abdomen.

De acuerdo a las observaciones realizadas a las especies analizadas, se visualizó que el pez presenta una coloración grisácea, que, por lo general presenta 5 bandas de un gris claro (rasgo distintivo de la “Pintadilla”) dando al pez una apariencia de “rayado”. Estas bandas grises claras se presentan

a partir de la parte media del pez (de la parte media a la cabeza no se presenta bandas claramente diferenciadas, predominando aquí un gris oscuro, con excepción de la zona ventral). Otro detalle a rescatar en las especies analizadas es que, a la altura de la línea lateral, aparecen una única circunferencia gris clara en las bandas grises oscuras. Según Chirichigno y Vélez (1998), en la línea lateral, esta especie, presenta alrededor de 50 a 57 escamas.

2.3.7.1 Clasificación Taxonómica de la “Pintadilla”.

De acuerdo al Sistema Integrado de Información Taxonómica (ITIS por sus siglas en inglés), organización multigubernamental con fines científicos, la cual tiene a su disposición, una gran y reconocida base de datos de la clasificación taxonómica de múltiples especies, reconocida internacionalmente, clasifica a la Pintadilla con el nombre científico de *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes in Cuvier and Valenciennes, 1833; y lo cataloga de la siguiente manera:

Serie Taxonómica	645626
Reino	Animalia
Subreino	Bilateria.
Infrareino	Deuterostomia
Filo	Chordata
Subfilo	Vertebrata
Infracilo	Gnathostomata
Superclase	Actinopterygii
Clase	Teleostei
Superorden	Acanthopterygii
Orden	Perciformes
Suborden	Percoidei
Familia	Cheilodactylidae
Genero	Cheilodactylus
Especie	<i>Cheilodactylus variegatus</i> Valenciennes in Cuvier and Valenciennes, 1833

En algunas publicaciones se le asigna a la “Pintadilla” el nombre científico *Cheilodactylus variegatus* (Valenciennes 1833), siendo esto un error (ITIS, 2020). Según Hickman et al. (2000), cuando un científico descubre y, por ende, nombra por primera vez a una especie, este es denominado “autoridad”. Este científico puede colocar su apellido y, separado por una coma (,) el año del descubrimiento, después del nombre científico de la especie descubierta. En este caso, la “Pintadilla” fue nombrada inicialmente por el zoólogo francés Achille Valenciennes (discípulo y compañero de investigaciones de George Cuvier, por eso el ITIS nombra a la especie *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes in Cuvier and Valenciennes, 1833) en la obra “Histoire Naturelle des Poissons” desarrollada junto con George Cuvier en los viajes que realizaba por la América meridional. Por esta razón, la denominación correcta del nombre científico de la “Pintadilla” es *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833 (refrendado por el World Register of Marine Species (WoRMS: <http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=278156>), por la FishBase (<http://www.fishbase.org/summary/Cheilodactylus-variegatus.html>), por la FAO en la lista ASFIS de especies para los fines de estadísticas de pesca (<http://www.fao.org/fishery/collection/asfis/es>) en la cual incluso, se especifica como autor a Valenciennes 1833 y Chirichigno y Vélez *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes (exceptúan el año)).

Continuando con Hickman et al. (2000), especifica que, cuando el nombre aparece entre paréntesis, el nombre científico de la especie ha sido revisado después de su primera descripción, pudiendo ser la especie “recategorizada” o tener en la actualidad un género diferente al original. Por esta razón, el *Cheilodactylus variegatus* (Valenciennes 1833) es una denominación errónea como el nombre científico de esta especie en estudio: la “Pintadilla”, ya que el nombre científico originario planteado por Achille Valenciennes, en 1833, no ha sido modificado.

2.3.7.2 Alimentación de la “Pintadilla”.

La “Pintadilla” (*Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833) es un pez marino carnívoro (Chang, 2010; Flores y Poblete, 2015; Palma y Ojeda, 2002) que puede nadar de día o de noche, en pequeños cardúmenes o solitario (Reyes y Hüne, 2012). Al ser una especie bentónica, nada entre las rocas o sobre el fondo arenoso, el cual puede tener algas o no (en el fondo arenoso sin algas abunda el muy muy y el erizo negro (Chang, 2010)), de esto dependerá la dieta de la especie. Según lo indicado por Moreno y Flores (2002) y Reyes y Hüne (2012) la “Pintadilla” se nutre de diversos invertebrados marinos, siendo, de acuerdo a Medina et al. (2004) y Palma y Ojeda (2002), su régimen alimenticio principalmente de crustáceos, moluscos y, de acuerdo a Moreno y Flores (2002), platelmintos y una variedad significativa de especies, como los poliquetos y equinodermos. Su alimentación es básicamente carcinófaga, con un espectro trófico variable (Vargas et al., 1999), encontrándose que en su alimentación un 47% eran crustáceos anfípodos y un 13% de crustáceos decápodos (Palma y Ojeda, 2002).

Las algas del fondo marino sirven como microhábitats por parte de la especie, sea como refugio o como el ambiente de desarrollo de las presas, por ejemplo, las especies mayores de “Pintadilla” están asociadas con algas pardas, como la *Lessonia trabeculata*, de la cual aprovecha la presencia de un gran conjunto de invertebrados y de peces pequeños (Palma y Ojeda, 2002; Reyes y Hüne, 2012).

Específicamente, en el estudio desarrollado por Campos et al. (2016) se evaluó el contenido estomacal de especies de “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833; recolectadas en la Bahía de Ancón (Los Islotes y La Rivera), encontrándose como presas mayoritarias los crustáceos, seguido de moluscos y equinodermos, siendo las especies minoritarias poliquetos y cnidarios. Las especies *Allopetrolisthes punctatus* (cangrejo tijereta) (Reyes y Hüne, 2012) y *Emerita analoga* (muy muy) fueron encontradas en mayor abundancia en los estómagos de la especie en

estudio, lo cual depende del fondo de la zona de donde fue capturada la especie. Con respecto a los predadores de esta especie, podemos citar de acuerdo a Reyes y Hüne (2012) a la nutria marina (*Lontra felina*) como al lobo marino (*Otaria flavescens*).

En la Figura 3 se puede visualizar a la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833, con las características propias de la especie.

Figura 3

Especie Marina “Pintadilla” cuyo Nombre Científico Correcto es Cheilodactylus variegatus Valenciennes, 1833



2.4. Marcos Conceptuales

Aminoácido: Son compuestos químicos de naturaleza orgánica, que presentan un grupo amino y un grupo ácido carboxílico $R-CH(NH_2)COOH$, en donde R es un grupo hidrocarbonado con presencia de determinados heteroátomos, según sea el caso, característica de cada aminoácido. Estos

compuestos se caracterizan por la presencia de grupos amino (-NH₂) y grupos ácido carboxílico (-COOH). Los aminoácidos tienen estructuras isoméricas D y L, las que son ópticamente activas, pero en las proteínas solo se encontrara los isómeros L. (Lawrence, 2003).

Batipelágico: Término empleado al referirse a organismos, fenómenos o características específicas relacionadas con las profundidades del océano, (1 000- 3 000 m). (Lawrence, 2003).

Bioacumulación: Término científico relacionado al incremento de la concentración o masa de una especie tóxica contaminante en el organismo de una especie acuática producto del ingreso a través de la cadena alimentaria o al absorberlo directamente del entorno del agua donde se desarrolla. (Lawrence, 2003).

Bioacumulador: Término utilizado comúnmente en la literatura científica y ambiental para referirse a organismos o especies vegetales o animales que tienen la capacidad de acumular sustancias químicas en sus tejidos a lo largo del tiempo al tomarlos de su entorno ambiental. Una especie bioacumuladora puede ser utilizada como un indicador de la presencia de contaminación crónica a causa de una sustancia tóxica específica. (Lawrence, 2003).

Bioconcentración: Término utilizado comúnmente en la literatura científica y en la toxicología ambiental. Esta referido al proceso de absorción de un contaminante por un organismo acuático, mediante la captación directa de la sustancia tóxica del agua del entorno donde se desarrolla la especie. (Lawrence, 2003).

Biomagnificación: Proceso mediante el cual hay un incremento en la cantidad o concentración de ciertas sustancias tóxicas en los cuerpos de los organismos vivos, de un nivel trófico a otro. (Enger y Eldon, 2006).

Blanco: Usado en la terminología de la química analítica. Se refiere a una disolución que, en teoría, es libre de analito. Este “blanco” nos permite detectar los posibles aportes del analito en estudio de fuentes externas, como reactivos, materiales de vidrio, medio ambiente, operarios, entre otros. El valor reportado por el “blanco” permite realizar correcciones en los resultados obtenidos, de tal manera que se obtiene el resultado real del analito de nuestro interés. (Harris, 2003).

Blanco de Campo: Usado en la terminología de la química analítica. Se refiere a una muestra de blanco (por lo general el recipiente con que se trae la muestra con la matriz adecuada) que se expone al mismo entorno donde es captada la muestra y que es transportada desde el sitio de muestreo ambiental al laboratorio, siguiendo el mismo procedimiento que la muestra que va a ser analizada. (Harris, 2003).

Blanco de reactivos: Usado en la terminología de la química analítica. Se refiere a una disolución preparada con todos los reactivos empleados en el análisis, pero sin analito que se investiga. El blanco de reactivos es un referente, ya que, mide la respuesta del método analítico a las impurezas que existen, o por factores externos, como la influencia ejercida por cualquier otro compuesto distinto del analito. (Harris, 2003).

Cadena alimentaria o Red Trófica: Se denomina así al proceso de transferencia de energía y nutrientes, desde los productores primarios (niveles tróficos más bajos) como son las algas y las plantas, hasta los consumidores (niveles tróficos más altos) como los animales. (Castro y Huber, 2007). Según Fraume (2007) indica que cadena alimentaria es una cadena de nutrición que señala la ruta de nutrientes y energía a través de las especies de una comunidad biológica o ecosistema.

Concentración: Es un término muy ampliamente usado, sobre todo en las reglamentaciones ambientales. Según Fraume (2007) indica que la concentración puede ser empleada en términos físicos, químico o biológicos, representa la cantidad de una sustancia o compuesto determinado en una

unidad específica, la cual puede ser: una mezcla, una solución, masa o kilogramo de especie.

Contaminación: Según Lawrence (2003) es la presencia de sustancias físicas, químicas o biológicas en el medio ambiente que altera su equilibrio natural, provocando cualquier cambio perjudicial, no natural o indeseable del estado original del aire, agua o suelo y, como consecuencia, pueden causar daños a los seres vivos y al entorno ambiental.

Contaminación Marina: Es la contaminación del mar y los océanos, producto del vertimiento de aguas servidas o no tratadas y por la eliminación de desechos sólidos en aguas de mar abierto, todos los que proceden de las costas, de zonas urbanas, de las embarcaciones, entre otros sea incidentales o accidentales. (Fraume, 2007).

Control Estadístico: Es un proceso de monitoreo y evaluación del desempeño de un producto o servicio, el cual debe de encontrarse enmarcado dentro de los límites establecidos para garantizar que cumpla con estándares de calidad establecidos. Estos límites están definidos por los límites inferior y superior de control. (Skoog et al., 2015).

Corriente de Humboldt: Es también conocida como Corriente del Perú, es una corriente oceánica que se ubica en el Pacífico Sur, de temperatura fría y de baja velocidad, que se desplaza en dirección sur a norte a lo largo de la costa occidental de Suramérica. Esta corriente se origina en las proximidades de las costas de Chile, Perú y Ecuador, causado por los vientos que discurren de manera paralela a la línea costera. (Fraume, 2007).

Enfermedad de Minamata: Es una intoxicación crónica causada por la ingesta de metilmercurio a través de alimentos marinos contaminados. Esta patología se distingue por provocar alteraciones neurológicas severas e irreversibles en los individuos. Se registra que el primer caso significativo documentado de envenenamiento masivo por mercurio tuvo lugar en la bahía de Minamata, en Japón (de donde deriva el nombre de la enfermedad)

a causa de la ingesta de pescado contaminado de la zona por la población. (Fraume, 2007).

Epipelágico: Se refiere a la región de alta mar, comprendida entre la superficie oceánica y la zona batipelágica (aproximadamente 200 metros de profundidad), encima de la zona mesopelágica. Esta zona se caracteriza por tener abundancia solar, debido a que se ubica en la parte superior de la columna de agua oceánica, lo que permite abundante vida submarina. (Lawrence, 2003).

Especificidad: Es un sustantivo que limita las condiciones de una especie, le asigna cierto carácter particular de acción. Así pues, en el ámbito ecológico está relacionado a la restricción del parásito, bacteria y/o virus a hospedadores determinados. En el ámbito bioquímico, está relacionado a la acción particular y definida de enzimas a determinados sustratos o a la limitancia de acción de anticuerpos a interacciones con antígenos específicos. (Lawrence, 2003). En el ámbito químico según Skoog et al. (2015) la especificidad se refiere a los métodos analíticos o reactivos que solamente reaccionan o dan una señal analítica detectable con un solo analito específico.

Evaluación de calidad: Es el procedimiento sistematizado que examina si los métodos de control de calidad suministran la información requerida para analizar y ponderar la eficiencia de un producto o servicio. (Skoog et al., 2015).

Exactitud: Es la evaluación de la coincidencia entre un resultado obtenido mediante un análisis y el valor “convencionalmente aceptado” de la cantidad medida. (Skoog et al., 2015).

Materiales estándar de referencia (MER o SMR por sus siglas en inglés): Son muestras homogéneas y estables, de diferentes materiales, donde se tiene un conocimiento altamente preciso de la concentración de

uno o más analitos de interés, con una incertidumbre asociada a cada concentración. (Skoog et al., 2015).

Mesopelágico: Con respecto al océano, se refiere a la región de alta mar, comprendida entre 200 y 1 000 metros, es una capa intermedia del océano donde la luz del sol penetra de forma bastante limitada, siendo los organismos mesopelágicos, las criaturas que habitan esta zona. (Lawrence, 2003).

Metales Pesados: De acuerdo a Fraume (2007) el concepto de Metal traza aplica a elementos metálicos de peso atómico elevado, incluyendo en estos el metal hierro y los metales nobles, que exhiben diferentes propiedades químicas y variados efectos biológicos. Los metales pesados pueden actuar como contaminantes en los ecosistemas y suelen ser altamente tóxicos para los organismos. Según Duffus (2002) el término Metal Pesado lo considera un término muy impreciso, que se utiliza de forma general para hacer referencia tanto al elemento como a sus compuestos. Este término se basa en la cualificación por la densidad de la sustancia, la cual no presenta relevancia biológica significativa.

Metales Traza: En el grupo químico de los metales, se considera metales traza cuando estos elementos se encuentran en concentraciones que superan ciertos niveles en entornos naturales, ya sea debido a desequilibrios naturales o, especialmente, como resultado de la influencia humana, siendo tóxicos para los seres vivos. (Doménech y Peral, 2012).

Metilmercurio (CH₃Hg⁺): Es un compuesto químico orgánico de mercurio que es liposoluble por su naturaleza predominantemente apolar. El metilmercurio solo podría ser considerado un catión, pero unido a elementos como el cloro (con el que forma enlace covalente) se formaría un compuesto molecular. Se forma por la metilación microbiana y tiene la propiedad de atravesar la barrera placentaria, provocando graves trastornos en el feto, aparte de tener efectos tóxicos muy dañinos en la salud humana. (Fraume, 2007).

Nicho: Según Fraume (2007) El nicho ecológico es el rol que cumple un ser vivo dentro de una comunidad o ecosistema, determinada por factores bióticos como su dieta, así como por aspectos físicos, como el rango de temperaturas. Según Castro y Huber (2007) el nicho ecológico comprende todas las características ecológicas de una especie, incluyendo sus patrones alimentarios, su hábitat específico y sus capacidades reproductivas.

Nivel trófico: Es una clasificación funcional de los seres vivos en un ecosistema con base en sus interacciones alimenticias, donde se inicia con los autótrofos en el primer nivel y se suceden diferentes niveles tróficos, que abarcan herbívoros y carnívoros. (Smith y Smith, 2007).

OMS: Siglas de la Organización Mundial de la Salud (en castellano), este es un organismo autónomo, dependiente de las Naciones Unidas cuyo campo de acción, fundamentalmente, está relacionado a temas de salud a nivel mundial. Esta organización fue creada el 22 de Julio de 1946 y se estableció con el propósito de combatir enfermedades, promoviendo un estado de bienestar integral que abarca la salud física, mental y social. (Fraume, 2007).

Organismo bentónico: Son especies que habitan el fondo de los cuerpos de agua, obteniendo su alimentación a partir de restos orgánicos en descomposición asentada en el fondo (detritus), ya sea mediante filtración o ingestión. Algunos de estos organismos desempeñan un papel crucial en la monitorización del entorno acuático. (Fraume, 2007).

Plancton: Es una agrupación de organismos diminutos, conformado por seres vivos microscópicos como plantas (fitoplancton) y animales (zooplancton), los que se encuentran flotando en aguas dulces y marinas. Es importante indicar que el fitoplancton constituye el punto de partida de las cadenas alimentarias en el entorno marino. (Fraume, 2007).

Vertimiento: Esta referido a toda descarga líquida que contienen sustancias contaminantes. En el contexto ambiental, se emplea para describir el flujo de

residuos, ya sean en forma líquida, sólida o gaseosa, que se introduce en el medio ambiente. (Fraume, 2007).

Zona bentónica: Se refiere a las áreas donde se encuentran los bentos, (zona del fondo de los cuerpos de agua) donde los bentos son organismos que se adhieren al lecho o se desplazan sobre él. (Fraume, 2007).

CAPITULO III. METODOLOGIA

3.1 Hipótesis

3.1.1 Hipótesis General

Los niveles de mercurio (Hg) en la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833, en la franja costera comprendida entre Chorrillos - Ancón, Lima, Perú, en el intervalo de tiempo comprendido desde setiembre 2018 hasta marzo 2019, son un indicativo de los niveles de contaminación por mercurio presente en la zona.

3.1.2 Hipótesis Específicas

- Los niveles de mercurio (Hg) en forma total, expresado como mg/kg, en el tejido muscular de la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833, en la franja costera comprendida entre Chorrillos - Ancón, Lima, Perú, provenientes de las diferentes fuentes de contaminación en el intervalo de tiempo comprendido desde setiembre 2018 hasta marzo 2019, si sobrepasan los Niveles Máximos Permitidos por la FAO/OMS (0,5 mg/kg).

- Los niveles de mercurio (Hg) en forma total, expresado como mg/kg, en el tejido hepático de la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833, en la franja costera comprendida entre Chorrillos - Ancón, Lima, Perú, provenientes de las diferentes fuentes de contaminación en el intervalo de tiempo comprendido desde setiembre 2018 hasta marzo 2019, si sobrepasan los Niveles Máximos Permitidos por la FAO/OMS (0,5 mg/kg).

- Los niveles de mercurio (Hg) en forma total, expresado como mg/l en agua del mar y expresado como mg/Kg en sedimento, presente en la franja costera comprendida entre Chorrillos - Ancón, Lima, Perú, provenientes de las diferentes fuentes de contaminación en el intervalo de tiempo comprendido desde setiembre 2018 hasta marzo 2019, son detectables y cuantificables.

3.2 Identificación de Variables

3.2.1 Variable Independiente

Nivel de mercurio en el agua (mg/l) y el sedimento (mg/kg) de la zona en estudio.

3.2.2 Variable Dependiente

Nivel de mercurio presente en la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833, expresado en mg/kg.

3.2.3 Variables Controladas

- Monitoreo y toma de muestras de la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833.

- Análisis del contenido de mercurio total en la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833, tanto en músculo como en hígado.

- Análisis del contenido de mercurio en el agua de mar y en el sedimento de la franja costera comprendida entre Chorrillos - Ancón, Lima, Perú.

3.3 Operacionalización de Variables

Cuadro 1. Cuadro de Operacionalización de Variables.

VARIABLES	DEFINICIÓN CONCEPTUAL	DEFINICIÓN OPERACIONAL	DIMENSIONES	INDICADORES	UNIDAD DE MEDICION
INDEPENDIENTE Nivel de mercurio en el agua (mg/l) y el sedimento (mg/kg) de la zona en estudio.	Concentración del mercurio en forma total, entendiéndose como la cantidad del elemento mercurio (soluble) en miligramos disuelto en un litro de agua (mg/l) o en un kilogramo de sedimento (mg/Kg) (Skoog et al., 2015).	El nivel de mercurio en el agua y el sedimento de la zona de estudio se evaluó a través del tipo de agua en la zona bentónica, ubicación geográfica y la cuantificación química.	Tipo de Agua en Zona Bentónica.	- Nivel Bajo. - Nivel Medio. - Nivel Alto.	metro (m)
			Ubicación Geográfica	- Playa Agua Dulce (Chorrillos). - Playa Oquendo. - Playa Ventanilla (Zona La Pampilla). - Playa Bahía Blanca (Ventanilla). - Playa Miramar (Ancón).	Latitud/Longitud
			Cuantificación Química	- Nivel de Mercurio: menor al ECA de aguas o mayor al ECA de aguas.	mg/l
			Ubicación Geográfica	- Playa Agua Dulce (Chorrillos). - Playa Oquendo. - Playa Ventanilla (Zona La Pampilla). - Playa Bahía Blanca (Ventanilla). - Playa Miramar (Ancón).	Latitud/Longitud
			Cuantificación Química	- Nivel de mercurio menor al ECA suelo o mayor al ECA suelo.	mg/kg

VARIABLES	DEFINICIÓN CONCEPTUAL	DEFINICIÓN OPERACIONAL	DIMENSIONES	INDICADORES	UNIDAD DE MEDICION
<p>DEPENDIENTE</p> <p>Nivel de mercurio presente en la "Pintadilla" <i>Cheilodactylus variegatus</i> Valenciennes, 1833, en mg/kg.</p>	<p>La "Pintadilla" es un organismo bentónico, que habita en las costas rocosas. Se nutre de diversos invertebrados marinos, principalmente de crustáceos, moluscos y platelmintos, entre otros (Moreno y Flores, 2002; Reyes y Hüne, 2012).</p>	<p>Para el nivel de mercurio presente en la "Pintadilla" se medirá a través del tipo de tejido del pez, tamaño del pez y la cuantificación química.</p>	<p>Tipo de tejidos.</p> <p>Tamaño del pez.</p> <p>Ubicación Geográfica</p>	<p>- mg/kg de mercurio presente en el tejido muscular.</p> <p>- mg/kg de mercurio presente en el tejido hepático.</p> <p>- Espécimen adulto de 23 +/- 3 cm.</p> <p>- Espécimen adulto de 18 +/- 2 cm.</p> <p>- Mercado Pesquero Artesanal de Chorrillos.</p> <p>- Mercado Pesquero Artesanal de Ancón.</p>	<p>mg/kg</p> <p>cm</p> <p>Latitud/Longitud</p>

Fuente. Elaboración propia.

