

**EVALUACIÓN DEL RIESGO AMBIENTAL ASOCIADO A METALES EN LOS
SEDIMENTOS DEL RÍO TUCUY EN EL DEPARTAMENTO DEL CESAR**

**JOSE ESTEBAN RAMIREZ FLOREZ
ENDER ROSADO DIAZ**

**UNIVERSIDAD POPULAR DEL CESAR
FACULTAD DE INGENIERÍA Y TECNOLÓGICAS
INGENIERÍA AMBIENTAL Y SANITARIA
VALLEDUPAR**

2019

**EVALUACIÓN DEL RIESGO AMBIENTAL ASOCIADO A METALES EN LOS
SEDIMENTOS DEL RÍO TUCUY EN EL DEPARTAMENTO DEL CESAR**

**JOSE ESTEBAN RAMIREZ FLOREZ
ENDER ROSADO DIAZ**

**PROYECTO DE GRADO PARA OPTAR POR EL TITULO DE INGENIERO
AMBIENTAL Y SANITARIO**

**DIRECTOR
LUIS HERNANDO MONTOYA ARMENTA**

**CO-DIRECTOR
JOSE MAURICIO PEREZ ROYERO**

**UNIVERSIDAD POPULAR DEL CESAR
FACULTAD DE INGENIERÍA Y TECNOLÓGICAS
INGENIERÍA AMBIENTAL Y SANITARIA
VALLEDUPAR**

2019

Nota de Aceptación

Presidente del Jurado

Jurado

Jurado

AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer en primer lugar a Dios, por ser mi guía y darme los dones necesarios para emprender con actitud resiliente los retos del día a día. Así mismo, agradecer a la base de todo, a mi familia, en especial a mis padres Almis José y Carmen Alicia, realmente este espacio se queda pequeño para expresar todo el sentimiento de gratitud que siento por ustedes, gracias por creer en mí, son mi motor de arranque y mi constante motivación en todo lo que hago, los amo. muchas gracias a mis hermanos Almis, Hugo y Rafael, gracias por estar a mi lado en todo momento y apoyarme en momentos difíciles, y un agradecimiento muy especial a mi hermana Elena, te has convertido en mi segunda madre, gracias por todo tu amor y por tu colaboración constante en todo mi proceso de formación.

Mis más sinceros agradecimientos a nuestro director de proyecto, el ingeniero Luis Montoya, quien con sus conocimientos, consejos y dedicación fue una pieza clave para que se pudiera desarrollar todo este trabajo. Sin duda alguna sus enseñanzas trascienden más allá del ámbito académico y dejan huellas positivas en mi vida profesional y personal, muchas gracias maestro Jedi

A mi compañero de proyecto, Jose Esteban, realmente no pude haber tenido una mejor compañía durante este proceso, gracias por aportarme confianza y por crecer juntos en este proyecto, muchas gracias amigo.

A la Universidad Popular del Cesar, por el apoyo y prestación de sus instalaciones para el desarrollo de la investigación. Al laboratorio de toxicología ambiental de la Universidad de Córdoba por su aporte, que fue crucial para realización este proyecto.

Gracias a todos de corazón...

Ender Rosado Díaz

AGRADECIMIENTOS

Deseo expresar mis más sinceros agradecimientos en primera instancia a Dios, por ser mi guía incondicional. De igual manera agradezco a toda mi familia, en especial a mis padres, Edinson Ramirez y Sol Maria Flores, sin su apoyo y sus deseos de verme avanzar esto no sería posible. Mis hermanos Edinson Ramirez y Maria Jose Ramirez, los cuales siempre estuvieron a mi lado dándome consejos y conocimientos. A Teresa Rumbo, gracias por tu compañía incondicional, siempre ha estado velando por el cumplimiento de mis metas. De verdad les agradezco por todo su amor y paciencia, son el pilar de mi vida.