3.4 Tipo y Diseño de Investigación

La investigación está catalogada como de tipo aplicada. La presente investigación desarrollará un diseño no experimental pues observa los fenómenos tal como se dan en su contexto natural y los analiza. Transeccional correlacional-causal.

3.5 Unidad de Análisis

Es la especie marina *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833 “Pintadilla”. También comprende como unidad de análisis, el agua de mar y el sedimento de las zonas de muestreo.

3.6 Población de Estudio

La población, está constituido por la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833, que se distribuye en la zona de estudio (zona costera de Chorrillos hasta Ancón). También comprende como población, el agua de mar y el sedimento, de la franja costera comprendida entre Chorrillos y Ancón, Lima, Perú.

3.7 Tamaño de Muestra

La especie marina “Pintadilla” fue recolectada en 2 puntos de recolección (muestreo). Estos puntos de recolección son:

1. Mercado Pesquero Artesanal de Chorrillos y
2. Mercado Pesquero Artesanal de Ancón (que corresponden al intervalo de tiempo comprendido desde setiembre 2018 hasta marzo 2019).

El criterio asumido fue tomar 4 muestras por punto, con una frecuencia bimensual, lo cual conlleva a tener un total de $2 \times 4 \times 4 = 32$ muestras de la especie marina. De cada muestra se tomarán dos submuestras: Una que

corresponde al tejido muscular y otra que corresponde al tejido hepático, haciendo un total de 64 análisis de mercurio total.

Adicional a esto, también se recolectaron muestras de agua de la zona de estudio (agua de mar) y muestras de sedimento (arena de mar), tanto en los puntos de recolección de los peces como los puntos de muestreo seleccionados (puntos potenciales de contaminación). Estos puntos de muestreo están señalados en la Figura 4. Mapa de la Zona de estudio, comprendido entre Chorrillos y Ancón, donde se señalan los puntos de muestreo. Las muestras de agua de mar y sedimento (arena de mar) fueron recolectadas en la misma fecha de adquisición de la "Pintadilla" (frecuencia bimensual), una muestra por punto de muestreo, respectivamente, siendo finalmente, 5 los puntos de muestreo. Estos son:

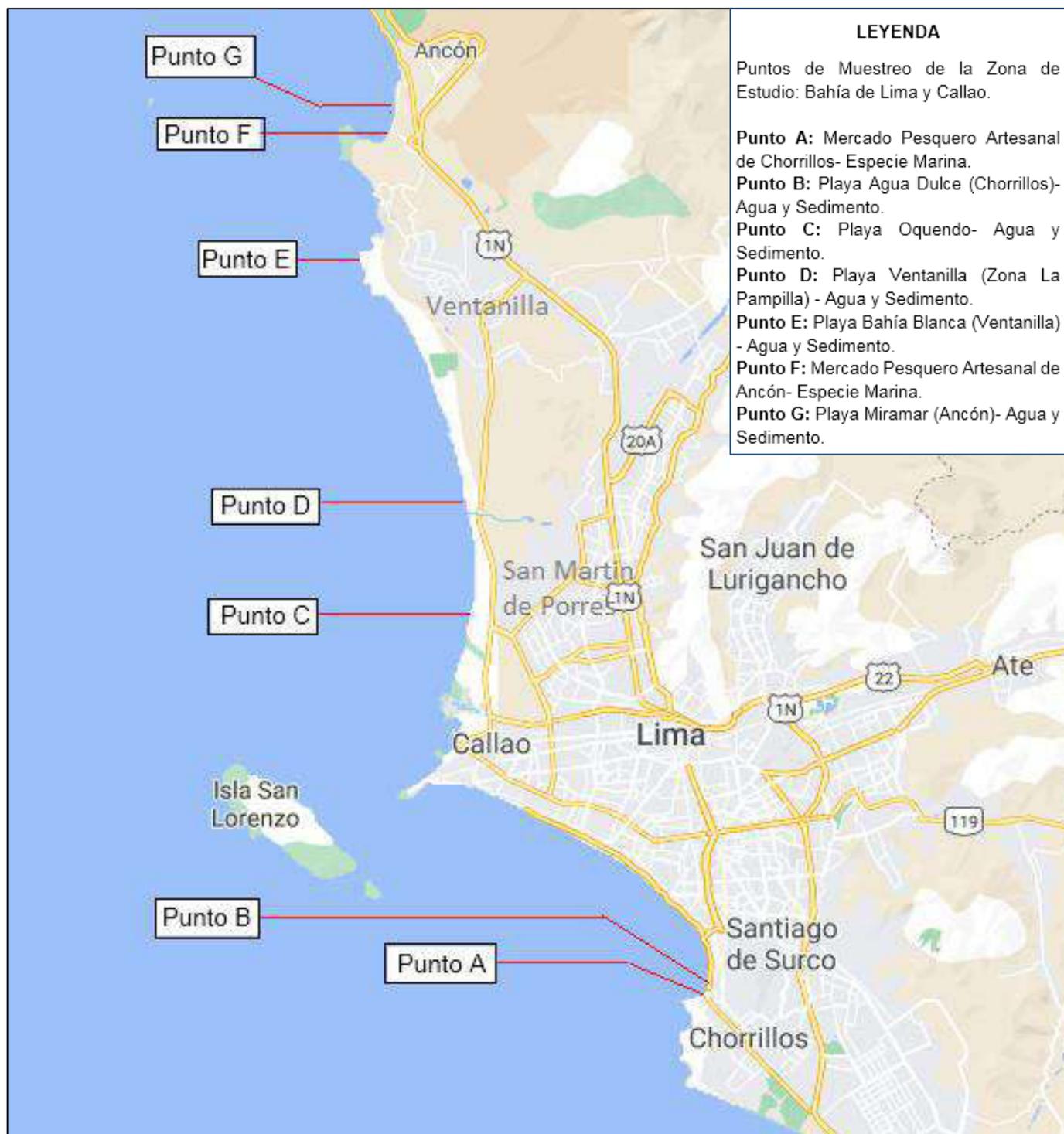
1. Playa Agua Dulce (Chorrillos).
2. Playa Oquendo.
3. Playa Ventanilla (Zona La Pampilla).
4. Playa Bahía Blanca (Ventanilla).
5. Playa Miramar (Ancón).

Lo cual conllevaría a tener un total de $4 \times 5 = 20$ muestras de agua de mar, por lo tanto 20 análisis de mercurio total, mientras que para sedimento (arena de mar) se tuvo un total de $4 \times 5 = 20$ muestras de sedimento (arena de mar), por lo tanto 20 análisis de mercurio total.

Al finalizar el estudio se obtuvieron 64 análisis de mercurio en tejido de pescado (tanto hepático como muscular), 20 análisis de mercurio total en agua de mar y 20 análisis de mercurio total en sedimentos (arena de mar). Todas las muestras fueron sometidas a análisis estandarizados, siendo la lectura desarrollada para mercurio (Hg) total mediante el método de la Espectrofotometría de Absorción Atómica por Vapor Frio con un Sistema de Flujo de Inyección de Mercurio (FIMS 100).

Figura 4

Mapa de la Zona de Estudio Indicando los Puntos de Muestreo (Comprendido entre Chorrillos y Ancón)



3.8 Selección de Muestra

El muestreo realizado es un muestreo probabilístico estratificado. Se seleccionaron 5 zonas de muestreo, de las cuales, en dos puntos de muestreo, se recolectarán muestras de la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833. Estos puntos de muestreo son: 1. Mercado Pesquero Artesanal de Chorrillos y 2. Mercado Pesquero Artesanal de Ancón (que corresponde al intervalo de tiempo comprendido desde setiembre 2018 hasta marzo 2019). De estas muestras recolectadas se seleccionaron aquellas que tenían una medida aproximada de 23 +/- 3 cm, la que comprende, en la muestra de pescado, la medida desde la boca hasta el final de la aleta caudal.

Además, se seleccionaron cinco puntos de muestreo (señaladas líneas arriba) en los cuales se tomaron muestras de agua de mar y sedimentos. Siendo nuestra zona de estudio la comprendida entre la franja costera de Chorrillos y Ancón, se distribuyeron 5 puntos de muestreo para las muestras de sedimento y agua de mar: 2 puntos que corresponden los límites de la zona de estudio (Punto 1: Mercado Pesquero Artesanal de Chorrillos y Punto 2: Mercado Pesquero Artesanal de Ancón), 2 puntos de zonas donde hay una importante descarga de material contaminante (Punto 2: Salida del Río Rímac (Playa Oquendo) y Punto 3: Salida del Río Chillón (Playa Ventanilla - Zona La Pampilla) y un último punto que corresponde a una playa ajena a dichos puntos contaminantes y cercana a nuestro punto final de muestreo de la especie marina en estudio (Punto 4: Playa Bahía Blanca (Ventanilla)).

Las muestras de agua deben ser representativas (en el caso del agua de mar se tomará 500 ml de muestra) al igual que las muestras de sedimento marino (Para sedimento marino se tomará aproximadamente 500 g de muestra).

Los aportes de este contaminante metálico, el elemento mercurio, por aportes antropogénicos, al mar se demuestra analizando la concentración de

mercurio total (Hg) en las muestras de agua de mar y sedimento, y, la acumulación de este contaminante en la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833, se evidencia con los análisis de mercurio total (Hg) en el músculo e hígado de esta especie.

3.9 Técnicas de recolección de datos:

En esta investigación netamente cuantitativa, se empleó la técnica de la observación, pues al desarrollar el trabajo de campo, fue necesaria una libreta de anotaciones y videocámaras o cámara fotográfica, donde se anotó toda la información y la recopilación de material visual, adecuado al trabajo de investigación como:

La identificación de fuentes puntuales de contaminación (descargas industriales, descargas poblacionales entre otros, presencia de desmontes o basuras).

La ubicación del punto de muestreo, señalado líneas arriba, con ayuda de un dispositivo GPS que se utilizó para determinar las coordenadas UTM de la zona.

Asimismo, al momento de recolectarse las muestras, se toma nota de las condiciones de muestreo, fecha, hora, condiciones ambientales entre otros datos de relevancia, los cuales deben estar rotulados en el frasco o el recipiente que los contiene. El muestreo del agua de mar fue puntual, acorde al Protocolo Nacional para el Monitoreo de la Calidad de los Recursos Hídricos Superficiales (Autoridad Nacional del Agua [ANA], 2016). Una vez recolectada la muestra de agua, en frasco de plástico, se mantuvo en refrigeración hasta el traslado de la muestra al laboratorio químico. Las muestras de suelo, una vez recolectadas, son almacenadas en bolsas con sello hermético y mantenidas en refrigeración, al igual que las muestras de “Pintadilla”, la cual, una vez adquirida y almacenada en bolsas de plástico, es inmediatamente trasladada al laboratorio en condiciones de refrigeración e inmediatamente es diseccionada, separándose el músculo y el hígado, adecuadamente, del resto de los tejidos de la especie marina.

Los análisis de laboratorio se desarrollaron de acuerdo a metodologías de análisis internacionales, en nuestro estudio, basadas en metodologías de la US EPA, sujetos a los controles de calidad respectivos. Se desarrollaron en el Laboratorio de Fisicoquímica y el Laboratorio de Química Ambiental de la Universidad César Vallejo (Sede Lima Norte). Los resultados son redactados en una hoja de reporte, en la cual están indicados los cálculos para reportar la concentración de mercurio en mg/kg tanto para el músculo como el hígado de la “Pintadilla”, para la muestra de agua de mar se reportaron en mg/l y para la muestra de sedimento (arena de mar) en mg/kg. Con la recolección de los datos experimentales se empleó el programa estadístico IBM SPSS Statistics versión 25 y el EXCEL para la evaluación estadística de los datos recolectados.

3.10 Análisis e Interpretación de la Información

Después de obtener las muestras en los puntos de muestreo indicados en la Figura 4 (muestras de pescado (tejido muscular y tejido hepático), muestras de agua y sedimento), estas fueron preservadas en un cooler con ice pack a una temperatura aproximada de 4 °C y fueron trasladadas al Laboratorio de Química Ambiental de la Universidad Cesar Vallejo (Sede Lima Norte), donde continuaron en refrigeración hasta el momento del análisis. Los análisis se desarrollaron en dos etapas: La primera era la preparación de las muestras con su subsecuente digestión y disolución. La segunda etapa comprendía la lectura de las muestras en equipos especializados en la lectura de metales.

3.11 Materiales y Métodos Analíticos Empleados

3.11.1 *Materiales Empleados en los Análisis*

Para el desarrollo de los análisis de las muestras de agua marina, tejido de pescado (muscular y hepático) y sedimento, se emplearon los siguientes materiales de laboratorio:

- Material de Vidrio: Fiolas de (50 ml, 100 ml, 500 ml), Pipetas Volumétricas (5 ml, 10 ml, 25 ml), Beakers de 125 ml y lunas de vidrio de reloj.
- Material Plástico: Tubos con medida de plástico conocido como Digitubes (15 ml y 50 ml), lunas de plástico de reloj para digitube, Tubos de plástico para lectura de 10 ml, cucharas de plástico, espátula de plástico.
- Micropipetas (100 μ l, 1000 μ l y 5000 μ l) provisto de puntas de polipropileno descartables, Dispensadores de Acido de 10 ml.
- Frascos de Plástico de 250 ml y 500 ml, bolsas de sello hermético de 14 cm x 14 cm.

Los equipos empleados son los siguientes:

- Balanza Analítica: Con división mínima de 0,1 mg (4 decimales).
- Plancha de Calentamiento: Este equipo es una fuente de calefacción, encargada de suministrar calor de manera regulada a la muestra para una digestión controlada, a una temperatura de 92 a 95 °C.
- Equipo Instrumental: FIMS 100 (Sistema de Flujo de Inyección de Mercurio) con Autosampler y CPU incorporado. Marca: Perkin Elmer.
- Campana de extracción de humos: Una campana de succión en la cual se realizaron las digestiones ácidas, la que permite la succión de los vapores ácidos y evacuarlos, previo tratamiento, al exterior.

El equipo de disección de tejidos empleados son los siguientes:

- Tabla de Disección: Este material debe ser de plástico o polietileno, que no aporte contaminantes a la muestra, siendo importante que su superficie sea de fácil remoción y limpieza. En algunos casos es recomendable utilizar una lámina de plástico o de teflón.
- Cuchillas Quirúrgicas: Con la cual se diseccionará el pescado, debiendo ser de acero inoxidable o de plástico.
- Guantes de laboratorio de neopreno o de lavado, libres de talco.

Reactivos Químicos y Soluciones:

- Los reactivos que se usan pueden contener trazas de contaminantes elementales que pueden afectar los resultados analíticos. Es adecuado el uso de reactivos de alta pureza, como el grado p.a. (para análisis), lo cual asegura la calidad de los resultados y reduce significativamente el efecto de contaminantes en las lecturas obtenidas (es necesario el empleo de blancos de digestión). Todos los ácidos usados en este análisis deben ser de grado p.a. (para análisis). Los reactivos empelados son:
- Ácido Nítrico concentrado p.a. (HNO_3).
- Ácido Clorhídrico p.a. (HCl).
- Gas Argón (Ar) de Alta pureza: (99,998%): Grado 5.0 con regulador de flujo incorporado.
- Peróxido de Hidrógeno al 30% (H_2O_2). Ultrapuro.
- Agua de calidad ASTM Tipo I (Ultrapura).
- Material de referencia Certificado DORM 4 Fish Protein Certified Reference Material for Trace Metals and other Constituents (National

Research Council of Canada (NRC - CNRC)): Este material de referencia está destinado principalmente para su uso en la calibración de procedimientos y el desarrollo de métodos de análisis para la cuantificación de metales traza en la fauna marina y materiales de matriz similar. La concentración de Mercurio (Hg) convencionalmente verdadera es 0,412 +/- 0,036 mg/kg en base seca.

- Estándar certificado de mercurio (Hg) de 10 mg/l: Estándar certificado de mercurio disuelto en medio nítrico al 1%.
- Solución combinada de bromato de potasio (KBrO₃)/bromuro de potasio (KBr): Se pesa 2,78 g de KBrO₃ grado p.a. y 11,90 g KBr grado p.a. y ambas sales son disueltas en suficiente agua ultrapura (aproximadamente 30 ml), para que, estando disuelto, se lleve a volumen final de 500 ml.
- Solución de clorhidrato de hidroxilamina: Se disuelve 12 gramos de la sal NH₂OH.HCl en 100 ml de agua ultrapura. Preparar semanalmente.

3.11.2 Determinación de Mercurio total en muestras de agua de mar

Para el desarrollo de la primera etapa de este análisis (la etapa de preparación de la muestra y digestión) se empleó el Method EPA 245.7 "Mercury in Water by Cold Vapor Atomic Fluorescence Spectrometry", el cual es un método que indica la preparación y análisis del mercurio (Hg) presente en agua de mar (Por ser agua de mar, el análisis desarrollado es de mercurio (Hg) total). Para el análisis de metales en niveles traza, es necesario un área de laboratorio escrupulosamente limpia. La muestra, al ser tomada, se preservó con ácido nítrico (HNO₃) para análisis (p.a.), siendo la muestra tomada de 500 ml y adicionándose 10 gotas del ácido indicado, luego se almacenó en refrigeración hasta el momento del análisis. La muestra fue preparada de la siguiente manera:

- Se tomó un volumen de la muestra o alícuota de 40 ml en una fiola de 50 ml. Como las muestras fueron analizadas inmediatamente, el contenedor usado fue un tubo de plástico graduado o digitube.
- Se agregó ácido clorhídrico (HCl) concentrado (12 N) 0,25 ml y 0,25 ml de una solución oxidante combinada de bromato de potasio (KBrO_3)/bromuro de potasio (KBr). Finalmente se diluyó hasta un volumen de 50 ml, con agua ultrapura, se tapó la fiola y se agitó con el objetivo de uniformizar la solución.
- Se dejó que las muestras reaccionen por lo menos 30 minutos, manteniéndose la coloración amarilla debida al bromo libre generado. Un blanco de reactivos se ensayó junto con un patrón de control, conteniendo estos, las mismas cantidades de reactivos y analizado conjuntamente con las correspondientes muestras.
- Transcurrido este tiempo y previa a la lectura en el equipo instrumental, se adicionó 50 μl de solución de clorhidrato de hidroxilamina ($\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$), para eliminar el bromo libre presente. Se agitó la muestra periódicamente por espacio de 5 minutos.

Después de esto, la muestra quedo lista para leer en el equipo instrumental, que cuantifica la concentración de mercurio (Hg) en la muestra preparada.

Es importante que, junto con las muestras procesadas y digeridas de agua de mar, se desarrollen los controles de calidad analítico, necesario en todo análisis químico, lo que contempló el uso de dos blancos de análisis (agua ultrapura), la inclusión de un duplicado de cualquier muestra por cada 5 muestras analizadas (20% de réplicas) y un patrón de control (Estándar de mercurio de 2 ppb, de lote diferente al estándar de calibración) por cada corrida analítica. Es importante señalar que estos controles analíticos son sometidos al mismo proceso analítico (al mismo análisis y tratamiento) al igual que las muestras.

La segunda etapa del análisis comprendió la lectura de las muestras. Las lecturas se realizan en un Espectrofotómetro de Absorción Atómica por Vapor Frío (conocido con las siglas CVAAS: Cold-Vapor Atomic Absorption Spectrometry) con el equipo FIMS 100 (Sistema de Flujo de Inyección de Mercurio). Esta se verá en la sección 3.11.5 Lecturas de Mercurio (Hg) por Espectrofotometría de Absorción Atómica por Vapor Frío con equipo FIMS 100.

3.11.3 Determinación de Mercurio (Hg) en muestras de pescado (tejido muscular y tejido hepático)

En la primera parte de este análisis (la etapa de digestión de la muestra), el método empleado se basó en el Method EPA 200.3 "Sample Preparation Procedure for Spectrochemical Determination of Total Recoverable Elements in Biological Tissues". Para el análisis de metales en niveles bastante bajos (al nivel traza), es necesario un área de laboratorio limpia, acondicionada para el adecuado manejo de muestras que presentan metales en niveles de concentración bastante bajos. Para minimizar la contaminación de las muestras se utilizó material de laboratorio nuevo, descartable, de polietileno, los que previamente fueron enjuagados con agua ultrapura (ASTM tipo I). También se emplearon reactivos de alta pureza como el ácido nítrico (HNO_3) de grado para análisis para la preparación de muestras y de grado ultrapuro para la lectura instrumental y peróxido de hidrógeno al 30 % de grado para análisis.

Una vez que la muestra de "Pintadilla" se limpió y separó el músculo y el hígado del resto de los demás tejidos (libre de piel, escamas y espinas), como se indicó líneas arriba, la muestra se mantuvo en un ambiente refrigerado, aproximadamente a 4 °C. Es necesario indicar que el pescado antes de ser diseccionado, fue enjuagado con agua potable y luego de ser diseccionado, el tejido muscular fue cortado en trozos pequeños y seguidamente enjuagado con agua ultrapura libre de metales, al igual que el tejido hepático.

El análisis del tejido muscular y hepático del pescado se desarrolló de la siguiente forma:

- Se pesó 5 gramos de muestra de musculo, previamente trozado y cuarteada, en balanza analítica de 4 decimales con la exactitud requerida (para el caso del tejido hepático, se tomó la muestra completa) y se colocó en un tubo graduado de plástico de 50 ml (digitube).
- Se agregó 10 ml de ácido nítrico (HNO_3) de grado para análisis (con micropipeta de puntas descartables) a la muestra, dejándose reposar y lixiviar por un espacio de tiempo que puede oscilar de 30 minutos a 1 hora, tiempo en el cual va avanzando la digestión en frío (se observa la formación de vapores nitrosos), cubierto con la tapa del tubo de plástico.
- Se calentó la muestra en plancha de calentamiento entre 92 a 95 °C por un espacio de 20 minutos aproximadamente, mientras se generan vapores de color pardo rojizo en abundancia (óxidos de nitrógeno), originados por la acción del ácido nítrico en la oxidación de la muestra orgánica. El calentamiento se desarrolla con agitación periódica, constatando que no ocurra un rebalse del digestado del digitube por la generación de vapores (cuando se generó abundante espuma, se retiró el tubo de plástico graduado o digitube de la plancha de calentamiento y se dejó enfriar, de tal manera que, el nivel de la espuma disminuya, alejando el riesgo del rebalse de la muestra, continuando el proceso de digestión el tiempo restante).
- Después de digerir en caliente los 20 minutos en la plancha de calentamiento, se retiró y dejó enfriar (en esta etapa del análisis, el tejido muscular y/o hepático, está casi disuelto). Cuando el digestado se encuentra frío se adicionó 5 ml de ácido nítrico (HNO_3) y se llevó nuevamente a la plancha de calentamiento, agitando constantemente la muestra. Se deja calentar el digestado por un espacio de tiempo de 20 minutos de 92 a 95 °C hasta que, nuevamente se generen vapores pardos. Seguidamente, retirar nuevamente de la fuente de calor y dejar enfriar la muestra. Estando frío el digestado, se adicionó 2 ml de ácido nítrico (HNO_3) y se llevó a la plancha de calentamiento y se dejó digerir por un espacio

de tiempo de 2 horas, después de lo cual se retiró de la plancha de calentamiento y se dejó enfriar.

- Se adicionó 2 ml de peróxido de hidrógeno (H_2O_2) al 30% (con micropipeta) y se dejó reposar y lixiviar en frío por un espacio de tiempo de 10 minutos. Seguidamente, se llevó el digestado a la plancha de calentamiento, dejándose digestar en caliente por un espacio de tiempo de 20 minutos agitándose constantemente, después de lo cual, se dejó enfriar.
- Se adicionó nuevamente 2 ml de peróxido de hidrógeno (H_2O_2) al 30%, se llevó a la plancha de calentamiento y se dejó digestando por un espacio de tiempo de 20 minutos. Una vez frío, se adicionó nuevamente 2 ml de peróxido de hidrógeno (H_2O_2) al 30%, dejándose ahora digestar por un espacio de tiempo de dos horas, después de lo cual, se dejó enfriar (Obsérvese que la adición de volumen total de H_2O_2 es de 6 ml pero, en función de la naturaleza de la muestra y del nivel de disgregación, puede adicionarse hasta 10 ml,).
- Finalmente, la muestra es aforada a un volumen de 50 ml con agua ultrapura ASTM Tipo I, se agitó y se dejó sedimentar, para la separación del material que no se ha disuelto.

Hasta aquí, las muestras de tejidos han sido disueltas, eliminándose casi toda la materia orgánica (puede quedar una ligera turbidez en el extracto final) obteniéndose un extracto ácido, en el cual se encuentran disueltos los metales incluido el mercurio (Hg). Estas muestras preparadas, para ser leídas, deben ser sometidas a un tratamiento adicional, similar al tratamiento que se da al agua de mar: En un digitube de 50 ml, se tomó 20 ml del extracto ácido digestado y se adicionó 0,25 ml HCl concentrado y 0,25 ml de solución bromato de potasio ($KBrO_3$)/bromuro de potasio (KBr) y se diluyó a 50 ml con agua ultrapura. Se dejó reposar por espacio de media hora y se adicionó 50 μ l de solución de clorhidrato de hidroxilamina ($NH_2OH.HCl$), se agitó la muestra y quedo lista para proceder a ser leído en equipos instrumentales que puedan cuantificar la concentración de mercurio (Hg) en

este extracto ácido. A continuación, las figuras 5, 6, 7 y 8 muestran las etapas de la preparación de las muestras de músculo e hígado de la “Pintadilla”.

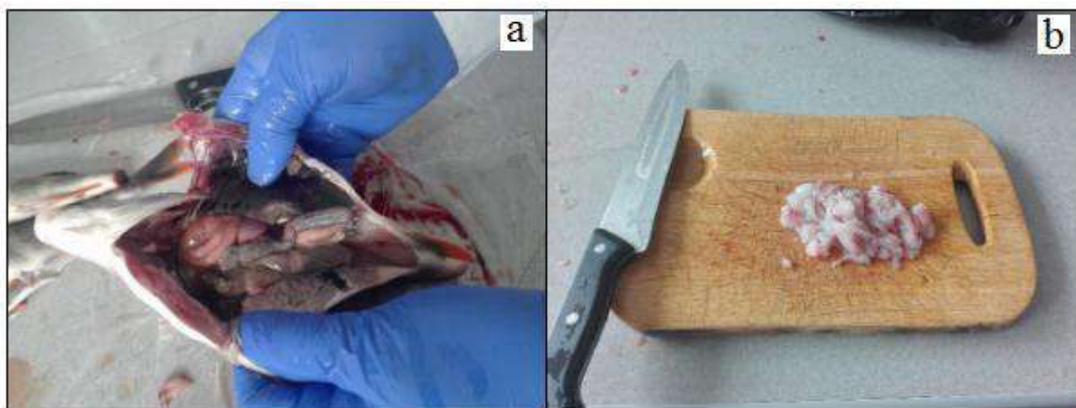
Figura 5

Preparación de las Muestras de la Especie Marina “Pintadilla” por el Autor de la Tesis.



Figura 6

Preparación de la Muestra de la Especie Marina “Pintadilla”



Nota. a. Seccionamiento de la “Pintadilla” mostrando los órganos internos.
b. Muestra de tejido muscular preparado para la digestión respectiva.

Figura 7

Muestras de Tejido Muscular Preparada y Pesada



Figura 8

Digestión de Muestras de Tejido en Ácido Nítrico



Es importante que, junto con las muestras de tejido de pescado, se desarrollen los controles de calidad analítico, necesario en todo análisis químico, lo que contempló el uso de dos blancos de análisis, un duplicado de cualquier muestra por cada 5 muestras analizadas (20% de réplicas) y un

patrón de control, que en nuestro análisis es, un Material de Referencia Certificado (Material de referencia DORM 4 Fish Protein Certified Reference Material for Trace Metals and other Constituents) por cada corrida analítica (Véase Figura 9 y el certificado de Calidad en la Figura 10). Es importante señalar que estos controles analíticos son sometidos al mismo proceso analítico (al mismo análisis y tratamiento) al igual que las muestras.

Figura 9

Material de Referencia DORM 4



Figura 10

Certificado de Análisis del Material de Referencia DORM 4 Fish Protein Certified Reference Material for Trace Metals and Other Constituents

Certificate of Analysis

NRC-CNRC
Certified Reference Material

DORM-4

Fish Protein Certified Reference Material for Trace Metals and other Constituents

The following tables show those constituents for which certified, reference and information values have been established for this fish protein certified reference material (CRM).

The expanded uncertainty (U_{CRM}) in the certified value is equal to $U = k u_c$, where u_c is the combined standard uncertainty calculated according to the JCGM Guide [1] and k is the coverage factor. A coverage factor of two (2) was applied for all elements. It is intended that U_{CRM} accounts for every aspect that reasonably contributes to the uncertainty of the measurement. All listed values are expressed on a dry mass basis.

Table 1: Certified quantity values for DORM-4

Element	Mass fraction, mg/kg
Arsenic (b,d,f)	6.87 ± 0.44
Cadmium (a,d)	0.299 ± 0.018
Calcium (d,e)	2360 ± 140
Chromium (a,d,e)	1.87 ± 0.18
Copper (a,d,e)	15.7 ± 0.46
Iron (a,d)	343 ± 20
Lead (a,b,d)	0.404 ± 0.062
Magnesium (d,e)	910 ± 80
Manganese (b,d,e)	3.17 ± 0.26
Mercury (a,c,g)	0.412 ± 0.036
Nickel (a)	1.34 ± 0.14
Potassium (d,e)	15 500 ± 1000
Selenium (a,d,f)	3.45 ± 0.40
Silver (a,d)	0.0252 ± 0.0050
Strontium (d,e)	10.1 ± 0.8
Vanadium (d,e)	1.57 ± 0.14
Zinc (a,d)	51.6 ± 2.8

National Research
Council Canada

Conseil national de
recherches Canada

Nota. El Material de Referencia DORM 4 Fish Protein Certified Reference Material for Trace Metals and other Constituents donde figura la concentración de 0,412 +/- 0,036 mg/kg de la National Research Council de Canada.

En la segunda etapa del análisis comprendió la lectura de las muestras. Las lecturas se realizan en un Espectrofotómetro de Absorción Atómica por Vapor Frío (conocido con las siglas CVAAS: Cold-Vapor Atomic Absorption Spectrometry) con el equipo FIMS 100 (Sistema de Flujo de Inyección de Mercurio). Esta se verá en la sección 3.11.5 Lecturas de Mercurio (Hg) por Espectrofotometría de Absorción Atómica por Vapor Frío con equipo FIMS 100.

3.11.4 Determinación de Mercurio (Hg) total en muestras de sedimento de playa

Para el desarrollo de la primera etapa de este análisis (la etapa de preparación de la muestra y digestión), se empleó el Method EPA 3050B "Acid Digestion of Sediments, Sludges and Soils", el cual indica las pautas para la digestión ácida y extracción del mercurio (Hg) de la muestra sólida, obteniéndose como producto una solución, la cual será leída por el método instrumental referido líneas arriba. La muestra fue preparada de la siguiente manera:

- La muestra de suelo recolectada se sometió a un proceso de secado (aproximadamente a 50 – 60 °C). Una vez seca, se pesaron 0,5 g del suelo en balanza analítica de 4 decimales con exactitud, en un beaker de 100 ml y se agregó 10 ml de solución de HCl 1:1, agitándose suavemente y se cubrió con luna de reloj (la adición de ácidos y la digestión ácida de la muestra se realizó dentro de una campana extractora).
- Se calentó a 95 °C +/- 5 °C por espacio de 15 minutos, evitándose que ebulle, después de lo cual, el vaso fue retirado de la plancha de calentamiento y se dejó enfriar.
- Una vez frío, se adicionó 5 ml de HNO₃ concentrado, se volvió a cubrir con la luna de reloj y se llevó nuevamente a la fuente de calor (a la misma temperatura) por un espacio de tiempo de 30 minutos. Se observó la generación de vapores pardos (óxidos de nitrógeno) que evidencio la

degradación de compuestos solubles y materia orgánica presentes en la muestra. Se repitió el proceso de adición de 5 ml de HNO_3 concentrado dos veces más.

- Después de estos pasos, se llevó a calentamiento a la temperatura de $95\text{ }^\circ\text{C} \pm 5\text{ }^\circ\text{C}$ por espacio de 2 horas, dejando que el volumen se reduzca a aproximadamente 10 ml, siempre cubierto parcialmente con luna de reloj y en campana de extracción (la luna de reloj facilita el reflujo del ácido haciendo más efectiva la digestión), después de lo cual se retiró de la plancha de calentamiento y se dejó enfriar.
- Se adicionó 2 ml de agua destilada y 3 ml de H_2O_2 al 30% a la muestra y se llevó a calentamiento, dejándose reaccionar, lo cual se evidencio, por el burbujeo generado de la descomposición del H_2O_2 . Se calentó hasta que dejo de burbujear y se retiró de la plancha de calentamiento.
- Una vez frío, se adicionó 1 ml de H_2O_2 al 30% a la muestra y se llevó a calentamiento, repitiéndose este paso 2 veces más (al final, ya no se observaba efervescencia). En la última adición, se dejó calentando por espacio de 2 horas, evitando que ebullla, reduciéndose el volumen a aproximadamente 5 a 10 ml. Después de transcurrido el tiempo de digestión, se retira de la plancha, verificando que la muestra no se seque.
- Una vez frío, se agregó 10 ml de HCl concentrado, llevándose nuevamente a calentamiento a la temperatura de $95\text{ }^\circ\text{C} \pm 5\text{ }^\circ\text{C}$, por espacio de 15 minutos. Se dejó enfriar y el digestado del suelo se trasvasó completamente a una fiola de 100 ml Clase A, enjuagándose repetidamente el vaso con agua destilada y trasvasándolo a la fiola (el sedimento insoluble también se trasvaso a la fiola para evitar pérdidas de analito en la filtración) y se enraso hasta a marca de aforo con agua destilada, dejándose reposar toda la noche.

Después de esto, se observa en la fiola de 100 ml, la separación de la fase soluble (fase acuosa que contiene el analito de nuestro interés) de la fase insoluble (material silíceo). Estas muestras preparadas, para ser leídas, deben ser sometidas a un tratamiento adicional, similar al tratamiento que se da al agua de mar: En un digitube de 50 ml, se tomó 20 ml del extracto ácido digestado y se adicionó 0,25 ml HCl concentrado y 0,25 ml de solución combinada de bromato de potasio (KBrO_3)/bromuro de potasio (KBr) y se diluyó a 50 ml con agua ultrapura. Se dejó reposar por un espacio de media hora y se adicionó 50 μl de solución de clorhidrato de hidroxilamina ($\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$), se agitó la muestra y quedo lista para proceder a ser leído en equipos instrumentales que puedan cuantificar la concentración de mercurio (Hg) en este extracto ácido.

Es importante que, junto con las muestras de sedimento, se desarrollen los controles de calidad analítico, necesario en todo análisis químico, lo que contempló el uso de dos blancos de análisis, un duplicado de cualquier muestra por cada 5 muestras analizadas (20% de réplicas) y un patrón de control (Estándar de mercurio de 2 ppb, de lote diferente al estándar de calibración) por cada corrida analítica. Es importante señalar que estos controles analíticos son sometidos al mismo proceso analítico (al mismo análisis y tratamiento) al igual que las muestras.

La segunda etapa del análisis comprendió la lectura de las muestras. Las lecturas se realizan en un espectrofotómetro de absorción atómica por vapor frío (conocido con las siglas CVAAS: Cold-Vapor Atomic Absorption Spectrometry) con el equipo FIMS 100 (Sistema de Flujo de Inyección de Mercurio). Esta se verá en la sección 3.11.5 Lecturas de Mercurio (Hg) por Espectrofotometría de Absorción Atómica por Vapor Frío con equipo FIMS 100.

3.11.5 Lecturas de Mercurio (Hg) por Espectrofotometría de Absorción Atómica por Vapor Frío con equipo FIMS 100

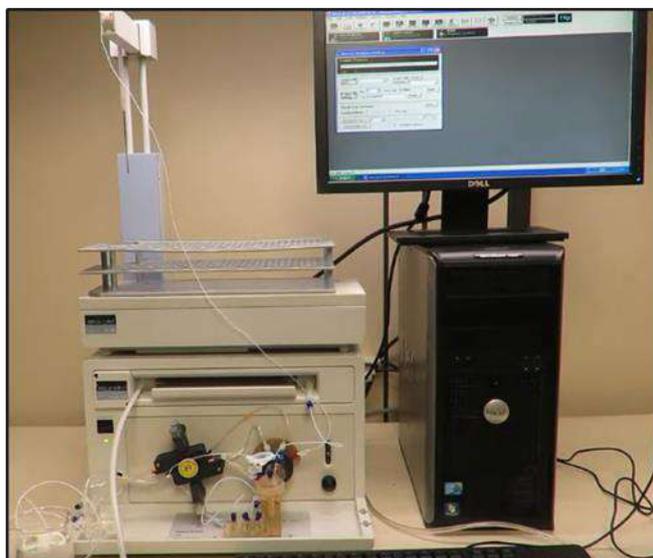
Equipo Instrumental: FIMS 100 (Sistema de Flujo de Inyección de Mercurio).

Marca: Perkin Elmer.

Los extractos ácidos obtenidos de la digestión de los tejidos (hepático y muscular), agua de mar y sedimento se procedieron a leer (cuantificar la concentración del analito de interés: Hg) mediante un equipo instrumental, cuyo fundamento químico es la Espectrofotometría de Absorción Atómica por Vapor Frio (conocido con las siglas CVAAS: Cold-Vapor Atomic Absorption Spectrometry) con el equipo FIMS 100 (Sistema de Flujo de Inyección de Mercurio), que opera fundamentado en esta técnica analítica, pero la virtud que ofrece este equipo es que combina las ventajas de la inyección de flujo y la medición de la absorción atómica en un analizador de mercurio compacto, con una determinación libre de interferencias y con límites de detección mucho más bajos, lo que mejora la sensibilidad analítica. La figura 11 muestra el equipo empleado en el desarrollo de la presente tesis.

Figura 11

Equipo FIMS 100 de la Marca Perkin Elmer



Nota. El equipo FIMS 100 es un Espectrofotómetro de Absorción Atómica por Vapor Frio (conocido con las siglas CVAAS: Cold-Vapor Atomic Absorption Spectrometry) con un Sistema de Flujo de Inyección de Mercurio, que permite obtener sensibilidades muchos menores.

El sustento teórico científico de la espectroscopia de absorción atómica se centra en la absorción de los átomos del analito (los que se encuentran en estado basal y gaseoso) de la radiación ultravioleta y visible incidente, siendo el nivel de absorción directamente proporcional a los niveles de concentración del analito de nuestro interés. La muestra analizada es “atomizada” por medio de una llama o por medio de un horno de grafito. Pero en el caso del mercurio (Hg), no es necesaria la llama. La técnica del vapor frío es un método químico de atomización que se aplica en el análisis de este metal, debido a que, el mercurio (Hg), por su alta volatilidad, presenta una presión de vapor considerable a condiciones ambientales.

En la espectrofotometría de absorción atómica por vapor frío, el elemento mercurio se vaporiza en frío, sin necesidad de alguna fuente de calor (por medio de un compuesto reductor como el cloruro estannoso, SnCl_2 , que reduce el Hg^{+2} disuelto en el digestado ácido a Hg^0 elemental), luego este mercurio elemental (en estado gaseoso) es llevado por arrastre hacia un tubo de absorción de paso largo, al burbujear una corriente de gas inerte (Ar) por la mezcla de reacción, seguida de la espectrometría de absorción atómica, la que mide la absorbancia del analito a una longitud de onda específica de 253,7 nm. Las lecturas tomarán como referencia al METHOD 245.1 “Determination of mercury in water by cold vapor Atomic Absorption Spectrometry”, método estándar (US EPA, 1994).

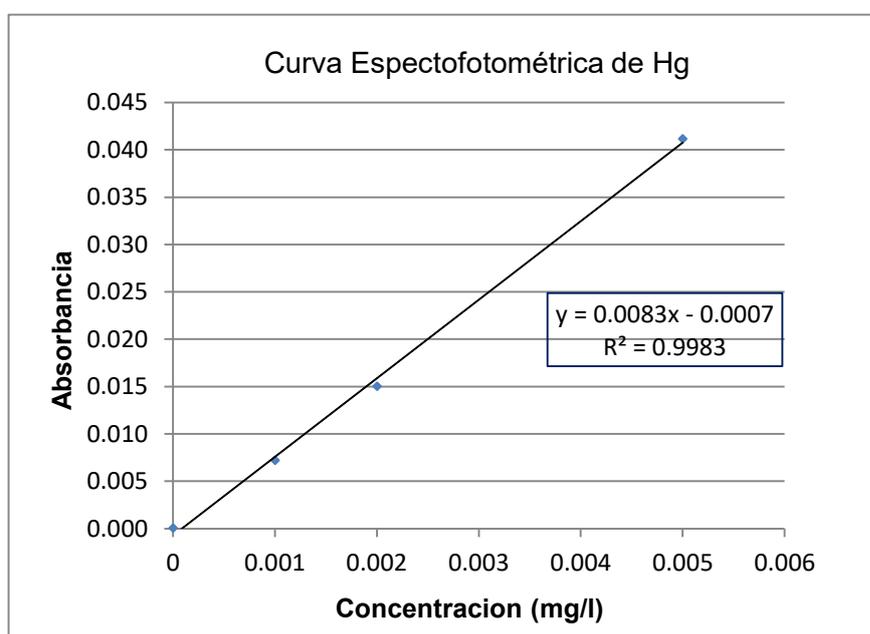
3.11.5.1 Curva de Calibración.

Para desarrollar esta determinación, es necesario preparar una curva de calibración (con la cual el equipo instrumental es calibrado), la cual se prepara a partir de un estándar certificado de mercurio, cuya concentración es de 10 mg/l. A partir de este estándar se preparan diluciones con las siguientes concentraciones 0 ppb, 1 ppb, 2 ppb y 5 ppb (ppb es partes por billón y equivale a $\mu\text{g/l}$) en fioles de vidrio de 50 ml. Se toma la alícuota respectiva y se lleva con agua ultrapura hasta aproximadamente 40 ml e inmediatamente se le da el mismo tratamiento que a las muestras (0,25 ml HCl concentrado + 0,25 ml del reactivo bromato de potasio (KBrO_3)/bromuro

de potasio (KBr)) y se diluyó a 50 ml con agua ultrapura. Se dejó reposar por espacio de media hora y se adicionó 50 µl de solución de clorhidrato de hidroxilamina (NH₂OH.HCl), se agitó la muestra y quedo lista la curva de calibración para pasar por el equipo instrumental. La Figura 12 muestra la curva de calibración de Hg obtenida en el equipo FIMS 100.

Figura 12

Curva de Calibración para la Determinación Cuantitativa del Hg



Nota. La Curva de Calibración muestra en el recuadro los parámetros de esta, donde se observa la pendiente, el intercepto y el coeficiente de determinación.

3.11.5.2 Reactivos necesarios para la determinación Instrumental.

Solución reductora de Cloruro estannoso: Para preparar esta solución reductora se emplea el cloruro estannoso (20 g de SnCl₂·2H₂O disuelto en 100 ml de HCl concentrado y diluido a 1 litro con agua ultrapura), la que va en un recipiente y por medio de la bomba peristáltica acoplada al FIMS 100, esta solución se mezcla en el recipiente de reacción.

Solución de “arrastre” (carrier): Es una solución de enjuague y a la vez acidifica más el medio de la reacción, siendo su composición de HCl al 3% (30 ml de HCl concentrado vertido en fiola de 1 litro y enrasado con agua ultrapura).

3.11.5.3 Operación del Equipo FIMS 100 y desarrollo de lecturas.

Primeramente, se abre la corriente de gas inerte (Ar) a una presión de 3,6 bar (gas de purga o gas de arrastre o “carrier”) y luego se enciende el instrumento y se deja que estabilice por lo menos 30 minutos, calentándose internamente la celda del FIMS y la lámpara de mercurio interna que dispone el equipo. Antes de comenzar la calibración, el instrumento debe configurarse a las condiciones optimizadas en el software, verificando que todas las uniones (mangueras y capilares) estén correctamente instaladas y ajustadas, el separador gas líquido este limpio y que la celda de cuarzo esté debidamente limpia y seca.

Ajustar los flujos de la siguiente manera:

Flujo de la solución de muestra (carrier): Entre 9 a 11 ml/minuto.

Flujo de solución reductora: Entre 5 a 7 ml/minuto.