Mis más sinceros agradecimientos a nuestro director de proyecto, Luis Montoya, quien con sus conocimientos, paciencia y sabiduría nos guio en la realización de esta investigación. No existen dudas de que su amistad trascenderá mas allá de lo académico, nos ha dejado una excelente imagen de lo que significa ser una excelente persona y profesional. Gracias por creer en nosotros. Ender Rosado, tu actitud y compañía indiscutiblemente tiene gran mérito en lo que hoy hemos logrado. Más que un compañero, te considero un gran amigo, por lo cual me siento muy satisfecho de vivir esta experiencia en la cual tuvimos la oportunidad de crecer.

Por último, pero no menos importante a la Universidad Popular del Cesar, porque ha sido nuestra alma mater durante estos últimos 5 años y la que me brindó la oportunidad de conocer a excelentes profesionales y amigos, este agradecimiento también es para ustedes. Igualmente le agradecemos al laboratorio de toxicología ambiental de la Universidad de Córdoba por su aporte en la investigación, este ha sido realmente importante para realización este proyecto.

Gracias a todos de corazón...

Jose Esteban Ramirez Florez.

TABLA DE CONTENIDO

INTRODUCCIÓN.....	11
1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	12
2. JUSTIFICACION.....	13
3. OBJETIVOS	14
3.1 OBJETIVO GENERAL	14
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	14
4. MARCO REFERENCIAL	15
4.1 ANTECEDENTES	15
4.2 MARCO TEORICO.....	19
4.2.1 Contaminación de sedimentos por metales pesados	19
4.2.2 Vías de entrada y origen de metales pesados en los cuerpos de agua.	19
4.2.3 Importancia de la granulometría de los sedimentos	20
4.2.4 Efectos de la exposición a metales pesados.....	22
4.2.5 Índices ambientales	27
4.3 MARCO CONCEPTUAL.....	31
4.4 MARCO CONTEXTUAL.....	33
4.4.1 Pendiente de los cauces y de la cuenca	34
4.4.2 Cobertura vegetal.	34
4.4.3 Suelos	35
4.4.4 Precipitación	35
4.4.5 Vertimientos.....	36
4.5 MARCO LEGAL	37
5. METODOLOGÍA.....	41

5.1. TIPO DE INVESTIGACIÓN	41
5.2. POBLACIÓN	41
5.3. MUESTRA.....	41
5.3.1. Selección de puntos de muestreo	42
5.4 TÉCNICAS E INSTRUMENTOS PARA LA RECOLECCIÓN DE INFORMACIÓN.....	43
5.5. DESARROLLO METODOLOGICO	44
5.5.1. TRABAJO DE CAMPO.....	44
5.5.1. Georreferenciación de puntos de muestreo	44
5.5.2. Recolección de muestras de sedimentos.....	45
5.5.3. Medición de parámetros fisicoquímicos <i>in situ</i>	46
5.6 TRABAJO DE LABORATORIO	46
5.6.1. Pretratamiento de muestras.....	46
5.6.2 Análisis granulométrico	48
5.6.3 Determinación de materia orgánica	48
5.6.4 Determinación de coliformes totales	49
5.6.4 Determinación de concentraciones de metales.....	49
5.6 TRATAMIENTO DE DATOS	50
5.6.1 Técnicas estadísticas.....	50
5.6.2 Cálculo de índices de contaminación en los sedimentos	50
6. RESULTADOS Y ANALISIS	57
6.1 Características de los sedimentos y la columna de agua	57
6.1.1 Caracterización fisicoquímica y microbiológica	57
6.1.2 Características granulométricas.....	59

6.1.3 Concentración de metales	60
6.1.3.1. Comparativa de la concentración de los sedimentos de fondo del río Tucuy con respecto a el ISQG en la norma ambiental canadiense y los valores de fondo de la NOAA estadounidense.....	68
6.2. Análisis estadístico.....	68
6.2.1. Correlación de Pearson	69
6.2.2. Análisis de componentes principales (ACP).....	72
6.3. Índices de contaminación ambiental.....	78
6.3.1 Factor de enriquecimiento (EF).....	78
6.3.2 Índice de carga contaminante (PLI)	79
6.3.3 Comparación con los valores TEC y PEC.....	81
6.3.4 Índice de riesgo ecológico potencial	82
6.3.5 Índices de toxicidad ERMQ y PELQ.....	83
CONCLUSIONES.....	85
RECOMENDACIONES.....	89
ANEXOS.	90
BIBLIOGRAFÍA.....	96