En este punto se verifica que el drenaje se realice de manera efectiva. Se optimizó el equipo buscando la mejor señal para una concentración específica de Hg (Por lo general un estándar de 1 ppb). Aspirar un blanco por espacio de 3 minutos (para enjuagar) y realizar el Autozero (regular la línea base). Seguidamente, se inició la calibración del equipo, aspirando las soluciones de calibración (preparadas de acuerdo a 3.11.4.1 Curva de Calibración) e iniciando con el estándar de 0 ppb. Con las señales obtenidas, se elaboró una curva estándar (Señal vs. concentración de Hg en ppb) usando técnicas de ajuste de curva de regresión basadas en computadora o calculadora (El software del equipo permite realizar la curva estándar de calibración internamente).

Después de la calibración, se procede a verificar esta, leyendo un estándar de control de 2 ppb de Hg, el cual debe dar una recuperación aceptable (90% - 110%). Seguidamente se proceden a leer las muestras digeridas (muestras de agua de mar preparadas, extractos ácidos de tejido de pescado preparados y extractos ácidos de suelo preparados) con blancos de control y estándares de control (1 ppb de Hg) dentro de la corrida analítica (verificándose de esta manera la respuesta óptima del equipo en el desarrollo de las lecturas).

3.11.5.4 Cálculos de la Concentración Real de Mercurio.

Cálculo de la Concentración de Hg total en agua de mar en ppb ($\mu\text{g/l}$):

V_m = Volumen de muestra (40 ml).

V_f = Volumen final (50 ml).

[Hg] ($\mu\text{g/l}$) = Concentración de Hg en $\mu\text{g/l}$ o ppb.

Lectura (ppb) = Concentración de Hg en $\mu\text{g/l}$ o ppb reportada por el equipo.

$$[\text{Hg}] (\mu\text{g/l}) = \text{Lectura (ppb)} \times V_f / V_m$$

Cálculo de la Concentración de Hg en tejido de pescado en ppm (mg/kg):

Masa = Masa de la muestra de tejido tomada para el análisis (en gramos).

0,05 = Factor de conversión de $\mu\text{g/l}$ a μg ($\times 50/1000$).

V_a = Volumen de alícuota tomado del extracto ácido antes de la lectura (20 ml).

V_f = Volumen final del extracto ácido antes de la lectura (50 ml).

[Hg] Tejido (mg/kg) = Concentración de Hg en mg/kg o ppm en el tejido de pescado.

Lectura (ppb) = Concentración de Hg en $\mu\text{g/l}$ o ppb reportada por el equipo.

$$[\text{Hg}] \text{ Tejido (mg/kg)} = \text{Lectura (ppb)} \times (0,05 / \text{Masa}) \times (V_f / V_m)$$

Cálculo de la Concentración de Hg en sedimento en ppm (mg/kg):

Masa = Masa de la muestra de sedimento tomada para el análisis (en gramos).

0,1 = Factor de conversión de $\mu\text{g/l}$ a μg ($\times 100/1000$).

Val = Volumen de alícuota tomado del extracto ácido antes de la lectura (20 ml).

Vf = Volumen final del extracto ácido antes de la lectura (50 ml).

[Hg] Sedimento (mg/kg) = Concentración de Hg en mg/kg o ppm en sedimento.

Lectura (ppb) = Concentración de Hg en $\mu\text{g/l}$ o ppb reportada por el equipo.

$$[\text{Hg}] \text{ Sedimento (mg/kg)} = \text{Lectura (ppb)} \times (0,1 / \text{Masa}) \times (V_f / V_m)$$

3.12 Análisis Estadístico

Una vez obtenidos los resultados de los análisis instrumentales del tejido, de las aguas y del sedimento, estas fueron evaluadas estadísticamente con el programa IBM SPSS Statistics versión 25.

Primero se determinaron los estadísticos descriptivos, tanto para el tejido muscular como para el tejido hepático de Chorrillos y de Ancón respectivamente (Cabe indicar que la evaluación de los niveles de mercurio encontrado en el músculo se hizo de manera independiente a la evaluación de la cantidad de mercurio presente en el hígado).

Seguidamente, se evaluó si los resultados de las concentraciones de mercurio en el tejido muscular y en el tejido hepático de la "Pintadilla" de las zonas de Chorrillos y Ancón, presentan una distribución normal por medio de la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk, así como la prueba de Levene para la homogeneidad de varianzas (prueba de homocedasticidad), determinándose la subsecuente evaluación como datos paramétricos y no paramétricos.

Para corroborar si hay diferencias significativas entre las muestras de Chorrillos y Ancón en el tejido muscular, al no cumplir la normalidad y la homogeneidad de varianzas, se desarrolló el test de Mann-Whitney. Para el caso del hígado se encontró que los resultados mostraban un comportamiento normal y existía homogeneidad de varianzas, razón por la

cual, para determinar si había diferencias significativas para las muestras de Chorrillos y Ancón, se desarrolló la prueba de t de student.

Con el fin de establecer si hay correlación entre la concentración de mercurio encontrado en el musculo y la concentración de mercurio encontrado en el hígado de la especie en estudio, de la zona de Chorrillos, se empleó el método paramétrico del coeficiente de correlación de Pearson, evaluando el grado de linealidad entre los datos, mientras que para evaluar si existe correlación entre la concentración de mercurio encontrado en el musculo y la concentración de mercurio encontrado en el hígado de la "Pintadilla", de la zona de Ancón, se empleó el método no paramétrico del coeficiente de correlación rho de Spearman.

En los datos obtenidos para agua de mar y sedimento marino, estos fueron evaluados por el método de estimación de máxima probabilidad (MLE siglas en inglés) debido a que múltiples resultados se reportan como menores al límite de detección (LD).

Para evaluar la exactitud de los análisis, así como la confiabilidad de los resultados, se empleó el material de referencia certificado DORM-4 (Fish Protein Certified Reference Material for Trace Metals and other Constituents) del National Research Council Canada, el cual certifica el valor del mercurio (Hg) como 0,412 +/- 0,036 mg/kg. El rango de aceptación para el análisis está comprendido en un % de recuperación del 75 al 125 %. Este material certificado de referencia fue sometido al análisis respectivo tan igual al que fueron sometidas las muestras de tejido.

CAPITULO IV. RESULTADOS Y DISCUSION

4.1 Presentación de Resultados

4.1.1 Geolocalización de los Puntos de Muestreo

Los puntos de muestreo seleccionados, tanto para la toma de muestras de agua de mar, como de sedimento, se georreferenciaron, con coordenadas UTM (Sistema WGS 84), las que se visualizan a continuación:

Cuadro 2. Georreferenciación de los Puntos de Muestreo de Agua de Mar.

Punto de Muestreo	Coordenadas UTM Sistema WGS 84		
	Zona	Este	Norte
Playa Agua Dulce (Chorrillos)	18L	279350	8654607
Playa Oquendo	18L	266865	8671512
Playa Ventanilla (Zona La Pampilla)	18L	266971	8679934
Playa Bahía Blanca (Ventanilla)	18L	261789	8690979
Playa Miramar (Ancón)	18L	263326	8698520

Fuente. Elaboración propia.

Cuadro 3. Georreferenciación de los Puntos de Muestreo de Sedimento.

Punto de Muestreo	Coordenadas UTM Sistema WGS 84		
	Zona	Este	Norte
Playa Agua Dulce (Chorrillos)	18L	279400	8654609
Playa Oquendo	18L	266891	8671504
Playa Ventanilla (Zona La Pampilla)	18L	266995	8679934
Playa Bahía Blanca (Ventanilla)	18L	261832	8690979
Playa Miramar (Ancón)	18L	263368	8698520

Fuente. Elaboración propia.

Los puntos de recolección de la “Pintadilla” (Mercado Pesquero Artesanal de Chorrillos y Mercado Pesquero Artesanal de Ancón) se georreferenciaron con coordenadas UTM (Sistema WGS 84), las que se visualizan a continuación:

Cuadro 4. Georreferenciación de los Puntos de Recolección de la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833

Punto de Muestreo	Coordenadas UTM Sistema WGS 84		
	Zona	Este	Norte
Mercado Pesquero Artesanal de Chorrillos	18L	279173	8654266
Mercado Pesquero Artesanal de Ancón	18L	262800	8697631

Fuente. Elaboración propia.

4.1.2 Resultados de los Análisis

Los resultados obtenidos de los análisis del músculo e hígado de la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833, recolectada en la franja costera comprendida entre Chorrillos - Ancón, Lima, Perú, en el intervalo de tiempo comprendido desde setiembre 2018 hasta marzo 2019, se presentan a continuación:

Cuadro 5. Concentración de Mercurio encontrado en el tejido hepático de la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833, recolectada en la franja costera de Chorrillos en el intervalo de tiempo comprendido desde setiembre 2018 hasta marzo 2019.

Muestra	1er Muestreo Hg (mg/kg)	2do Muestreo Hg (mg/kg)	3er Muestreo Hg (mg/kg)	4to Muestreo Hg (mg/kg)
CH1 HIGADO	0,1780	0,1169	0,1755	0,0464
CH2 HIGADO	0,0777	0,1251	0,2694	0,1979
CH3 HIGADO	0,1750	0,1827	0,2030	0,1072
CH4 HIGADO	0,1108	0,1322	0,1821	0,0545

Fuente. Elaboración propia.

Cuadro 6. Concentración de Mercurio encontrado en el tejido muscular de la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833, recolectada en la franja costera de Chorrillos en el intervalo de tiempo comprendido desde setiembre 2018 hasta marzo 2019.

Muestra	1er Muestreo Hg (mg/kg)	2do Muestreo Hg (mg/kg)	3er Muestreo Hg (mg/kg)	4to Muestreo Hg (mg/kg)
CH1 MUSCULO	0,0563	0,0795	0,1369	0,0825
CH2 MUSCULO	0,1270	0,1011	0,2632	0,2225
CH3 MUSCULO	0,0683	0,1827	0,1324	0,1312
CH4 MUSCULO	0,0831	0,0925	0,1255	0,1885

Fuente. Elaboración propia.

Cuadro 7. Concentración de Mercurio encontrado en el tejido hepático de la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833, recolectada en la franja costera de Ancón en el intervalo de tiempo comprendido desde setiembre 2018 hasta marzo 2019.

Muestra	1er Muestreo Hg (mg/kg)	2do Muestreo Hg (mg/kg)	3er Muestreo Hg (mg/kg)	4to Muestreo Hg (mg/kg)
A1 HIGADO	0,0806	0,0489	0,0876	0,0896
A2 HIGADO	0,1216	0,0513	0,1115	0,1182
A3 HIGADO	0,0826	0,1080	0,1216	0,1836
A4 HIGADO	0,1911	0,0488	0,0900	0,1102

Fuente. Elaboración propia.

Cuadro 8. Concentración de Mercurio encontrado en el tejido muscular de la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833, recolectada en la franja costera de Ancón en el intervalo de tiempo comprendido desde setiembre 2018 hasta marzo 2019.

Muestra	1er Muestreo Hg (mg/kg)	2do Muestreo Hg (mg/kg)	3er Muestreo Hg (mg/kg)	4to Muestreo Hg (mg/kg)
A1 MUSCULO	0,0847	0,0518	0,0516	0,0527
A2 MUSCULO	0,1052	0,0362	0,0451	0,0572
A3 MUSCULO	0,0646	0,0459	0,0510	0,0511
A4 MUSCULO	0,1193	0,0273	0,0477	0,0481

Fuente. Elaboración propia.

Los resultados obtenidos de los análisis de la concentración de mercurio (Hg) de las muestras de agua y sedimentos recolectada en la franja costera

comprendida entre Chorrillos - Ancón, Lima, Perú, en el intervalo de tiempo comprendido desde setiembre 2018 hasta marzo 2019, se presentan a continuación:

Cuadro 9. Concentración de Mercurio encontrado en el agua de mar, recolectada en la franja costera comprendida entre Chorrillos y Ancón en el intervalo de tiempo comprendido desde setiembre 2018 hasta marzo 2019.

Muestra Agua de Mar	1er Muestreo Hg (mg/l)	2do Muestreo Hg (mg/l)	3er Muestreo Hg (mg/l)	4to Muestreo Hg (mg/l)
Playa Agua Dulce (Chorrillos)	0,0018	<0,0002	<0,0002	0,0003
Playa Oquendo	0,0016	0,0012	0,0008	<0,0002
Playa Ventanilla (Zona La Pampilla)	0,0019	0,0007	0,0013	0,0010
Playa Bahía Blanca (Ventanilla)	0,0016	0,0011	<0,0002	<0,0002
Playa Miramar (Ancón)	<0,0002	<0,0002	0,0011	<0,0002

Fuente. Elaboración propia.

Cuadro 10. Concentración de Mercurio encontrado en el sedimento recolectado en la franja costera comprendida entre Chorrillos y Ancón en el intervalo de tiempo comprendido desde setiembre 2018 hasta marzo 2019.

Muestra Sedimento	1er Muestreo Hg (mg/kg)	2do Muestreo Hg (mg/kg)	3er Muestreo Hg (mg/kg)	4to Muestreo Hg (mg/kg)
Playa Agua Dulce (Chorrillos)	< 0,10	0,11	< 0,10	< 0,10
Playa Oquendo	< 0,10	0,15	0,14	< 0,10
Playa Ventanilla (Zona La Pampilla)	< 0,10	0,13	< 0,10	< 0,10
Playa Bahía Blanca (Ventanilla)	< 0,10	0,15	< 0,10	< 0,10
Playa Miramar (Ancón)	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10

Fuente. Elaboración propia.

Como un análisis complementario, se procedió a realizar análisis de pH a las muestras de agua recolectadas en la franja costera comprendida entre Chorrillos - Ancón, Lima, Perú, en el intervalo de tiempo comprendido desde

setiembre 2018 hasta marzo 2019. Los resultados se presentan a continuación:

Cuadro 11. Valores de pH presente en el agua de mar, recolectada en la franja costera comprendida entre Chorrillos y Ancón en el intervalo de tiempo comprendido desde setiembre 2018 hasta marzo 2019.

Muestra Agua de Mar	1er Muestreo	2do Muestreo	3er Muestreo	4to Muestreo
	pH	pH	pH	pH
Playa Agua Dulce (Chorrillos)	7,42	7,82	7,73	7,74
Playa Oquendo	7,11	7,26	6,76	7,45
Playa Ventanilla (Zona La Pampilla)	7,26	7,35	7,34	7,65
Playa Bahía Blanca (Ventanilla)	7,55	7,37	7,28	7,59
Playa Miramar (Ancón)	7,72	7,42	7,55	8,03

Fuente. Elaboración propia.

Como se indicó líneas arriba, en el análisis químico de los tejidos de pescado que se desarrolló en el Laboratorio de Química Ambiental de la Universidad César Vallejo (Sede Lima Norte), se incorporó un material certificado de referencia DORM-4, cuyos valores de recuperación se presentan a continuación:

Cuadro 12. Porcentaje de Recuperación del Material Certificado de Referencia DORM-4 en los diversos análisis realizados.

Análisis	Hg (mg/kg)	% Recuperación
1er Muestreo	0,4048	98,25
2do Muestreo	0,3776	91,65
3er Muestreo	0,3989	96,82
4to Muestreo	0,3722	90,34

Fuente. Elaboración propia.

4.1.3 Evaluación Estadística de los Análisis Reportados

Cuadro 13. Estadística Descriptiva de la concentración de Mercurio encontrado en el músculo de la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833.

Descriptivos					
Procedencia de la Especie			Estadístico	Desv. Error	
Concentración Hg mg/Kg	Chorrillos	Media	,129575	,0145867	
		95% de intervalo de confianza para la media	Límite inferior	,098484	
			Límite superior	,160666	
		Media recortada al 5%		,126222	
		Mediana		,126250	
		Varianza		,003	
		Desv. Desviación		,0583469	
		Mínimo		,0563	
		Máximo		,2632	
		Rango		,2069	
	Rango intercuartil		,0886		
	Asimetría		,965	,564	
	Curtosis		,373	1,091	
	Ancón	Media		,058719	,0060804
		95% de intervalo de confianza para la media	Límite inferior	,045759	
			Límite superior	,071679	
		Media recortada al 5%		,057099	
		Mediana		,051350	
		Varianza		,001	
		Desv. Desviación		,0243216	
Mínimo			,0273		
Máximo			,1193		
Rango			,0920		
Rango intercuartil		,0164			
Asimetría		1,531	,564		
Curtosis		1,965	1,091		

Fuente. Elaboración propia.

En el desarrollo de la evaluación de los resultados estadísticos con el objetivo de evaluar si los resultados describen una distribución normal en el musculo de la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833, se emplea la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk, la cual es empleada para muestras menores a 50 resultados, se determinó que para las muestras recolectadas de la zona de Chorrillos describen una distribución normal pues $p > 0,05$ mientras que las muestras recolectadas de la zona de Ancón describen una distribución no normal, puesto que el $p < 0,05$.

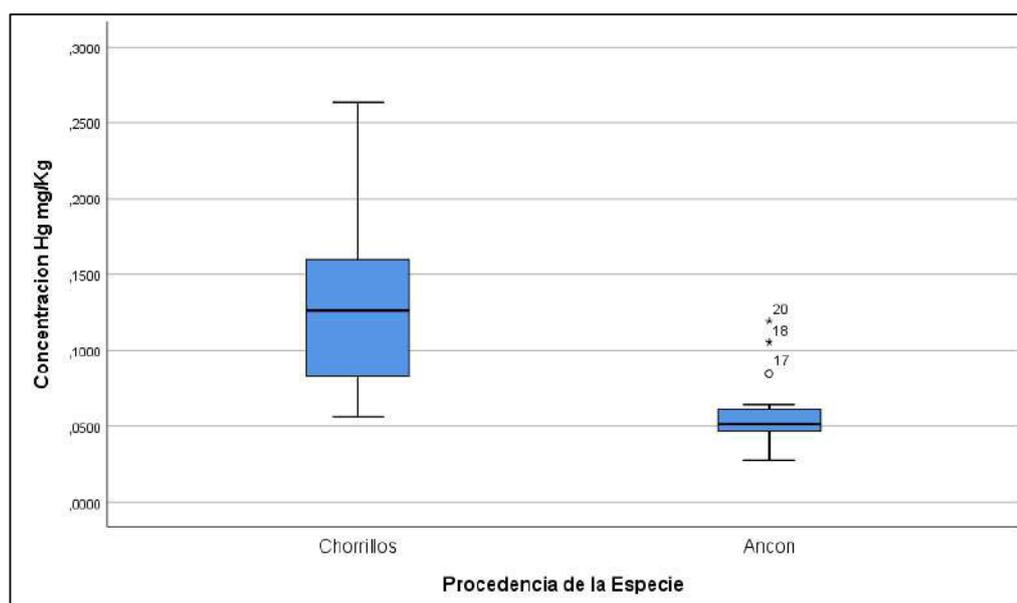
Cuadro 14. Prueba de Normalidad de Shapiro-Wilk de la concentración de Mercurio encontrado en el músculo de la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833, de acuerdo al lugar de procedencia.

Procedencia de la Especie		Shapiro-Wilk		
		Estadístico	gl	Sig.
Concentración Hg mg/Kg	Chorrillos	,913	16	,128
	Ancón	,809	16	,004

Fuente. Elaboración propia.

Figura 13

Gráfico de Box-Plot de la Concentración de Mercurio Presente en el Tejido Muscular de la “Pintadilla” de Acuerdo al Lugar de Procedencia.



En la evaluación de los resultados estadísticos, se buscó determinar si los resultados describen homogeneidad de varianzas (prueba de homocedasticidad) en el músculo de la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833, para esto se aplica la prueba de Levene y se determinó que para las muestras recolectadas de la zona de Chorrillos y las muestras recolectadas de la zona de Ancón, al obtenerse un $p < 0,05$ (en todos los casos), se descarta la hipótesis nula (H_0), planteando que existen diferencias significativas en las varianzas.

Cuadro 15. Prueba de Levene para la Homogeneidad de Varianzas de la concentración de Mercurio encontrado en el músculo de la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833, de acuerdo al lugar de procedencia.

		Estadístico de Levene	Sig.
Concentración Hg mg/Kg	Se basa en la media	6,865	,014
	Se basa en la mediana	7,295	,011
	Se basa en la mediana y con gl ajustado	7,295	,013
	Se basa en la media recortada	6,807	,014

Fuente. Elaboración propia.

Para evaluar si hay diferencias significativas en los promedios de la concentración de mercurio en el músculo de la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833, de las zonas de Chorrillos y Ancón, se emplea una prueba no paramétrica (debido a la falta de normalidad de resultados y la heterogeneidad en las varianzas). Se utilizó la prueba de Mann-Whitney, encontrándose que, para las muestras recolectadas de la zona de Chorrillos y las muestras recolectadas de la zona de Ancón, al obtenerse un $p < 0,05$, se descarta la hipótesis nula (H_0), concluyendo que, de acuerdo a esta evaluación, hay diferencia significativa entre los promedios de las concentraciones de mercurio de las muestras recolectadas de la zona de Chorrillos y las muestras recolectadas de la zona de Ancón (esto se ve

reforzado por las medias obtenidas en el cuadro 9 de los estadísticos descriptivos).

Cuadro 16. Prueba de Mann-Whitney para evaluar si hay diferencia de medias en la concentración de Mercurio presente en el músculo de la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833, de acuerdo al lugar de procedencia.

Estadísticos de prueba ^a	
	Concentración Hg mg/Kg
U de Mann-Whitney	21,000
W de Wilcoxon	157,000
Z	-4,033
Sig. asintótica(bilateral)	,000
Significación exacta [2*(sig. unilateral)]	,000 ^b
a. Variable de agrupación: Procedencia de la Especie	
b. No corregido para empates.	

Fuente. Elaboración propia.

Ahora se desarrolla la estadística descriptiva para las muestras de tejido hepático para las zonas de Chorrillos y Ancón:

Cuadro 17. Estadística Descriptiva de la concentración de Mercurio encontrado en el hígado de la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833.