LISTA DE TABLAS

Tabla 1: Cobertura vegetal en la cuenca del río Tucuy.	34
Tabla 2: Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life	39
Tabla 3: Screening Quick Reference Table for Inorganics in Freshwater Sediment.	40
Tabla 4: Coordenadas de puntos de muestreo.....	44
Tabla 5: Valores de referencia del factor de enriquecimiento.	52
Tabla 6: Valores de referencia del índice por carga contaminante PLI.	52
Tabla 7: Valores de referencia TEC y PEC.	53
Tabla 8: Coeficientes de toxicidad Ti para metales pesados.....	54
Tabla 9: Riesgo ecológico potencial de metales pesados.	54
Tabla 10: Valores de referencia en ($\mu\text{g/g}$) de los índices ERM y PEL.	55
Tabla 11: Interpretación del índice de toxicidad ERMQ.	56
Tabla 12: Interpretación del índice de toxicidad PELQ	56
Tabla 13: Parámetros fisicoquímicos y microbiológicos en los puntos de muestreo.	58
Tabla 14: Granulometría de los sedimentos para los periodos de invierno y verano (2017 - 2018).	59
Tabla 15: Concentración de metales en sedimentos para los periodos de invierno y verano (2017 - 2018).	61
Tabla 16: Concentraciones de metales pesados (mg/kg) en sedimentos de diferentes ríos.....	64
Tabla 17: Correlación entre los parámetros analizados en sedimentos y agua para los periodos de invierno y verano (2017 - 2018).	71
Tabla 18: Varianza total explicada de los parámetros analizados en sedimentos y agua para los periodos de invierno y verano (2017 - 2018).	73
Tabla 19: Matriz de componentes rotados de los parámetros analizados en sedimentos y agua para los periodos de invierno y verano (2017 - 2018).....	74

Tabla 20: Factor de enriquecimiento para los periodos de invierno y verano (2017 - 2018).	79
Tabla 21: Índice de carga contaminante (PLI) para los periodos de invierno y verano (2017 - 2018)	80
Tabla 22: Comparativa de los valores TEC y PEC con las concentraciones registradas para el periodo de invierno y verano (2017 - 2018).	81
Tabla 23: Índice de riesgo ecológico potencial de las concentraciones registradas para el periodo de invierno y verano (2017 - 2018).....	82
Tabla 24: Índice de toxicidad ERMQ y PELQ de las concentraciones registradas para el periodo de invierno y verano (2017 - 2018).....	84

TABLA DE FIGURAS.

Figura 1: Concentraciones de Cd en sedimentos del río Rin y Main.	21
Figura 2: Ubicación geográfica del río Tucuy.	33
Figura 3: Precipitación media anual de la cuenca del río Tucuy.....	35
Figura 4: Puntos de muestreo del cauce principal del río Tucuy.	42
Figura 5: GPS-Garmin Etrex.....	44
Figura 6: Recolección de las muestras de sedimento en el cauce principal del río Tucuy.....	45
Figura 7: Pretratamiento de muestras.....	47
Figura 8: Tamizado de las muestras.....	47
Figura 9: Determinación del % de materia orgánica.....	49
Figura 10: Análisis de componentes principales basado en las correlaciones entre los Factor I y Factor II.	75
Figura 11: Análisis de componentes principales basado en las correlaciones entre los Factor I y Factor III.	76
Figura 12: Análisis de componentes principales basado en las correlaciones entre los Factor II y Factor III.	77

INTRODUCCIÓN

La contaminación de sedimentos de ríos por metales pesados es una problemática crítica a nivel nacional y regional (Costa Caribe), debido a que estos metales poseen propiedades de acumulación y peligrosidad, aun así, sigue siendo una de las temáticas con menor número de investigaciones a nivel local (de La Cruz et al., 2013). Estos metales en pequeñas cantidades pueden ejercer efectos positivos o negativos para los seres vivos, siendo algunos de estos esenciales para el hombre y la vida en general, pero al presentarse un leve incremento en sus concentraciones pueden llegar a causar efectos letales sobre los seres vivos (Carson et al, 1986)