Descriptivos						
Procedencia			Estadístico	Desv. Error		
Concentración Hígado Hg mg/Kg	Chorrillos	Media	,145900	,0149626		
		95% de intervalo de confianza para la media	Límite inferior	,114008		
			Límite superior	,177792		
		Media recortada al 5%		,144567		
		Mediana		,153600		
		Varianza		,004		
		Desv. Desviación		,0598505		
		Mínimo		,0464		
		Máximo		,2694		
		Rango		,2230		
		Rango intercuartil		,0744		
		Asimetría		,067	,564	
		Curtosis		-,208	1,091	
		Ancón	Media		,102825	,0102816
			95% de intervalo de confianza para la media	Límite inferior	,080910	
			Límite superior	,124740		
	Media recortada al 5%			,100922		
	Mediana			,099000		
	Varianza			,002		
	Desv. Desviación			,0411262		
	Mínimo			,0488		
	Máximo			,1911		
	Rango		,1423			
Rango intercuartil		,0396				
Asimetría		,826	,564			
Curtosis		,755	1,091			

Fuente. Elaboración propia.

En el desarrollo de la evaluación de los resultados estadísticos con el objetivo de evaluar si los resultados describen una distribución normal en el hígado de la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833, se aplica la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk, la cual es empleada para muestras menores a 50 resultados, se determinó que para las muestras

recolectadas de la zona de Chorrillos describen una distribución normal pues $p > 0,05$, al igual que para las muestras recolectadas de la zona de Ancón describen una distribución normal, puesto que el $p > 0,05$.

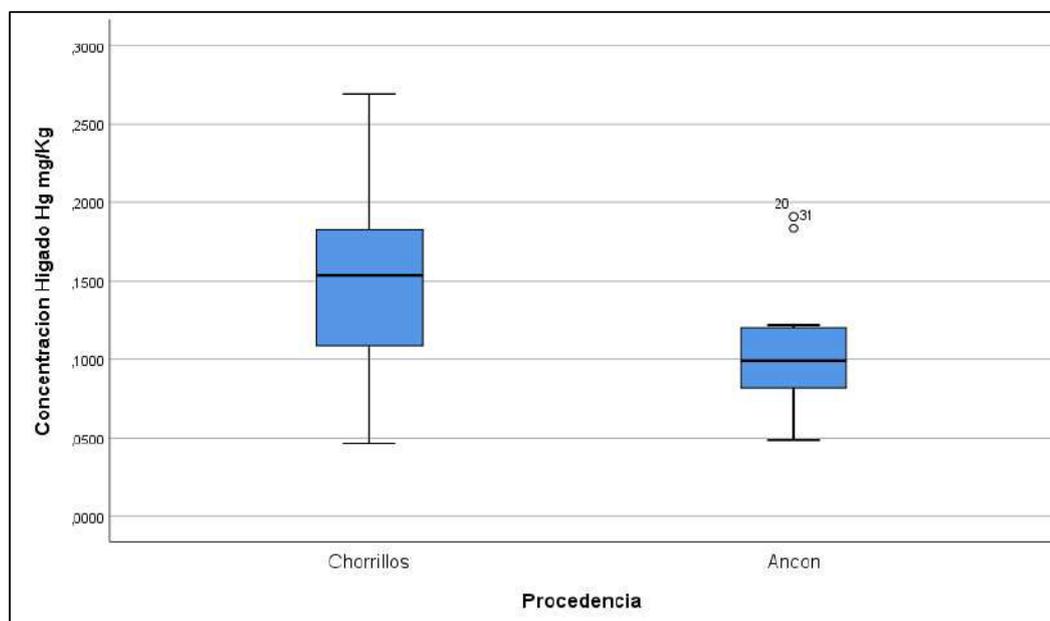
Cuadro 18. Prueba de Normalidad de Shapiro-Wilk de la concentración de Mercurio encontrado en el hígado de la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833, de acuerdo al lugar de procedencia.

Procedencia de la Especie		Shapiro-Wilk		
		Estadístico	gl	Sig.
Concentración Hígado Hg mg/Kg	Chorrillos	,958	16	,620
	Ancón	,900	16	,080

Fuente. Elaboración propia.

Figura 14

Gráfico de Box-Plot de la Concentración de Mercurio Presente en el Hígado de la “Pintadilla” de Acuerdo al Lugar de Procedencia.



En la evaluación de los resultados estadísticos, se buscó determinar si los resultados describen homogeneidad de varianzas (prueba de homocedasticidad) en el hígado de la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus*

Valenciennes, 1833, para esto se aplica la prueba de Levene y se determinó que para las muestras recolectadas de la zona de Chorrillos y las muestras recolectadas de la zona de Ancón, al obtenerse un $p > 0,05$ (en todos los casos), se acepta la hipótesis nula (H_0), planteando que no existen diferencias significativas en las varianzas.

Cuadro 19. Prueba de Levene para la Homogeneidad de Varianzas de la concentración de Mercurio encontrado en el hígado de la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833, de acuerdo al lugar de procedencia.

		Estadístico de Levene	Sig.
Concentración Hígado Hg mg/Kg	Se basa en la media	3,516	,071
	Se basa en la mediana	3,357	,077
	Se basa en la mediana y con gl ajustado	3,357	,077
	Se basa en la media recortada	3,504	,071

Fuente. Elaboración propia.

Para evaluar si hay diferencias significativas en los promedios de la concentración de mercurio en el hígado de la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833, de las zonas de Chorrillos y Ancón, se emplea una prueba paramétrica (debido a que satisface los requisitos de normalidad de resultados y homogeneidad de varianzas). Se utilizó la prueba t de student, obteniéndose que, para las muestras recolectadas de la zona de Chorrillos y las muestras recolectadas de la zona de Ancón, al obtenerse un $p < 0,05$, se descarta la hipótesis nula (H_0), concluyendo que, de acuerdo a esta evaluación, hay diferencia significativa entre los promedios de las concentraciones de mercurio de las muestras recolectadas de la zona de Chorrillos y las muestras recolectadas de la zona de Ancón (esto se ve reforzado por las medias obtenidas en el cuadro 14 de los estadísticos descriptivos).

Cuadro 20. Prueba de la t de student para determinar si hay diferencia de medias en la concentración de Mercurio encontrado en el hígado de la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833, de acuerdo al lugar de procedencia.

		Prueba t para la igualdad de medias
		Sig. (bilateral)
Concentración Hígado Hg mg/Kg	Se asumen varianzas iguales	,024
	No se asumen varianzas iguales	,025

Fuente. Elaboración propia.

Para verificar si existe una correlación entre la concentración de mercurio hallado en el músculo y el hígado de la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833 de la zona de Chorrillos, se utilizó la prueba de correlación de Pearson. El empleo de esta prueba obedeció a que ambos grupos de datos responden a una distribución normal y presentan homogeneidad de varianzas (homocedasticidad).

Cuadro 21. Prueba de Correlación de Pearson en la concentración de Mercurio encontrado en el músculo e hígado de la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833, en la zona de Chorrillos.

Correlación		Concentración Hg en musculo mg/kg	Concentración Hg en hígado mg/Kg
Concentración Hg en musculo mg/kg	Correlación de Pearson	1	,439
	Sig. (bilateral)		,089
	N	16	16
Concentración Hg en hígado mg/Kg	Correlación de Pearson	,439	1
	Sig. (bilateral)	,089	
	N	16	16

Fuente. Elaboración propia.

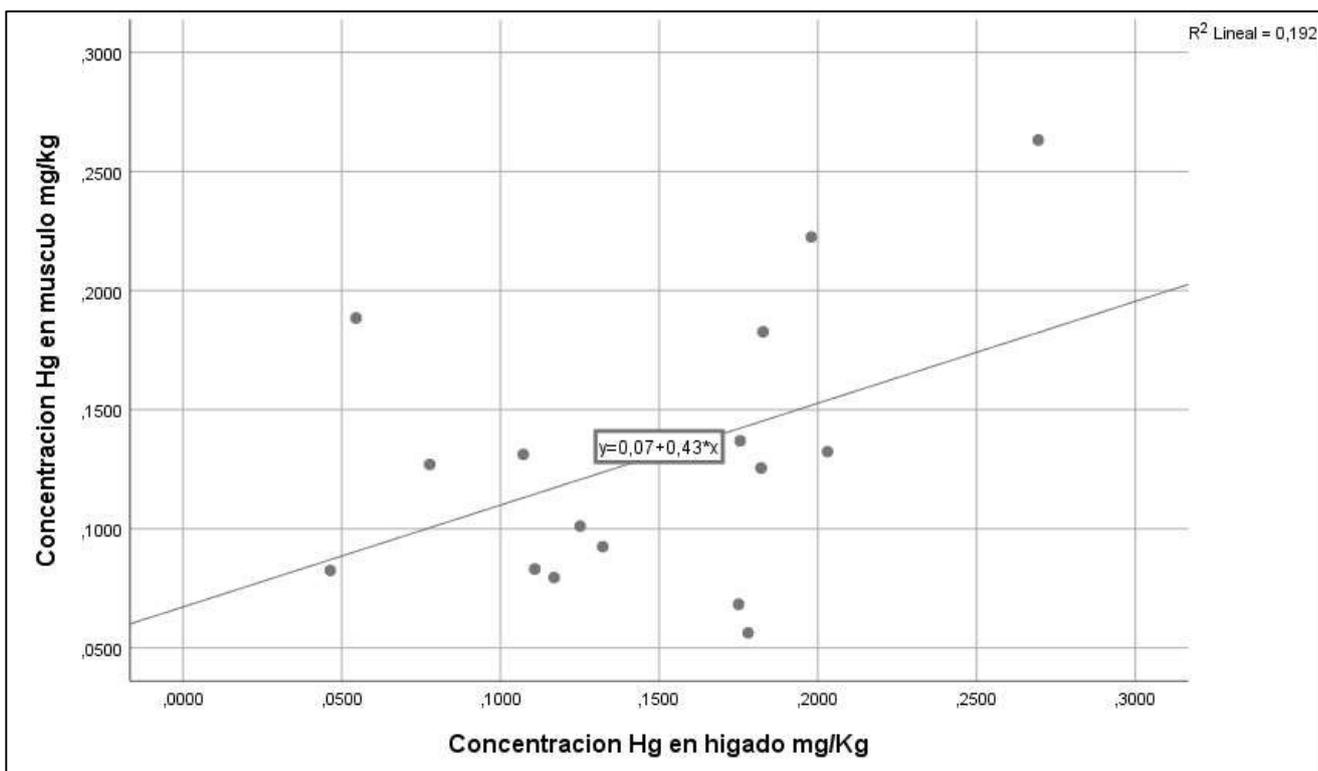
En la evaluación de los resultados obtenidos, el $p > 0,05$, razón por la cual se aceptaría la hipótesis nula (H_0), concluyendo que no existe correlación entre los dos grupos de datos, es decir, entre el músculo y el hígado de la

“Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833 de la zona de Chorrillos.

Pero lo que se ha observado en el grupo de análisis es que la concentración de mercurio (Hg) encontrado en el hígado es superior a la concentración encontrada de mercurio (Hg) en el músculo, tanto para la especie procedente de la zona de muestreo de Chorrillos como de la zona de muestreo de Ancón.

Figura 15

Gráfica de Correlación entre la Concentración de Mercurio en el Músculo vs la Concentración de Mercurio en el Hígado de la “Pintadilla” en Chorrillos.



En relación a las muestras recolectadas del punto de muestreo de Ancón, se desarrolló la prueba de coeficiente de correlación de Spearman con el fin de investigar si hay correlación entre las concentraciones de mercurio presentes en el músculo y el hígado de la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833. El empleo de esta prueba no paramétrica obedeció a

que el grupo de datos que corresponden al tejido muscular no presentan una distribución normal.

De acuerdo a los resultados obtenidos, el $p > 0,05$, razón por la cual se aceptaría la hipótesis nula (H_0), concluyendo que no existe correlación entre los dos grupos de datos, es decir, entre las concentraciones de mercurio encontradas el músculo y el hígado de la "Pintadilla" *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833 de la zona de Ancón.

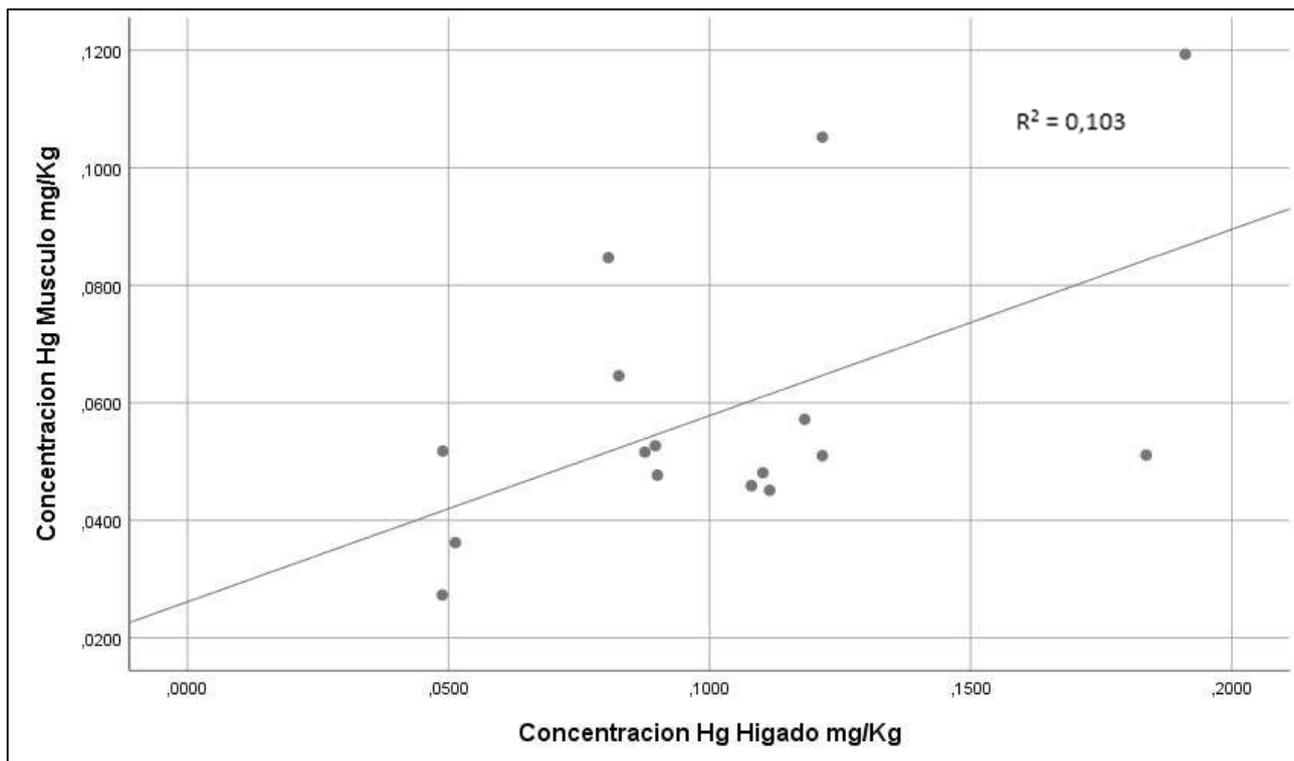
Cuadro 22. Prueba de Correlación de Spearman en la concentración de Mercurio encontrado en el músculo e hígado de la "Pintadilla" *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833, en la zona de Ancón.

Correlación			Concentración Hg Musculo mg/Kg	Concentración Hg Hígado mg/Kg
Rho de Spearman	Concentración Hg Musculo mg/Kg	Coefficiente de correlación	1,000	,321
		Sig. (bilateral)	.	,226
		N	16	16
	Concentración Hg Hígado mg/Kg	Coefficiente de correlación	,321	1,000
		Sig. (bilateral)	,226	.
		N	16	16

Fuente. Elaboración propia.

Figura 16

Gráfica de Correlación entre la Concentración de Mercurio en el Músculo vs la Concentración de Mercurio en el Hígado de la "Pintadilla" en Ancón.



En el análisis estadístico de los resultados del agua de mar y el sedimento recolectado en la franja costera, se encontró que, muchos de los resultados son menores al límite de detección, entendiéndose como nivel de detección a la mínima cantidad de analito capaz de ser detectado, por un método analítico o un equipo instrumental, suficientemente diferenciable del ruido existente. Estos datos reportados se conocen como "data censurada", los cuales son datos que no presentan un valor cuantitativo específico. El método de estimación de máxima probabilidad (MLE) fue empleado para la determinación del promedio y la desviación estándar para este conjunto de datos (Finkelstein y Verma, 2001) evaluándose de manera conjunta, la concentración de mercurio (Hg) en mg/l en agua de mar de todos los puntos de muestreo y, también en conjunto la concentración de mercurio (Hg) en mg/kg en las muestras de sedimento de todos los puntos de muestreo.

Cuadro 23. Estadística Descriptiva de la concentración de Mercurio presente en el agua de mar y sedimento marino de la zona comprendida entre Chorrillos y Ancón en el intervalo de tiempo comprendido desde setiembre 2018 hasta marzo 2019.

	Concentración Hg (mg/l)	Concentración Hg (mg/kg)
Matriz	Agua de Mar	Sedimento Marino
Promedio	0,0010	0,084
Desviación Estándar	0,0017	0,056

Fuente. Elaboración propia.

Las muestras de agua de mar han reportado valores superiores e inferiores al nivel de detección (0,0002 mg/l) en los diferentes puntos de muestreo. Para tener un indicativo del promedio en la concentración de mercurio, se empleó el método de estimación de máxima probabilidad (MLE) (Finkelstein y Verma, 2001) en los puntos de: Playa de Agua Dulce (Chorrillos), Playa Oquendo, Playa Bahía Blanca (Ventanilla), ya que presentaban por lo menos dos valores diferentes al límite de detección. Para la Playa Ventanilla (Zona La Pampilla) se empleó el método estadístico clásico, ya que todos los valores de concentración eran mayores al límite de detección. Para la Playa Miramar (Ancón), al tener solo un valor cuantificable y diferente del límite de detección, era imposible evaluarlo por el método de estimación de máxima probabilidad (MLE), pues es necesario determinar la desviación estándar maximizada, lo cual no es posible con un solo dato. Para este último punto, para tener un indicativo aproximado del promedio, se asumió para las muestras con concentración menor al límite de detección, asignar un valor que es igual a $0,000141 (LD/\sqrt{2})$, técnica empleada alternativamente para este tipo de casos, pero que reporta menor exactitud con respecto al método MLE (Finkelstein y Verma, 2001).

Cuadro 24. Estadística Descriptiva de la concentración de Mercurio encontrada en el agua de mar recolectada en la zona costera comprendida entre Chorrillos y Ancón en el intervalo de tiempo comprendido desde setiembre 2018 hasta marzo 2019.

Muestra Agua	1er Muestreo Hg (mg/l)	2do Muestreo Hg (mg/l)	3er Muestreo Hg (mg/l)	4to Muestreo Hg (mg/l)	Promedio Hg (mg/l)	Desv. Std Hg (mg/l)	Método Empleado
P. Agua Dulce (Chorrillos)	0,0018	<0,0002	<0,0002	0,0003	0,0007	0,00146	MLE
P. Oquendo	0,0016	0,0012	0,0008	<0,0002	0,0011	0,00116	MLE
P. Ventanilla (Zona La Pampilla)	0,0019	0,0007	0,0013	0,0010	0,0012	0,00051	Estadístico
P. Bahía Blanca (Ventanilla)	0,0016	0,0011	<0,0002	<0,0002	0,0012	0,00344	MLE
P. Miramar (Ancón)	<0,0002	<0,0002	0,0011	<0,0002	0,0004	0,00048	LD/v2

Fuente. Elaboración propia.

4.2 Pruebas de Hipótesis

A partir de la hipótesis general y específicas, planteamos las siguiente hipótesis nula y alterna:

Tejido Muscular:

H_0 = Los niveles de mercurio (Hg) en forma total, expresado como mg/kg, en el tejido muscular de la "Pintadilla" *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833, recolectada en la franja costera comprendida entre Chorrillos - Ancón, Lima, Perú, en el intervalo de tiempo comprendido desde setiembre 2018 hasta marzo 2019, presentan concentraciones menor o igual a los Niveles Máximos establecidos por la FAO/OMS (0,5 mg/kg). ($X \leq 0,50$ mg/kg).

H_a = Los niveles de mercurio (Hg) en forma total, expresado como mg/kg, en el tejido muscular de la "Pintadilla" *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833, recolectada en la franja costera comprendida entre Chorrillos - Ancón, Lima, Perú, en el intervalo de tiempo comprendido desde setiembre 2018

hasta marzo 2019, presenta una concentración mayor a los Niveles Máximos establecidos por la FAO/OMS (0,5 mg/kg). ($X > 0,50$ mg/kg).

Se evaluó en el músculo de la “Pintadilla” los resultados obtenidos de los niveles de mercurio, de acuerdo al Cuadro 6 (Concentración de Mercurio encontrado en el tejido muscular de la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833, recolectada en la franja costera de Chorrillos en el intervalo de tiempo comprendido desde setiembre 2018 hasta marzo 2019) y el Cuadro 8 (Concentración de Mercurio encontrado en el tejido muscular de la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833, recolectada en la franja costera de Ancón en el intervalo de tiempo comprendido desde Setiembre 2018 hasta Marzo 2019), donde podemos observar que todos los datos obtenidos son menores a 0,50 mg/kg, concluyendo que hay presencia de mercurio en el músculo de la “Pintadilla” en ambos puntos de muestreo pero, esta concentración, no excede el nivel máximo establecido por la FAO/OMS.

Se tomaron los datos en conjunto para las muestras recolectadas de la zona de Chorrillos y las muestras recolectadas de la zona de Ancón, empleándose la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk (muestras menores a 50 resultados), por lo cual se determinó que las muestras describen una distribución no normal, puesto que el $p < 0,05$ ($p = 0,001$). La media obtenida es 0,0941 mg/kg y la desviación estándar 0,0568 mg/kg. Para este conjunto de datos, que corresponden a datos no paramétricos, el estadístico empleado sería la prueba de los signos también conocida como prueba binomial (Molina y Rodrigo, 2014) que permite el contraste de hipótesis acerca de la localización de una variable, pero con respecto a la mediana. Se incorporan las tablas con los resultados respectivos:

Cuadro 25. Estadística Descriptiva de la concentración de Mercurio encontrado en el hígado de la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833, de ambos puntos de muestreo en conjunto.

Descriptivos				
		Estadístico	Desv. Error	
Tejido Muscular	Media	,094147	,0100454	
	95% de intervalo de confianza para la media	Límite inferior	,073659	
		Límite superior	,114635	
	Media recortada al 5%	,089131		
	Mediana	,081000		
	Varianza	,003		
	Desv. Desviación	,0568255		
	Mínimo	,0273		
	Máximo	,2632		
	Rango	,2359		
	Rango intercuartil	,0754		
	Asimetría	1,367	,414	
	Curtosis	1,613	,809	

Cuadro 26. Prueba de Normalidad de Shapiro-Wilk de la concentración de Mercurio encontrado en el músculo de la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833, de ambos puntos de muestreo en conjunto.

	Shapiro-Wilk		
	Estadístico	gl	Sig.
Tejido Muscular	,860	32	,001

Cuadro 27. Prueba de Hipótesis para la concentración de Mercurio encontrada en el tejido muscular (Zona Chorrillos y Ancón) de la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833.

Resumen de prueba de hipótesis				
	Hipótesis nula	Prueba	Sig.	Decisión
1	Las categorías definidas por Tejido Muscular $\leq 0,5000$ y $> 0,5000$ se producen con las probabilidades 0,95 y 0,05.	Prueba binomial para una muestra	,186	Retener la hipótesis nula.

Se muestran significaciones asintóticas. El nivel de significación es de ,05.

Para las muestras de tejido muscular, recolectadas en ambos puntos de muestreo (en conjunto), se obtuvo un $p > 0,05$, con lo cual no se rechaza la hipótesis nula (H_0), concluyendo que las concentraciones de mercurio encontradas en el tejido hepático presentan una concentración menor a los Niveles Máximos establecidos por la FAO/OMS (0,5 mg/kg).

Tejido Hepático:

H_0 = Los niveles de mercurio (Hg) en forma total, expresado como mg/kg, en el tejido hepático de la "Pintadilla" *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833, recolectada en la franja costera comprendida entre Chorrillos - Ancón, Lima, Perú en el intervalo de tiempo comprendido desde setiembre 2018 hasta marzo 2019 presentan concentraciones mayor o igual a los Niveles Máximos establecidos por la FAO/OMS (0,5 mg/kg). ($X \geq 0,50$ mg/kg).

H_a = Los niveles de mercurio (Hg) en forma total, expresado como mg/kg, en el tejido hepático de la "Pintadilla" *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833, recolectada en la franja costera comprendida entre Chorrillos - Ancón, Lima, Perú en el intervalo de tiempo comprendido desde setiembre 2018 hasta marzo 2019 presenta una concentración menor a los Niveles Máximos establecidos por la FAO/OMS (0,5 mg/kg). ($X < 0,50$ mg/kg).

Se evaluó en el hígado de la "Pintadilla" los resultados obtenidos de los niveles de mercurio, de acuerdo al Cuadro 5 (Concentración de Mercurio encontrado en el tejido hepático de la "Pintadilla" *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833, recolectada en la franja costera de Chorrillos en el intervalo de tiempo comprendido desde setiembre 2018 hasta marzo 2019) y el Cuadro 7 (Concentración de Mercurio encontrado en el tejido hepático de la "Pintadilla" *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833, recolectada en la franja costera de Ancón en el intervalo de tiempo comprendido desde setiembre 2018 hasta marzo 2019) donde podemos observar que todos los datos obtenidos son menores a 0,50 mg/kg, concluyendo que hay presencia

de mercurio en el hígado de la “Pintadilla” en ambos puntos de muestreo pero, esta concentración, no excede el nivel máximo establecido por la FAO/OMS.

Se tomaron los datos en conjunto para las muestras recolectadas de la zona de Chorrillos y las muestras recolectadas de la zona de Ancón, empleándose la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk (muestras menores a 50 resultados), por lo cual se determinó que las muestras describen una distribución normal, puesto que el $p > 0,05$ ($p = 0,058$). La media obtenida es 0,1244 mg/kg y la desviación estándar 0,0550 mg/kg. Para este conjunto de datos, el estadístico empleado es la prueba de la t de student para una muestra para el contraste de hipótesis. Utilizando el programa SPSS 25.0, se obtuvo los siguientes resultados:

Cuadro 28. Prueba de Hipótesis para la concentración de Mercurio encontrada en el hígado (Zona Chorrillos y Ancón) de la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833.

Prueba para una muestra						
Valor de prueba = 0.50						
95% de intervalo de confianza de la diferencia						
	t	gl	Sig. (bilateral)	Diferencia de medias	Inferior	Superior
Tejido Hepático	-38,600	31	,000	-,3756375	-,395485	-,355790

Fuente. Elaboración propia.

Para las muestras de hígado, recolectadas en ambos puntos de muestreo (en conjunto), se obtuvo un $p < 0,05$, con lo cual se descarta la hipótesis nula (H_0), aceptándose la hipótesis alterna (H_a), concluyendo que las concentraciones de mercurio encontradas en el tejido hepático presentan una concentración menor a los Niveles Máximos establecidos por la FAO/OMS (0,5 mg/kg).

4.3 Análisis, Interpretación y Discusión de Resultados

Se evaluó la presencia de mercurio (Hg) en la especie marina *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833 “Pintadilla”, un pez marino bentónico, que prospera en la extensión geográfica que abarca desde Paita, Piura (Perú), hasta la Bahía Metri, ubicada en la Región de Los Lagos (Chile) (Reyes y Hüne, 2012; Vargas y Pequeño, 2001). Esta especie marina destaca por su desarrollo en las proximidades de la costa, hasta una profundidad de 40 metros (Reyes y Hüne, 2012), pudiendo desarrollarse en zonas rocosas (Kong y Castro, 2002). Esta particularidad del hábitat de esta especie, hace que, muestre una notable susceptibilidad a la contaminación derivada principalmente de las descargas domésticas e industriales que se vierten al mar, incluyendo casos de descargas clandestinas y sin tratamiento previo. Esto se observa específicamente en la zona de nuestro estudio, que comprende desde Chorrillos hasta Ancón, en la costa de Lima.

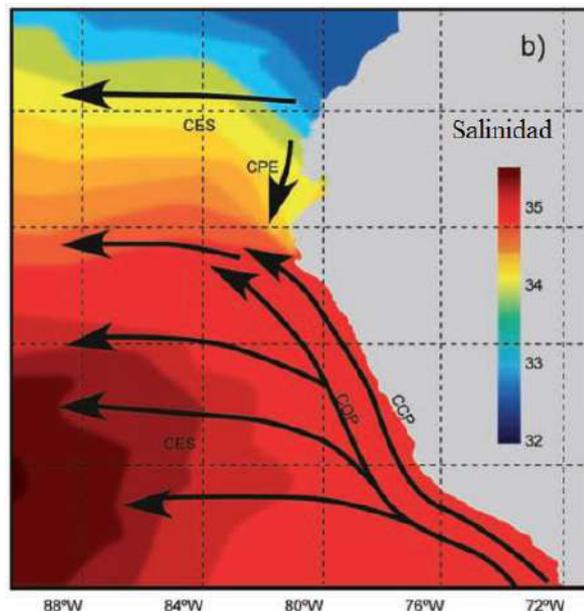
Se evaluó la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833 por ser un pescado que está incluida en la dieta de la población (aunque no es tan popular su consumo como en el caso del jurel o del bonito) siendo solicitado por restaurantes para la preparación de platos marinos (restaurantes tipo cevicherías y de comida criolla). Como se indicó líneas arriba, las muestras de “Pintadilla” se recolectaron de dos puntos de muestreo: El primero es el Mercado Pesquero Artesanal de Chorrillos y el segundo punto de muestreo es el Mercado Pesquero Artesanal de Ancón (Intervalo de tiempo comprendido desde setiembre 2018 hasta marzo 2019), donde básicamente la captura de la especie es realizada por pescadores artesanales (la hora de captura por lo general se da entre el mediodía y horas de la tarde, siendo adquirido fresco entre las 3 y 5 de la tarde).

La selección de los puntos (Chorrillos y Ancón) se basa en el criterio siguiente: La circulación de las corrientes superficiales marinas del Perú hacia el ecuador está formada por las siguientes corrientes marinas: La Corriente Costera Peruana (CCP), de aguas templadas y la Corriente

Oceánica Peruana (COP), de aguas más cálidas. Ambas corrientes se originan básicamente por el viento (Flores et al., 2003). La Corriente Costera Peruana (CCP) específicamente, se desplaza cerca de la costa, de sur a norte hasta la zona de Pimentel (Bayóvar - Piura) (Volpedo, 2001) aproximadamente sobre los 50 m de profundidad con velocidad promedio de 25 cm/s (Domínguez et al., 2011), entonces, ubicando el posicionamiento espacial, la CCP permitirá el desplazamiento de la masa de agua oceánica (de origen subantártico) de sur a norte (Chorrillos a Ancón), con todos los nutrientes que provienen desde los 200 ó 100 m de profundidad (base de la red trófica, rica en fitoplancton) (Volpedo, 2001). Pero no solo serán trasladados los nutrientes, sino también los aportes antropogénicos que se dan a lo largo de toda la costa comprendida en la zona de estudio. En la Figura 17 puede observarse el desplazamiento de la Corriente Costera Peruana (CCP), siendo esta corriente parte integrante de la Corriente Peruana de Humbolt.

Figura 17

Sistema de la Corriente del Perú (SCP) indicando la Corriente Costera Peruana (CCP).



Nota. Reproducida de Patrones de variabilidad ambiental en el mar peruano (p. 23), por Flores et al., 2013. *Revista Peruana de Biología*, 20(1). En el dominio público.

En la zona de estudio hay dos ríos que descargan sus aguas al mar: el río Rímac y el río Chillón, los que, a su vez, son los dos grandes aportantes de contaminación antropogénica (descargas domésticas, descargas industriales y eliminación de basuras), siendo los aportes de materia orgánica significativos, producto de descargas domésticas, trayendo como consecuencia una disminución de la concentración del oxígeno disuelto en el agua de los ríos que se descargan al mar (por consumo bacteriano) y abundante material suspendido de naturaleza orgánica e inorgánica (sedimentos de río). Adicional a esto, se pudo visualizar descargas de aguas residuales directamente al mar, sea por acequias o afloraciones que son utilizadas por la población como desagües ante la carencia de algunos servicios básicos. Durante este trabajo se pudo tomar nota de una caseta con bomba de descarga de agua residual al mar de Chorrillos (Coordenadas UTM: 18L 278538E 8653701N) y descargas residuales en la Playa Oquendo (Coordenadas UTM: 18L 266999E 8671368N). Complementando, en la Playa Oquendo se observó descargas residuales adicionales, pero ya no se pudo tomar nota de las coordenadas ni acceder directamente por la dificultad y peligrosidad de la zona, siendo la zona de Playa Oquendo un inmenso basural informal a cuyos alrededores, la presencia de asentamientos humanos hacen que la cuestión de salubridad pública sea bastante descuidada por el gobierno local.

Lo que caracteriza a Playa Oquendo y Playa Ventanilla (Zona La Pampilla), ambas cercanas a las desembocaduras del río Rímac y río Chillón, respectivamente, es el olor característico a desagües domésticos, lo que, cualitativamente nos da un indicio de niveles mayores de materia orgánica (desechos fecales y orgánicos) y la presencia de basuras, arrastradas por los cuerpos de agua de los ríos o por ser empleadas estas zonas como basurales. Se hace hincapié en la presencia de materia orgánica, bajas concentraciones de oxígeno disuelto en los cuerpos de agua, material particulado en suspensión porque estos factores facilitan la producción de metilmercurio (CH_3Hg) (AMAP & UNEP, 2019; Driscoll et al., 2013) sin estar ajenos a la presencia de bacterias reductoras de sulfato y hierro (AMAP &

UNEP, 2019; Driscoll et al., 2013; Gaona, 2004). En el análisis de agua de mar se realizó el parámetro pH (potencial de hidrógeno), que nos indica si la naturaleza del agua evaluada es ácida, básica o neutra, observándose que casi el total de muestras presentan pH mayores a 7 (naturaleza ligeramente básica), salvo el tercer muestreo en Playa Oquendo, que reportó un pH de 6,76 (que podría deberse a descargas propias del día). Por esto, vemos que la naturaleza del agua de mar en nuestra zona de estudio, tiene naturaleza ligeramente básica, lo que influye en la menor disponibilidad de mercurio elemental disuelto (AMAP & UNEP, 2019).

Con respecto a los niveles de mercurio encontrado en el agua de mar en los puntos de muestreo, los resultados son variables, mostrándose valores por encima de los Estándares de Calidad Ambiental del Agua (ECAs Agua) vigentes (MINAM, 2017), observándose que en Playa Ventanilla (Zona La Pampilla) durante todos los muestreos se reportó valores cuantificables, siendo el promedio de todos los muestreos de 0,0012 mg/l. No es interés de la tesis evaluar si los valores exceden o no los ECAs establecidos (El agua de mar es de la Categoría 4: Conservación del ambiente acuático Subcategoría E3: Ecosistemas costeros y marinos: Marinos y el ECA es de 0,0001 ppm (MINAM, 2017)), sino evaluar si son detectables y cuantificables. Según el equipo empleado, el nivel mínimo de detección es 0,0002 mg/l. En estos datos, la dificultad que se presenta en la evaluación de estos fue la presencia de valores menores al nivel mínimo de detección (<0,0002 mg/l), lo que, al calcular el promedio, puede mostrar sesgos significativos. Es práctica difundida que, para calcular el promedio, se tomen estos valores menores al nivel mínimo de detección como 0 (cero) o reportar el valor límite dividido entre 2 ($0,0002/2 = 0,0001$ mg/l) o entre $\sqrt{2}$ ($0,0002/\sqrt{2} = 0,000141$). Según Finkelstein y Verma (2001), propone un método donde estos sesgos son minimizados, el método de estimación de máxima probabilidad (MLE), que determina la media y desviación estándar para este grupo de datos. Una vez salvados estadísticamente los sesgos, evaluando los resultados se observa que se reportan medidas cuantificables de mercurio en agua de mar, presentándose un máximo valor de 0,0019 mg/l para el primer muestreo de Playa Ventanilla (Zona La Pampilla) (el mismo

punto que en todos los monitoreos presenta valores cuantificables) contrapuesto a la Playa Miramar (Ancón), que presenta las menores concentraciones de mercurio (en tres muestreos presentan valores menores al nivel mínimo de detección, es decir $<0,0002$ mg/l), con un promedio de $0,0004$ mg/l (se empleó el método de reemplazar los valores menores al nivel de detección por $0,000141$, no pudiendo emplear el método MLE debido a que con un solo valor cuantificable es imposible que se reporte una desviación estándar, dato necesario para el desarrollo del método). Se asume que la Playa Ventanilla (Zona La Pampilla) presenta mayores concentraciones de mercurio debido a la descarga del río Chillón (de acuerdo a lo expuesto líneas arriba) y a medida que el agua de mar es arrastrada al norte por la CCP, el efecto dilución minimiza estas concentraciones, lo que se evidencia en los resultados obtenidos en Playa Miramar (Ancón).

Evaluando los niveles de mercurio hallados en los sedimentos (arena de mar), también observamos valores menores al nivel mínimo de detección, que, en función al equipo empleado, es de $0,10$ mg/Kg. Todos los valores en conjunto son evaluados con el método de estimación de máxima probabilidad (MLE) (Finkelstein y Verma, 2001) tal como se evaluaron las muestras de agua de mar. Aquí también, lo importante es detectar y cuantificar los niveles de mercurio hallados en el sedimento, de acuerdo a las hipótesis planteadas. Cabe indicar que, en estos sedimentos, no hay normativa ambiental vigente ni ECA que los evalúe. Los Estándares de Calidad Ambiental para suelo (ECAs suelo), solo evalúan a los suelos agrícolas, suelos residenciales o suelo de parques y suelo de zonas comerciales, industriales o de actividades extractivas (MINAM, 2017). Esta norma considera que el ECA de mercurio para suelos residenciales/parques es de $6,6$ mg/Kg, lo que podría tomarse como “referencia”. Evaluando los resultados de la concentración de mercurio, observamos concentraciones bastante bajas en todos los puntos de monitoreo, resultando la Playa Miramar (Ancón) la que, en los cuatro muestreos desarrollados, todos presentan valores menores al nivel de detección ($0,10$ mg/Kg), concordante con la baja concentración presente en el agua de mar. La Playa Oquendo

viene a ser el punto de muestreo donde se observa que el 50% de los muestreos reportan valores mayores al límite de detección, aunque bajos, pudiéndose inferir que, podría ser la playa con índices (aunque bajos) mayores de mercurio con respecto a los demás puntos de muestreo. Por esto, los niveles de mercurio encontrados en los sedimentos son bastante bajos, obteniéndose un promedio general de la concentración de mercurio en todos los puntos de muestreo de 0,084 mg/kg, y además, la desviación estándar encontrada tenía un valor de 0,056 mg/Kg (Para este cálculo global se empleó el método MLE, no pudiendo ser aplicable para los puntos de muestreo de manera individual, con excepción de Playa Oquendo).

Con respecto a la especie de nuestro estudio *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833 "Pintadilla", se seleccionó el tejido hepático en nuestro estudio porque el hígado tiene la capacidad de acumular cantidades significativas de contaminantes del ambiente externo y este órgano tiene un rol muy importante en el almacenamiento, redistribución, descontaminación y modificación de sustancias contaminantes (Havelková et al., 2008) por esto, el hígado es un bioindicador de la contaminación del entorno de la especie. La elección del tejido muscular se justifica por ser la parte consumida principalmente por la población, constituyendo la porción "comestible" de la especie, por lo tanto, la cantidad de mercurio hallado en este tejido influye directamente en la salud de la población. Evaluando los resultados tanto en el tejido muscular (del cual se retiró las escamas, piel y espinas) y del tejido hepático, estos fueron mayores al nivel de detección del método de análisis, cuantificándose la concentración de mercurio en mg/kg (que en unidades es equivalente a $\mu\text{g/g}$) en base húmeda (la muestra con la humedad propia del tejido). Los valores, de por sí, indican la presencia de mercurio en los tejidos estudiados de la especie, lo cual, nos permite inferir la presencia de mercurio en el entorno marino o dentro del ecosistema donde se desarrolla la especie, siendo evidente que la "Pintadilla" al ubicarse en la zona intermedia de la red trófica, ya tiene un grado de bioacumulación, producto del consumo de especies inferiores en la red trófica, como pequeñas especies invertebradas (Moreno y Flores, 2002; Reyes y Hüne, 2012), siendo la dieta de esta especie básicamente carcinófaga, con un espectro trófico variable (Vargas et

al., 1999) además de consumir mayormente especies como crustáceos, también moluscos (Medina et al., 2004; Palma y Ojeda, 2002) y platelmintos (Moreno y Flores, 2002) además de consumir una alta diversidad de especies, entre las que podemos incluir a los poliquetos y equinodermos.

Evaluando los datos obtenidos en los tejidos analizados, se observa que para el tejido muscular, el promedio de todas las muestras obtenidas en el Mercado Pesquero Artesanal de Chorrillos es superior con respecto al promedio de todas las muestras obtenidas en el Mercado Pesquero Artesanal de Ancón, siendo las concentraciones de mercurio de 0,1296 mg/kg y 0,0587 mg/kg respectivamente, corroborado con la prueba de Mann-Whitney, concluyéndose que hay una diferencia significativa entre los promedios de las concentraciones de mercurio de las muestras obtenidas de los puntos de muestreo (Chorrillos y Ancón). Revisando los resultados, vemos que para el Punto de Muestreo de Chorrillos (Mercado Pesquero Artesanal de Chorrillos) el valor máximo obtenido para el tejido muscular de la "Pintadilla" es de 0,2632 mg/kg (en el cuarto muestreo) y el valor mínimo obtenido es de 0,0563 mg/kg (en el primer muestreo) encontrándose una diferencia de 0,2069 mg/kg, mientras en el Punto de Muestreo de Ancón (Mercado Pesquero Artesanal de Ancón) el valor máximo obtenido para el tejido muscular de la "Pintadilla" es de 0,1193 mg/kg (en el primer muestreo) y el valor mínimo obtenido es de 0,0273 mg/kg (en el segundo muestreo) encontrándose una diferencia de 0,0920 mg/kg. Además, evaluando los datos obtenidos para el tejido hepático, se puede decir que el promedio de todas las muestras obtenidas en el Mercado Pesquero Artesanal de Chorrillos es superior con respecto al promedio de todas las muestras obtenidas en el Mercado Pesquero Artesanal de Ancón, siendo las concentraciones de mercurio de 0,1459 mg/kg y 0,1028 mg/kg respectivamente, corroborado con la prueba t de student, concluyéndose que hay una diferencia significativa entre los promedios de las concentraciones de mercurio de las muestras obtenidas de los puntos de muestreo (Chorrillos y Ancón). Revisando los resultados obtenidos, vemos que para el Punto de Muestreo de Chorrillos (Mercado Pesquero Artesanal de Chorrillos) el valor máximo obtenido para la muestra de tejido hepático de

la "Pintadilla" es de 0,2694 mg/kg (en el cuarto muestreo) y el valor mínimo obtenido es de 0,0464 mg/kg (en el cuarto muestreo) encontrándose una diferencia de 0,2230 mg/kg, mientras en el Punto de Muestreo de Ancón (Mercado Pesquero Artesanal de Ancón) el valor máximo obtenido para la muestra de tejido hepático de la "Pintadilla" es de 0,1911 mg/kg (en el primer muestreo) y el valor mínimo obtenido es de 0,0488 mg/kg (en el segundo muestreo) encontrándose una diferencia de 0,1423 mg/kg.

Considerando los resultados presentados, podemos establecer cierta referencia con el trabajo de investigación de Cajaleón y Concepción (2018), los que reportaron un promedio general en tejido hepático y muscular combinado (en especies como caballa, cabrilla, liza, lorna y merluza) de 0,039 mg/Kg de mercurio en muestras recolectadas en los mercados de pescadores artesanales de Huacho y Chorrillos y la tesis de Ríos (2020) que, en el análisis del tejido muscular, reportó una concentración promedio de mercurio de 0,06 mg/kg en caballa; 0,07 mg/Kg en jurel y 0,11 mg/Kg en Lorna en muestras recolectadas en el Puerto de Huacho. Se toma como referencia debido a que las especies referenciadas tienen un hábitat diferente a la "Pintadilla", pero se observan que las concentraciones reportadas promedio tienen valores inferiores a 0,15 mg/kg de mercurio.