El desconocimiento de los riesgos asociados a estos metales puede llegar a generar una serie de problemáticas de carácter ambiental y de salud pública, incrementando la biomagnificación como resultado de no degradarse a corto plazo por vía biológica ni química en la naturaleza, por lo que permanecen en el ambiente llegando a ser acumulados como iones o como integrantes de compuestos orgánicos en los organismos por largos períodos de tiempo (Huaranga, Méndez, Quilcat, & Huaranga, 2012).

La cuenca del río Tucuy se asienta en las áreas de jurisdicción de los municipios de Becerril y la Jagua de Ibirico, los cuales son ampliamente reconocidos por sus actividades económicas (mineras y agricultura), estas últimas señaladas en reiteradas ocasiones por su potencial capacidad de contaminación por metales, representando riesgos ambientales significativos en la región, los cuales pueden llegar a causar toxicidad y muertes por intoxicación a la biota de los cuerpos de agua y sus efluentes, además del peligro latente al que se encuentran expuestas las comunidades dependientes de estas fuentes hídricas. La evaluación de estos riesgos brindará la información necesaria para la formulación de una línea base que permitirá establecer medidas de mitigación y control de los efectos adversos sobre los factores bióticos de la zona afectada.

1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

En el departamento del Cesar, más precisamente en los municipios de la Jagua de Ibirico y Becerril, se encuentra la cuenca del río Tucuy, la cual tiene inmersa diversas actividades económicas como la minería de carbón a cielo abierto, la agricultura y la ganadería, además de diferentes cascos urbanos correspondientes a municipios y corregimientos. Dichas actividades han sido documentadas por diversas investigaciones como foco de contaminación por metales pesados; ya sea por vertimientos de aguas residuales, residuos sólidos y agroquímicos (fertilizantes, fungicidas, pesticidas, herbicidas) (Herrera et al., 2013; de La Cruz et al., 2013), o incluso por las aguas de escorrentía que transitan por minas abandonadas o activas, que al entrar en contacto con el material estéril, carbón fracturado y otros desechos mineros, transportan materia orgánica y metales pesados de origen geológico al cuerpo receptor, almacenándolos en los sedimentos del cauce de los ríos (Ministerio de Minas y Energía, 2015).

Estos metales debido a su incidencia toxicológica pueden desencadenar una serie de impactos como el envenenamiento o la toxicidad de los factores bióticos que componen al río y las poblaciones aledañas (Long et al., 1995; Violintzis et al., 2009). Sin duda alguna los posibles riesgos ambientales asociados con los MP producto de estas actividades pueden significar grandes impactos para la población de la región, situación la cual se puede agudizar dado a que actualmente el municipio de la Jagua de Ibirico cuenta con servicio de acueducto prestado por la empresa de servicios públicos de la Jagua de Ibirico “EMPUJAGUA”, la cual tiene la concesión de captación de agua sobre la corriente Tucuy- Sororia según la Resolución 864 del 18 de Octubre de 2005 (Consortio Calenturitas, 2016), por lo cual se debe desarrollar una línea base ambiental para promover la creación de estrategias y políticas públicas que conlleven a la conservación de la salud humana y la biodiversidad de la región.

2. JUSTIFICACION

Actualmente las investigaciones en materia de los impactos ocasionados por metales pesados en fuentes hídricas son de carácter exploratorio en la región caribe, razón por la cual los posibles riesgos ambientales que pueden generar este tipo de contaminante son completamente desconocidos. Dicha situación no es ajena al contexto actual del río Tucuy, por lo cual, la presente investigación busca evaluar los riesgos ambientales asociados a metales en el sedimento de fondo del río Tucuy, tanto para época de verano (estiaje) como para la época de invierno, mediante el uso de índices ambientales en diferentes puntos de muestreo a lo largo del cauce principal del río. Con lo anterior, se obtienen como resultado una base de datos de los puntos críticos de contaminación para cada metal pesado en cada una de las estaciones en estudio.