Evaluando los datos obtenidos en concentración de mercurio obtenido en los tejidos muscular y hepático, se puede inferir que, en los puntos de muestreo (Chorrillos y Ancón) las concentraciones de mercurio en el hígado son mayores a las concentraciones de mercurio en el músculo, aunque las especies muestreadas en Chorrillos presentan mayores niveles de mercurio en comparación a las recolectadas en Ancón, lo que corrobora el estudio de Baêta et al. (2006) desarrollado en la Bahía de Guanabara (Brasil) donde el mercurio total en el hígado de tres especies de peces (*Micropogonias furnieri*, *Bagre* spp., *Mugil liza*) fueron superiores a los encontrados en su tejido muscular y gónadas, las que, probablemente estén relacionadas con el papel que desempeña el hígado en términos de biotransformación de contaminantes, existiendo evidencias de que el hígado es el órgano preferido para la acumulación de mercurio. En el medio marino,

prácticamente todo el mercurio hallado en los músculos de los peces se encuentra en forma metilada (AMAP & UNEP, 2019; Hurtado, 2010; US EPA, 2001), sin embargo, la mayor parte del mercurio acumulado en los órganos internos, como el hígado, se presenta en forma inorgánica. Esto plantea la posibilidad de que el hígado de los peces pueda desempeñar un papel en la desmetilación del mercurio y en la captura de formas tanto orgánicas como inorgánicas de este metal en el organismo de la especie (Baêta et al., 2006; Hurtado, 2010). El mercurio, una vez que ingresa a la especie marina, se desplaza dentro del organismo unido a las proteínas del plasma sanguíneo, entonces, el metilmercurio (CH_3Hg) se difunde preferentemente en el tejido muscular, donde se une a sustancias proteicas ricas en cisteína (proteínas sarcoplasmáticas) (Havelková et al., 2008) mientras que, en el tejido hepático, la mayor parte del metilmercurio (CH_3Hg) que ingresa a este órgano, se desmetila (ruptura de enlaces covalentes del metilmercurio, perdiendo el mercurio al grupo metilo), pasando a la forma inorgánica (menos tóxica), donde el mercurio es almacenado y metabolizado (Baêta et al., 2006; Havelková et al., 2008). Por esto, en el tejido muscular, el Hg se presenta, casi en su totalidad, en su forma orgánica (metilmercurio (CH_3Hg)) mientras que en el tejido hepático la presencia de Hg, es en mayor parte, de naturaleza inorgánica (Havelková et al., 2008).

Dada la naturaleza del mercurio presente en los tejidos del pez, se evaluó si hay correlación, entre las concentraciones de mercurio hallado, entre el músculo y el hígado. Así, en el Punto de Muestreo de Chorrillos, se identificó mediante la prueba de correlación de Pearson una mediana correlación positiva, reportándose un valor de $r = 0,439$ y para el Punto de Muestreo de Ancón, se detectó, por medio de la prueba de correlación de Spearman, otra mediana correlación positiva, reportándose un valor de $r = 0,321$, aproximándose al límite de baja correlación establecido en 0,3 (Vinuesa, 2016). Para comparar las correlaciones obtenidas entre el músculo y el hígado de esta investigación, se compara, como una referencia, la investigación desarrollada en Bahía de Guanabara (Brasil). En esta, se identificó una correlación positiva alta, en especies marinas carnívoras,

reportándose un valor de $r = 0,91$, mientras en especies con dietas diferentes, como peces omnívoros e iliófagos, no se encontró correlación (Baêta et al., 2006). En nuestra investigación, considerando que la “Pintadilla” es una especie carnívora, encontramos que hay una relación positiva de mediana a baja en la concentración de mercurio entre el músculo y el hígado, pudiéndose atribuir esta situación a diversos factores que afectan la eficiencia de la acumulación de mercurio en los tejidos de la especie marina, tales como la madurez sexual, la sensibilidad estacional, la calidad del agua y la contaminación del entorno marino, entre otros factores. Se ha documentado que, en áreas altamente contaminadas, las mayores concentraciones de mercurio se encuentran predominantemente en el hígado de especies de peces depredadoras, mientras que, en zonas levemente contaminadas la concentración de mercurio en el músculo de los peces depredadores se incrementa, llegando a ser en algunos casos, mayor que la del tejido hepático (Havelková et al., 2008).

Al contrastar los resultados de las concentraciones de mercurio en los tejidos de la especie con los Límites Máximos establecidos por la FAO/OMS (0,5 $\mu\text{g/g}$ o 0,5 mg/kg), se evidencia que en ningún caso se supera este umbral, por lo cual, se deduce que, el consumo de la especie por parte de la población es seguro y no representa riesgos para la salud (Se indicó que los niveles máximos establecidos por la FAO/OMS en el CODEX STAN 193-1995 del año 2015 son las mismas establecidas por el SANIPES (RESOLUCIÓN DE DIRECCIÓN EJECUTIVA N° 057-2016-SANIPES-DE) y por la UE (Reglamento (CE) N° 1881/2006 de 19 de diciembre de 2006)). Si bien se evidencia que en ningún caso las muestras de tejido superan el Nivel Máximo establecido por la FAO/OMS, pero se confirma que hay mercurio en el músculo y en el hígado de la especie, lo cual, indica la capacidad de bioacumulación de la “Pintadilla” ya que los niveles de mercurio en el agua de mar y el sedimento (arena de mar) son bastante bajos y en muchos de los resultados mostraban niveles por debajo del límite de detección. Se indicó líneas arriba los factores que favorecen la metilación del mercurio, como la presencia de materia orgánica, material particulado tanto inorgánico como orgánico, ambientes microanóxicos dentro de este material

particulado, presencia de bacterias reductoras de azufre y hierro entre otros. Las zonas costeras de Lima sufren la incidencia de descargas residuales e industriales, muchas “clandestinas” (aunque con la puesta en funcionamiento en los últimos años de las PTAR Taboada y La Chira, se han disminuido estas descargas en aproximadamente un 70%) y las descargas del Río Rímac y Chillón cuyas aguas presentan niveles elevados de contaminación, los que aportan los medios para la biometilación del mercurio inorgánico. Esta forma de mercurio orgánico, es asimilado en las bases de la cadena trófica (fitoplancton) y a medida que se va ascendiendo la red trófica, las concentraciones de mercurio bioacumulado se va incrementando. Es así que la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833, al alimentarse de crustáceos, moluscos y platelmintos que se desarrollan cerca a la costa (hábitat de la especie en estudio) va incrementando la bioacumulación de mercurio, lo que se evidencia en las concentraciones de mercurio total presentes en el músculo y el hígado, a diferencia de las muestras marinas de agua y sedimento (entorno o ecosistema de la especie) que reportaron concentraciones bastante bajas de mercurio total. Haciendo una evaluación con respecto a los puntos de recolección de la especie en estudio, se evidencia que en el Punto de Muestreo de Chorrillos, las concentraciones de mercurio total encontradas tanto en el músculo y el hígado son mayores a las concentraciones de mercurio total encontradas para el Punto de Muestreo de Ancón, sin embargo, la relación tejido hepático/tejido muscular disminuye en el último punto de muestreo infiriéndose que la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833 de la zona de Ancón esta menos expuesta a factores contaminantes.

Para culminar esta evaluación cabe indicar que las muestras de agua, sedimento y de tejido (muscular y hepático) fueron analizadas junto con un material de referencia certificado (Estándar de concentración conocida en mercurio). En el caso del análisis de los tejidos de pescado, el material de referencia empleado es el Material de referencia DORM 4 Fish Protein Certified Reference Material for Trace Metals and other Constituents de la National Research Council de Canadá, que tiene como objetivo evaluar la exactitud y la reproducibilidad de los análisis desarrollados, tanto en la parte

de preparación como la parte del análisis instrumental. La concentración de mercurio total certificado en este estándar (Valor convencionalmente Verdadero) es de 0,412 +/- 0,036 mg/kg. Se informó que el porcentaje de recuperación de este estándar certificado, que fue realizado simultáneamente con las muestras de tejido, fue del 94,27%, situándose dentro del rango aceptable químicamente, que abarca del 85% al 115%. En el caso de las muestras de agua de mar y sedimento (arena de mar) fueron analizadas junto con patrones de control de concentración de 2 ppb (estándares certificados de mercurio de concentración 10 µg/l de la marca Imorganic Ventures que se diluyeron hasta la concentración solicitada). Con estos patrones empleados, se buscó corroborar la confiabilidad de los resultados instrumentales, además de asegurar la calidad de estos, donde la exactitud, la repetibilidad y la reproducibilidad son estadísticos a tenerse en cuenta, siendo los criterios de aceptación de estos patrones entre 90% al 110%. Los patrones que se corrieron junto con las muestras de agua y sedimento reportaron valores dentro de los criterios de aceptación establecidos.

CONCLUSIONES

La concentración de mercurio en el tejido muscular y hepático de la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833, que es la especie marina objeto del presente trabajo de tesis, obtenida durante el muestreo realizado entre setiembre 2018 hasta marzo 2019 presentó concentraciones cuantificables de mercurio para ambos puntos de muestreo (Chorrillos y Ancón).

La concentración de mercurio en el tejido muscular de la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833, obtenida durante el muestreo realizado en el intervalo de tiempo comprendido desde setiembre 2018 hasta marzo 2019 reportó valores promedio de 0,1296 mg/kg y 0,0587 mg/kg para los puntos de muestreo de Chorrillos y Ancón respectivamente (base húmeda).

La concentración de mercurio en el tejido hepático de la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833, obtenida durante el muestreo realizado en el intervalo de tiempo comprendido desde setiembre 2018 hasta marzo 2019 reportó valores promedio de 0,1459 mg/kg y 0,1028 mg/kg para los puntos de muestreo de Chorrillos y Ancón respectivamente (base húmeda).

Las concentraciones de mercurio total halladas en el agua de mar en la zona costera comprendida entre Chorrillos - Ancón, Lima, Perú, durante el muestreo realizado desde setiembre 2018 hasta marzo 2019, fueron para la Playa Ventanilla (Zona La Pampilla) con 0,0011 mg/l (más alta) y la Playa Miramar (Ancón) con 0,0004 mg/l (mas bajo) y en el caso de los sedimentos, las concentraciones de mercurio total fueron para la Playa Oquendo las más

altas mientras que en Playa Miramar (Ancón) presentó concentraciones de mercurio más bajas, siendo para el agua y el sedimento las concentraciones de mercurio bastante bajas en comparación a las encontradas en el músculo y el hígado de la "Pintadilla" *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833.

RECOMENDACIONES

Continuar con estudios similares a la presente investigación utilizando especies marinas bentónicas que se desarrollan cerca a la costa como el “Tramboyo” (*Labrisomus philippi*), “Pejesapo” (*Sicyases sanguineus*), “Cabrilla” (*Paralabrax humeralis*) entre otros.

Desarrollar estudios específicos con especies marinas determinando en que órgano de la especie existe una mayor bioacumulación de mercurio.

Desarrollar estudios de bioacumulación de mercurio en especies de niveles tróficos inferiores al de la “Pintadilla” *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833.

Evaluar en las desembocaduras de los ríos las concentraciones de materia orgánica, sulfatos (SO_4^{-2}), hierro disuelto, oxígeno disuelto, material particulado y bacterias sulforeductoras porque influyen en el proceso de biometilación del mercurio.

Determinar los niveles de selenio presentes en especies marinas para evaluar su efecto sobre el proceso de bioacumulación de mercurio

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- Aparicio, L. (2015). *El mercurio en la cuenca de Tambopata. Repercusiones en la Salud Humana y del ecosistema* [Tesis de Maestría, Universidad Nacional Agraria La Molina]. Repositorio Institucional Universidad Nacional Agraria La Molina. <http://repositorio.lamolina.edu.pe/bitstream/handle/UNALM/1164/T007356.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Arctic Monitoring and Assessment Programme, United Nations Environment Programme. (2013). *Technical Background Report for the Global Mercury Assessment 2013*. <https://www.amap.no/documents/download/1265/inline>
- Arctic Monitoring and Assessment Programme, United Nations Environment Programme. (2019). *Technical Background Report to the Global Mercury Assessment 2018*. <https://web.unep.org/globalmercurypartnership/technical-background-report-global-mercury-assessment-2018>
- Autoridad Nacional del Agua. (2016). *Protocolo Nacional para el Monitoreo de la Calidad de los Recursos Hídricos Superficiales (Resolución Jefatural N° 010-2016-ANA)*. <https://repositorio.ana.gob.pe/handle/20.500.12543/209>
- Baêta, P., Kehrig, H., Malm, O. y Moreira, I. (Agosto 2006). Total mercury and methylmercury in fish from a tropical estuary. En Kungolos, A., Brebbia, C., Samaras, C. y Popov, V. (Eds.). First International

Conference on Environmental Toxicology (pp. 183-192). Wessex Institute of Technology PRESS. <https://doi.org/10.2495/ETOX060181>

Baird, C. y Cann, M. (2014). *Química Ambiental* (2a ed.). Reverté S. A.

Baumann, Z., Jonsson, S. y Mason, R. (2019). Geochemistry of Mercury in the Marine Environment. *Encyclopedia of Ocean Sciences* (3ra Ed.). (Vol. 6, pp 301-308). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.11096-6>

Bishop, K., Shanley, J., Riscassi, A., de Wit, H., Eklöf, K., Meng, B., Mitchell, C., Osterwalder, S., Schuster, P., Webster, J. y Zhu, W. (2020). Recent advances in understanding and measurement of mercury in the environment: Terrestrial Hg cycling. *Science of the Total Environment*. 721, 137647. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137647>

Blesa, M. y Castro, G. (2015). *Historia natural y cultural del mercurio*. http://aargentinapciencias.org/wp-content/uploads/2017/10/libro_historia_natural_cultural_mercurio.pdf.

Bouroncle, A., Echegaray, M., y Chang, J. (1973). Contaminación Mercurial en la Fauna Marina. *Boletín de la Oficina Sanitaria Panamericana* 74(4). 290-301. <https://iris.paho.org/handle/10665.2/10834?locale-attribute=es>

Cajaleón, C., Concepción, D. (2018). *Determinación de la concentración de arsénico y mercurio por espectrofotometría de absorción atómica en peces procedentes del mar de Huacho y Chorrillos* [Tesis de pregrado, Universidad Inca Garcilaso de la Vega]. Repositorio Institucional Universidad Inca Garcilaso de la Vega. <http://repositorio.uigv.edu.pe/bitstream/handle/20.500.11818/2678/TE%20SIS%20CONSUELO%20CLOTILDE%20CAJALEON%20Y%20DARVIN%20OROLANDO%20CONCEPCION.pdf?sequence=3&isAllowed=y>

- Campos, D., Aguilar, A. y Cañedo- Apolaya, R. (2016). *Comparación de los hábitos alimenticios de Cheilodactylus variegatus (Valenciennes, 1833) "Pintadilla" en las zonas de pesca Islotes y Rivera en la localidad de Ancón durante el periodo de invierno 2016*. Lima- Perú [Poster]. Ponencia presentada en el V Congreso de Ciencias del Mar del Perú CONCIMAR, Chiclayo, Perú. <https://www.researchgate.net/publication/317549163> Comparacion de los habitos alimenticios de Cheilodactylus variegatus Valenciennes 1833 Pintadilla en la zonas de pesca Islotes y Rivera en la localidad de Ancon durante el periodo de invierno 2016 Lim
- Castillo, M. (Octubre- Diciembre, 2001). La amalgamación y Bartolomé de Medina. *Anales de la Real Sociedad Española de Química*, Segunda Época, 4, 43-49. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=1977158>
- Castro, P., y Huber, M. (2007). *Biología Marina* (6a ed.). Mc Graw Hill/ Interamericana de España S.A.U.
- Chacón, E., Castro, A., Montiel, A., Tejeda, J. y Elías, G. (2016). Mercurio en tiburón *Sphyrna lewini* y *Carcharhinus falciformis* del pacífico guatemalteco. *Ciencia, Tecnología y Salud*, 3(2), 109- 114. <https://digi.usac.edu.gt/ojsrevistas/index.php/cytes/article/view/116>
- Chang, V. (Noviembre 2010). La Pintadilla: El ABC de su pesca. *Revista Pesca*, 113(10/10), 74- 85. http://files.capturaylibera.webnode.mx/200000231-b582db67ca/revista_pesca_noviembre_2010.pdf
- Chen, C., Serrell, N., Evers, D., Fleishman, B., Lambert, K., Weiss, J., Mason, R. y Bank, M. (2008). Meeting Report: Methylmercury in Marine Ecosystems— From Sources to Seafood Consumers. *Environmental Health Perspectives*, 116(12), 1706- 1712. <https://doi.org/10.1289/ehp.11211>

- Chirichigno, N. y Vélez, J. (1998). *Clave para Identificar los Peces Marinos del Perú* (2a ed.). Instituto del Mar del Perú. <http://biblioimarpe.imarpe.gob.pe/handle/123456789/3327>
- Congreso Constituyente Democrático. (1993). *Constitución Política del Perú*. https://www.tc.gob.pe/tc/private/adjuntos/cec/publicaciones/publicacion/Compendio_Normativo.pdf.
- Cotton, F. y Wilkinson, G. (1969). *Química Inorgánica Avanzada*. Limusa-Wiley S.A.
- Cuvier, G. & Valenciennes, A. (1833). *Histoire Naturelle des Poissons*: Tome neuvième. A Paris. Bruxelles Librairie Parisienne. <https://ia800208.us.archive.org/7/items/histoirenaturell09cuvi/histoirenaturell09cuvi.pdf>
- Díaz, A. y Camejo, M. (Eds). (2015). *Epistemología y Educación: Articulaciones y Convergencias*. Espacio Interdisciplinario, Unidad de Comunicación de la Universidad de la República, Fondo de Cultura Universitaria. https://www.colibri.udelar.edu.uy/jspui/bitstream/20.500.12008/7586/1/epistemolog%c3%ada_y_educaci%c3%b3n.pdf
- Dibble, T., Zelig, M. y Mao, H. (2012). Thermodynamics of reactions of ClHg and BrHg radicals with atmospherically abundant free radicals. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 12(17), 10271–10279. <https://doi.org/10.5194/acp-12-10271-2012>
- Driscoll, Ch., Mason, R., Chan, H., Jacob, D. y Pirrone, N. (2013). Mercury as a Global Pollutant: Sources, Pathways, and Effects. *Environmental Science and Technology*, 47(10), 4967–4983. <https://doi.org/10.1021/es305071v>
- Domenech, X. y Peral, J. (2012). *Química Ambiental de sistemas terrestres*. Reverté S.A.

- Domínguez, N., Quispe, J. y Vásquez, L. (2011). Principales corrientes marinas frente a la costa peruana durante el 2008-2009. *Boletín Instituto del Mar del Perú*, 26(1-2), 39-48. <http://biblioimarpe.imarpe.gob.pe/bitstream/123456789/2159/1/Bol.%20vol.%2026-5.pdf>
- Duffus, J. (2002). "HEAVY METALS"—A MEANINGLESS TERM? (IUPAC Technical Report). *Pure and Applied Chemistry*, 74(5), 793- 807. <http://publications.iupac.org/pac/pdf/2002/pdf/7405x0793.pdf>
- Enger, E., y Smith, B. (2006). *Ciencia Ambiental Un estudio de interrelaciones*. (10a ed.). Mc Graw Hill/ Interamericana Editores, S.A. de C.V.
- Engstrom, D., Fitzgerald, W., Cooke, C., Lamborg, C., Drevnick, P., Swain, E., Balogh, S. y Balcom, P. (2014). Atmospheric Hg Emissions from Preindustrial Gold and Silver Extraction in the Americas: A Reevaluation from Lake-Sediment. *Environmental Science Technology*, 48(12), 6533 – 6543. <https://doi.org/10.1021/es405558e>
- Escobar, O. (2011). *Bioacumulación y biomagnificación de mercurio y selenio en peces pelágicos de la costa occidental de Baja California Sur. México* [Tesis Doctoral, Instituto Politécnico Nacional]. Repositorio Digital IPN. <https://www.repositoriodigital.ipn.mx/bitstream/123456789/16358/1/escobars2.pdf>
- Finkelstein, M. y Verma, D. (2001). Exposure Estimation in the Presence of Nondetectable Values: Another Look. *American Industrial Hygiene Association*, 62(2), 195-198. <https://doi.org/10.1080/15298660108984622>
- Fitzgerald, W. y Clarkson, T. (1991). Mercury and Monomethylmercury: Present and Future Concerns. *Environmental Health Perspect.* 96, 159- 166. <https://doi.org/10.1289/ehp.9196159>

- Fitzgerald, W., Lamborg, C., y Hammerschmidt, C. (2007). Marine Biogeochemical Cycling of Mercury. *Chemical Reviews*, 107(2), 641-662. <https://doi.org/10.1021/cr050353m>
- Flores, R., Espino, M., Luque, G. y Quispe, J. (2013). EL MEDIO AMBIENTE DEL JUREL (TRACHURUS MURPHYI) EN EL PERÚ. Patrones de variabilidad ambiental en el mar peruano. *Revista Peruana de Biología*, 20(1), 021-028. <https://revistasinvestigacion.unmsm.edu.pe/index.php/rpb/article/view/2630/2302>
- Flores, H. y Poblete, H. (2015). Primer registro de melanismo en *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833 (Perciformes, Cheilodactylidae). *Latin American Journal of Aquatic Research*, 43(3), 588-594. <https://scielo.conicyt.cl/pdf/lajar/v43n3/art21.pdf>
- Fraume, N. (2007). *Diccionario Ambiental*. Kimpres Ltda.
- Fu, X., Zhu, W., Zhang, H., Sommar, J., Yu, B., Yang, X., Wang, X., Lin, C. y Feng, X. (2016). Depletion of atmospheric gaseous elemental mercury by plant uptake at Mt. Changbai, Northeast China. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 16(20), 12861–12873. <https://doi.org/10.5194/acp-16-12861-2016>
- Gaona, X. (2004). *El mercurio como contaminante global. Desarrollo de metodologías para su determinación en suelos contaminados y estrategias para la reducción de su liberación al medio ambiente* [Tesis de Doctorado, Universitat Autònoma de Barcelona]. Tesis Doctorals en Xarxa. <https://www.tdx.cat/bitstream/handle/10803/3174/xgm1de1.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- García, J. y Sureda, T. (2001). La Ciencia: Un Enfoque Dialéctico-Materialista de su Devenir. *Revista Cubana de Investigación*

Biomédica, 20(4), 302-310. <http://scielo.sld.cu/pdf/ibi/v20n4/ibi11401.pdf>

Gia, P. (2015). *Niveles de mercurio en cinco variedades de pescados que más se expenden en el mercado municipal de Puerto Bolívar, Cantón Machala* [Tesis de Pregrado, Universidad Técnica de Machala]. Repositorio Digital UTMACH. <http://repositorio.utmachala.edu.ec/bitstream/48000/2872/1/CD000009-TRABAJO%20COMPLETO-pdf>

Gómez, E. (2018). *Distribución del mercurio total y metilmercurio (MeHg) y factores que afectan su ciclaje en los sedimentos superficiales del margen continental central del Perú* [Tesis de Maestro, Universidad Peruana Cayetano Heredia]. Repositorio Institucional Universidad Peruana Cayetano Heredia. https://repositorio.upch.edu.pe/bitstream/handle/20.500.12866/3761/Distribucion_GomezTorres_Edson.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Gonzales, A. (2012). PARÁMETROS BIOLÓGICO-PESQUEROS Y TALLA MÍNIMA DE CAPTURA DE *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes. *Informe Instituto del Mar del Perú*, 39(1- 2), 53- 60. <http://biblioimarpe.imarpe.gob.pe/bitstream/123456789/2207/1/Informe%2039%281-2%298.pdf>

Gustin, M., Bank, M., Bishop, K., Bowman, K., Branfireung, B., Chételath, J., Eckley, C., Hammerschmidt, C., Lamborg, C., Lyman, S., Martinez-Cortizas, A., Sommar, J., Tsz-Ki Tsui, M. y Zhang, T. (2020). Mercury biogeochemical cycling: A synthesis of recent scientific advances. *Science of the Total Environment*, 737(139619), 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139619>

Gworek, B., Bemowska-Kalabun, O., Kijeńska, M., y Wrzosek-Jakubowska, J. (2016). Mercury in Marine and Oceanic Waters - a Review. *Water*,

Air & Soil Pollution, 227(10), artículo 371.
<https://doi.org/10.1007/s11270-016-3060-3>.

Hanisch, C. (1998). Where is mercury deposition coming from?.
Environmental Science and Technology. 32(7), 176 A-179 A.
<https://doi.org/10.1021/es983470q>

Harris, D. (2007). *Análisis Químico Cuantitativo* (6a ed.). Reverté S.A.

Havelková, M., Dušek, L., Némethová, D., Poleszczuk, G. y Svobodová, Z.
(2008) Comparison of Mercury Distribution Between Liver and Muscle
– A Biomonitoring of Fish from Lightly and Heavily Contaminated
Localities. *Sensors*, 8(7), 4095-4109. <https://doi.org/10.3390/s8074095>

Hickman, C., Roberts, L. y Larson, A. (2000). *Principios Integrales de
Zoología* (4a ed.). Mc Graw-Hill/ Interamericana de España, S.A.U.

Hurtado, R. (2010). *Determinación de Mercurio Total en Hígado y Músculo
de tiburones provenientes de las Pesquerías de Sonora y Sinaloa,
México* [Tesis de Maestría, Universidad de Sonora]. Repositorio
Institucional UNISON. [http://www.repositorioinstitucional.uson.mx/
handle/unison/751](http://www.repositorioinstitucional.uson.mx/handle/unison/751)

Integrated Taxonomic Informatic System (ITIS). (2020), *ITIS Report:
Cheilodactylus variegatus Valenciennes in Cuvier and Valenciennes,
1833*. [https://www.itis.gov/servlet/SingleRpt/SingleRpt?search_topic=T
SN&search_value=645626#null](https://www.itis.gov/servlet/SingleRpt/SingleRpt?search_topic=T
SN&search_value=645626#null)

International Union of Pure and Applied Chemistry. (2018). *IUPAC Periodic
Table of the Elements*. [https://iupac.org/wp-
content/uploads/2018/12/IUPAC_Periodic_Table-01Dec18.jpg](https://iupac.org/wp-
content/uploads/2018/12/IUPAC_Periodic_Table-01Dec18.jpg)

Instituto del Mar del Perú (2010). *Informe Nacional sobre el Estado del
Ambiente Marino del Perú*. <http://cpps.dyndns.info/cpps-docs->

[web/planaccion/docs2010/oct/XVII_AG_GC/18.Contaminacion.marina.Informe.final.Peru.pdf](http://web.planaccion/docs2010/oct/XVII_AG_GC/18.Contaminacion.marina.Informe.final.Peru.pdf)

Instituto del Mar del Perú (2020). Informe Nacional de Perú sobre la Implementación del Convenio para la Protección del Medio Marino y la Zona Costera del Pacífico Sudeste (2018-2019). <http://cpps.dyndns.info/cpps-docs-web/planaccion/docs2020/enero2020/AG-GC/DocumentosGC/Peru%20%282020%29.pdf>

Jiskra, M., Sonke, J., Obrist, D., Bieser, J., Ebinghaus, R., Lund, C., Myhre, C., Pfaffhuber, K., Wängberg, I., Kyllönen, K., Worthy, D., Martin, L., Labuschagne, C., Mkololo, T., Ramonet, M., Magand, O. y Dommergue, A. (2018). A vegetation control on seasonal variations in global atmospheric mercury concentrations. *Nature Geoscience*, 11(4), 244-250. <https://doi.org/10.1038/s41561-018-0078-8>

Kong, I. y Castro, H. (2002). *Guía de biodiversidad N° 3: Peces. Volumen 1 Macro fauna y Algas Marinas*. Centro Regional de Estudios y Educación Ambiental – Universidad de Antofagasta. <http://intranetua.uantof.cl/crea/guia%20peces.pdf>

Lawrence, E. (2003). *Diccionario Akal de Términos Biológicos* (20a ed.). Akal S.A.

Llerena, T. y Mendiola S. (2019). *Concentración de mercurio en productos hidrobiológicos de mayor consumo en la población escolar de las Instituciones Educativas de Mollendo, Arequipa* [Tesis de Pregrado, Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa] Repositorio Institucional de la UNSA. <http://repositorio.unsa.edu.pe/handle/UNSA/9116>

Mamani, E. (2011). *Acumulación del mercurio en pejerrey (Basilichthys bonariensis): En hábitat norte del lago Titicaca*. (Publicación N° 659)

[Tesis Maestría, Universidad Nacional de Ingeniería]. Repositorio Institucional Universidad Nacional de Ingeniería.

Manahan, S. (2007). *Introducción a la Química Ambiental*. REVERTE EDICIONES, S.A. DE C.V.

Marcano, V., y Rose, A. (2001). Evaluación del contenido de mercurio en el pescado expendido en la ciudad de Mérida, Venezuela. *Revista de Ecología Latino-Americana*, 8(2), 15- 24.

Marvin-Dipasquale, M., Agee, J., McGowan, C., Oremland, R., Thomas, M., Krabbenhoft, D. y Gilmour, C.C. (2000). Methyl-mercury Degradation Pathways: A Comparison among Three Mercury-Impacted Ecosystems, *Environmental Science and Technology*, 34(23), 4908-4916. <https://doi.org/10.1021/es0013125>

Mason, R. (2008). Mercury Emissions from Natural Sources and their Importance in the Global Mercury Cycle. In R. Mason and N. Pirrone (Eds.). *Mercury Fate and Transport in the Global Atmosphere: Measurements, Models and Policy Implications* (pp. 130-144). <https://www.unep.org/es/node/17187>

Mason, R., Choi, A., Fitzgerald, W., Hammerschmidt, C., Lamborg, C., Soerensen, A., y Sunderland, E. (2012). Mercury biogeochemical cycling in the ocean and policy implications. *Environmental Research*, 119, 101–117. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2012.03.013>

Mason, R., y Fitzgerald, W. (1996). Sources, sinks and biochemical cycling of mercury in the ocean. En: Baeyens, W., Ebinghaus, R. y Vasiliev, O. (eds.): *Global and regional mercury cycles: Sources, fluxes and mass balances*. NATO ASI Series, 2. Environment - Vol. 21. (249-272). Dordrecht, The Netherland: Kluwer Academic Publishers. http://doi.org/10.1007/978-94-009-1780-4_12

- Mauricio, C. y Pérez, E. (2018). *Concentración de mercurio en pescados frescos comercializados en el terminal pesquero de Buenos Aires, Trujillo: Agosto – Setiembre, 2018* [Tesis de Pregrado, Universidad Nacional de Trujillo]. Repositorio Universidad Nacional de Trujillo. <https://dspace.unitru.edu.pe/bitstream/handle/UNITRU/11330/Mauricio%20Narciso%20C%c3%a9sar%20Andr%c3%a9.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Medina, M., Araya, M. y Vega, C. (2004). Alimentación y relaciones tróficas de peces costeros de la zona norte de Chile: Feeding and trophics relation ships of coastal fish off northern Chile. *Investigaciones Marinas*, 32(1), 33-47. <https://doi.org/10.4067/S0717-71782004000100004>
- Miller, J. y Miller, J. (2002). *Estadística y Quimiometría para Química Analítica*. Pearson Educación S.A.
- Ministerio del Ambiente. (2014). *Informe Nacional del Estado del Ambiente 2012 2013*. <http://sinia.minam.gob.pe/documentos/informe-nacional-estado-ambiente-2012-2013>
- Ministerio del Ambiente, (2015). *ESDA Estudio de Desempeño Ambiental 2003- 2013*. <http://www.minam.gob.pe/esda/>
- Ministerio del Ambiente. (2017). *DECRETO SUPREMO N° 004-2017-MINAM Aprueban Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua y establecen Disposiciones Complementarias*. <https://sinia.minam.gob.pe/normas/aprueban-estandares-calidad-ambiental-eca-agua-establecen-disposiciones>
- Ministerio del Ambiente. (2017). *DECRETO SUPREMO N° 011-2017-MINAM Aprueban Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Suelo*. <https://sinia.minam.gob.pe/normas/aprueban-estandares-calidad-ambiental-eca-suelo-0>

- Molina, J. y Rodrigo, M. (2014). *T. 5 - Pruebas no paramétricas*. Universidad de Valencia- Open Course Ware. http://ocw.uv.es/ciencias-de-la-salud/estadistica-ii/est2_t5.pdf
- Morales, G., (2017). Las ciencias ambientales. Una caracterización desde la epistemología sistémica. *Environmental Sciences. A characterization from the systemic epistemology*. *Nova Scientia*, 9 (1), 646-697. <https://www.researchgate.net/publication/317176924>
Las ciencias Ambientales Una caracterizacion desde la epistemologia sistémica Environmental Sciences A characterization from the systemic epistemology
- Moreno, M. y Flores, H. (2002). Contenido estomacal de *Cheilodactylus variegatus* Valenciennes 1833, *Pinguipes chilensis* Valenciennes 1833 y *Prolatilus jugularis* Valenciennes 1833 en Bahía de la Herradura, Coquimbo, durante primavera del 2001. *Gayana*, 66(2), 213-217. <https://doi.org/10.4067/S0717-65382002000200017>
- Ñaupas, H., Mejía, E., Novoa, E. y Villagómez, A. (2014). *Metodología de la investigación Cuantitativa – Cualitativa y Redacción de la Tesis* (4a ed.). Ediciones de la U.
- Obrist, D., Kirk, J., Zhang, L., Sunderland, E., Jiskra, M., Selin, N. (2018). A review of global environmental mercury processes in response to human and natural perturbations: Changes of emissions, climate, and land use. *AMBIO A Journal of the Human Environment*, 47(2), 116-140. <https://doi.org/10.1007/s13280-017-1004-9>
- Olivero, J., y Johnson, B. (2002). *El Lado Gris de la Minería del Oro: La Contaminación con Mercurio en el Norte de Colombia*. Universitaria.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Y Organización Mundial de la Salud (2015). *Codex Alimentarius. Normas Internacionales de los Alimentos. Norma General para los*

Contaminantes y las Toxinas presentes en los Alimentos y Piensos.
 CODEX STAN 193-1995.
http://www.fao.org/fileadmin/user_upload/livestockgov/documents/1_CXS_193_e.pdf

Organismo Nacional de Sanidad Pesquera. (2016). RESOLUCIÓN DE DIRECCIÓN EJECUTIVA N° 057-2016-SANIPES-DE Aprueban Manual “Indicadores Sanitarios y de Inocuidad para los Productos Pesqueros y Acuícolas para Mercado Nacional y de Exportación”. Publicado en El Peruano Diario Oficial N° 13719, del 27 de junio de 2016. Perú.
http://www.sanipes.gob.pe/normativas/15_R_DE_N_057_2016_A1.pdf

Organización Mundial de la Salud. (2017). *El Mercurio y la Salud*.
<http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs361/es/>

Orozco, C., Pérez, A., Gonzales, M., Rodríguez, F. y Alfayate, J. (2011). *Contaminación Ambiental: Una visión desde la Química*. Paraninfo.

Pacyna, E., Pacyna J., Sundseth, k., Munthe, J., Kindbom, K., Wilson, S., Steenhuisen, F. y Maxson, P. (2010). Global emission of mercury to the atmosphere from anthropogenic sources in 2005 and projections to 2020. *Atmospheric Environment*, 44 (20), 2487–2499.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.06.009>

Palma, A. y Ojeda, P. (2002). Abundance, distribution and feeding patterns of a temperate reef fish in subtidal environments of the Chilean coast: the importance of understory algal turf. *Revista Chilena de Historia Natural*, 75, 189-200. <http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2002000100018>

Parks, J., Johs, A., Podar, M., Bridou, R., Hurt Jr., R., Smith, S., Tomanicek, S., Qian, Y., Brown, S., Brandt, C., Palumbo, A., Smith, J., Wall, J., Elias, D. y Liang, L. (2013). The genetic basis for bacterial mercury

methylation. *Science*, 339(6125), 1332-1335.
<https://doi.org/10.1126/science.1230667>.

Paz, O. (2006). *Evaluación del mercurio en jurel proveniente de Mataraní, Vila Vila e Ilo en Arequipa* [Tesis de Maestro, Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa]. Repositorio Institucional de la UNSA. http://repositorio.unsa.edu.pe/bitstream/handle/UNSA/5647/QUMpaco_oa.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Patiño, C. (2008). *Concentración de mercurio en Atún Aleta Amarilla (Thunnus albacares) enlatado en agua y aceite* [Tesis de grado]. Instituto Tecnológico de Mazatlán.

Peru LNG S.R.L. (2016). *Guía de identificación de peces*. https://perulng.com/wp-content/uploads/2016/05/Guia_identificacion_peces.pdf

Petrucci, R., Herring, F., Madura, J. y Bissonette, C. (2011). *Química General. Principios y Aplicaciones Modernas* (10a ed.). Pearson Educación S.A.

Pezo, R., Paredes, H., y Bendayán, N. (1992). Determinación de metales pesados bioacumulables en especies ícticas de consumo humano en la amazonia peruana. *Folia Amazónica*, 4(2), 171- 181. <https://doi.org/10.24841/fa.v4i2.295>

Pirrone, N., Cinnirella, S., Feng, X., Finkelman, R., Friedli, H., Leaner, J., Mason, R., Mukherjee, A., Stracher, G., Streets, D. and Telmer, K. (2010). Global mercury emissions to the atmosphere from anthropogenic and natural sources. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 10(13), 5951–5964. <https://doi.org/10.5194/acp-10-5951-2010>

Piscoya, L. (2009). *Tópicos en Epistemología* (2a ed.). Fondo Editorial Universidad Inca Garcilaso de la Vega.

Pratt, K., Custard, K., Shepson, P., Douglas, T., Pöhler, D., General, S., Zielcke, J., Simpson, W., Platt, U., Tanner, D., Huey, L., Carlsen, M. y Stirm, B. (2013). Photochemical production of molecular bromine in Arctic surface snowpacks. *Nature Geoscience*, 6(5), 351–356. <https://doi.org/10.1038/ngeo1779>

Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Productos Químicos. (2005). *Evaluación Mundial sobre el Mercurio*. https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/12297/final_-_assessment-report-Nov05-Spanish.pdf?sequence=4&isAllowed=y

Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. (2018). *Evaluación Mundial sobre el Mercurio 2018 Principales Conclusiones*. https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/29830/GMAK_F_SP.pdf?sequence=6&isAllowed=y

Ramírez, A. (2014). *Presencia de mercurio en pescado fresco que se comercializa en el área metropolitana de Monterrey* [Tesis de Maestría, Universidad Autónoma de Nuevo León]. Repositorio Institucional Digital de la UANL. <http://eprints.uanl.mx/11428/1/1080215579.pdf>

Rayner- Canham, G. (2000). *Química Inorgánica Descriptiva*. (2a ed.). Pearson Educación S.A.

Reyes, P. y Hüne, M. (2012). *Peces del Sur de Chile*. 1ra ed. Santiago, Chile: Ocho Libros. https://www.researchgate.net/publication/275890486_Peces_del_Sur_de_Chile

Ríos, S. (2020). *Las operaciones de manipuleo influyen en la Contaminación del pescado fresco durante su desembarque en el Puerto de Huacho – 2015* [Tesis de Maestría, Universidad Nacional José Faustino

Sánchez Carrión]. Repositorio Institucional de la UNJFSC
<http://repositorio.unjfsc.edu.pe/handle/UNJFSC/3854>

Samaja, J. (2004). *Epistemología y Metodología: Elementos para una teoría de la investigación científica*. (3a ed.). Universitaria de Buenos Aires.

Sánchez, J. (2011). *Evaluación de la concentración de mercurio en diversas marcas de atún enlatado comercializadas en la ciudad de Cartagena de Indias* [Tesis de Maestría, Universidad Nacional de Colombia]. Repositorio Institucional UN.
<https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/9712>

Skoog, D., West, D., Holler, F., y Crouch, S. (2015). *Fundamentos de Química Analítica* (9a ed.). Cengage Learning Editores S.A. de C.V.

Smith, T., y Smith, R. (2007). *Ecología* (6a ed.). Pearson Educación S.A.

Steffen, A., Douglas, T., Amyot, M., Ariya, P., Aspmo, K., Berg, T., Bottenheim, J., Brooks, S., Cobbett, F., Dastoor., A., Dommergue, A., Ebinghaus, R., Ferrari, C., Gardfeldt, K., Goodsite, E., Lean, D., Poulain, A., Scherz, C., Skov, H., ... Temme, C. (2008). A synthesis of atmospheric mercury depletion event chemistry in the atmosphere and snow. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 8(6), 1445–1482.
<https://doi.org/10.5194/acp-8-1445-2008>

Terrazas, R. (2016). *Mercurio y Selenio en músculo e hígado de Carcharhinus falciformis y Sphyrna zygaena de la zona de Punta Lobos, Baja California Sur* [Tesis de Maestría]. Instituto Politécnico Nacional. <http://148.204.122.231/amon/productividad.php?id=6622&anio=2016&tipo=5&encabezado=Tesis>

Ullrich, S., Tanton, T. y Abdrashitova, S. (2001). Mercury in the Aquatic Environment: A Review of Factors Affecting Methylation. *Journal Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 31(3), 241-293. <https://doi.org/10.1080/20016491089226>

Unión Europea (2006). Reglamento (CE) N° 1881/2006 de 19 de diciembre de 2006 por el que se fija el contenido máximo de determinados contaminantes en los productos alimenticios. Publicado en Diario Oficial de la Unión Europea, del 20 de diciembre del 2006. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=celex%3A32006R1881>

United States Environmental Protection Agency. (1991). *Method EPA 200.3 "Sample Preparation Procedure for Spectrochemical Determination of Total Recoverable Elements in Biological Tissues. Revision 1.* Cincinnati, Ohio. <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/20017TYT.PDF?Dockey=20017TYT.PDF>

United States Environmental Protection Agency. (1994). *Method 245.1: Determination of Mercury in Water by Cold Vapor Atomic Absorption Spectrometry. Revision 3.0.* Cincinnati, Ohio. https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-08/documents/method_245-1_rev_3_1994.pdf

United States Environmental Protection Agency. (December 1996). *Method 3050B: Acid Digestion of Sediments, Sludges, and Soils, Revision 2.* Washington, DC. <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-06/documents/epa-3050b.pdf>

United States Environmental Protection Agency. (June 2001). *Mercury Update: Impact on Fish Advisories. EPA Fact sheet (Informe N° EPA-823-F-01-011).* <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/P1000QD9.PDF?Dockey=P1000QD9.PDF>

United States Environmental Protection Agency. (February 2005). *Method 245.7: Mercury in Water by Cold Vapor Atomic Fluorescence Spectrometry, Revision 2 (EPA-821-R-05-001).* Washington, DC.

https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-08/documents/method_245-7_rev_2_2005.pdf

Universidad de Granada. (2021). *Estadística. Practica 6: Contrastes de Hipótesis*. <http://wpd.ugr.es/~bioestad/guia-spss/practica-6/>

Vargas, M., Fuentes, P., Hernáez, P., Olivares, A. y Rojas, P. (1999). Relaciones tróficas de cinco peces costeros comunes en el área submareal del norte de Chile (20°11'- 20°20'S). *Revista de Biología Tropical*, 47(3), 601-604. <https://doi.org/10.15517/rbt.v47i3.19214>

Vargas, L. y Pequeño, G. (2001). Hallazgo de bilagai (*Cheilodactylus variegatus* Valenciennes, 1833), en la Bahía Metri en Chile: (Ostepchthyes: Cheilodactylidae). *Investigaciones Marinas* 29(2), 35-37. <https://doi.org/10.4067/S0717-71782001000200004>

Vinuesa, P. (2016). *Tema 8 - Correlación: teoría y práctica*. CGC-UNAM. https://www.ccg.unam.mx/~vinuesa/R4biosciences/docs/Tema8_correlacion.html

Volpedo, A. (2001). *Estudio de la morfometría de las sagittae en poblaciones de sciaenidos marinos de aguas cálidas del Perú y aguas templado-frías de Argentina*. [Tesis de Doctor, Universidad de Buenos Aires]. Biblioteca Digital Exactas UBA. https://bibliotecadigital.exactas.uba.ar/download/tesis/tesis_n3334_Volpedo.pdf

Wang, S., McNamara, S., Moore, C., Obrist, D., Steffen, A., Shepson, P., Staebler, R., Rasod, A. y Pratt, K. (2019). Direct detection of atmospheric atomic bromine leading to mercury and ozone depletion. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 116(29), 14479-14484. <https://doi.org/10.1073/pnas.1900613116>

Wathen, J. (2014). Mercury and Legacy Organic Compounds in Fish from U.S. Rivers – A National Perspective [Conferencia]. U.S. Environmental

Protection Agency 2014 National Forum on Contaminants in Fish. Alexandria, Virginia. <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-02/documents/2014proceedings.pdf>

Weinberg, J. (2010). *Introducción a la Contaminación por Mercurio para las ONG*. https://ipen.org/sites/default/files/documents/ipen_mercury_booklet-es.pdf

Yarto, M, Gavilán, A. y Castro, J. (2004). La contaminación por mercurio en México. *Gaceta Ecológica*, (72), 21-34. <https://www.redalyc.org/pdf/539/53907202.pdf>

Zamudio, J. (2012). *Epistemología y Educación*. Red Tercer Milenio. http://www.aliat.org.mx/BibliotecasDigitales/Educacion/Epistemologia_y_educacion.pdf