Esta investigación pretende obtener una línea base para la creación de nuevas políticas públicas y alternativas o estrategias de ingeniería que busquen la prevención, mitigación y corrección de los daños ambientales generados por los metales en el río, involucrando los intereses científicos, ambientales y sociales de la región. De igual forma, esta investigación adquiere relevancia en el marco de la formulación del POMCA del río Calenturitas, teniendo en cuenta que además de brindarle bases investigativas, estaría potenciando la generación de nuevas investigaciones de dichos metales en las diferentes cuencas de la costa Caribe.

Los resultados obtenidos en la investigación, sumado a las futuras medidas de prevención, mitigación y corrección, generarían una mejor calidad del recurso hídrico para la flora, fauna y comunidades que se abastecen de este río, además de las fuentes donde desembocan sus aguas, ofreciendo de esta manera un mayor bienestar social y ambiental.

3. OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GENERAL

Evaluar el riesgo ambiental asociado a metales en los sedimentos del río Tucuy en el departamento del Cesar.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Determinar la concentración de metales (Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn), las características fisicoquímicas y granulométricas del sedimento de fondo del río Tucuy, identificando las zonas críticas de contaminación.

Identificar la incidencia de los parámetros fisicoquímicos y granulométricos de los sedimentos sobre la concentración de metales.

Determinar el riesgo ambiental asociado a las concentraciones de metales en los sedimentos de fondos del río Tucuy, utilizando índices de contaminación (factor de enriquecimiento, índice de carga contaminante, concentración de efecto límite, concentración de efecto probable, índice de riesgo ecológico potencial y los índices de toxicidad ERMQ y PELQ).

4. MARCO REFERENCIAL

4.1 ANTECEDENTES

Los metales pesados son considerados una de las sustancias inorgánicas más relevante en el ambiente debido a su incidencia toxicológica tanto para los seres humanos como para la flora y fauna. Lo anterior ha sido foco de múltiples investigaciones a nivel nacional e internacional, muchas de estas enmarcadas en la sostenibilidad y gestión ambiental de cuerpos hídricos como ríos, lagos, estuarios, etc. A nivel nacional e internacional, entre las investigaciones más relevantes en esta temática se presentan las siguientes:

Montoya, L. (2013). Efectos de las crecidas en el transporte de material particulado y contaminantes asociados: aplicación al caso del río Oka (Urdaibai), País Vasco.

El objetivo principal de esta investigación fue estudiar los efectos de los eventos de crecidas en el transporte de material particulado y la degradación de la calidad fisicoquímica del agua y sedimentos en la cuenca del río Oka (España), durante los años hidrológicos de 2009 a 2012. Esta investigación realizó gran hincapié en la determinación del riesgo ambiental de estos metales presentes en los sedimentos de fondo, a partir del uso del factor de enriquecimiento, el índice de carga contaminante (PLI) y los índices de toxicidad ERMQ y PELQ.

De La Cruz, N., Alderete, Á., Laffón, S. (2013). Acumulación de metales pesados en sedimentos del ecosistema manglar en Laguna de Términos, Campeche, México.

Esta investigación determinó las concentraciones de Cadmio (Cd), Plomo (Pb) y Níquel (Ni) en sedimentos de manglares en el área de influencia Laguna de

Términos en el estado de Campeche, los resultados obtenidos permitieron señalar que en el sitio 4 se encontraron valores superiores a los permisibles para estos metales con 0,75 y 16,05 mg/kg de Cd y Pb respectivamente, mientras en el sitio 2, el Pb y Ni tienen las concentraciones más altas con 16,04 mg/kg y 82 mg/kg. Se concluyó que los niveles encontrados en los sedimentos señalan que los rellenos sanitarios y aguas residuales que se vierten a la laguna están impactando la concentración del Pb, las cantidades de este elemento que se encontraron representan riesgos de toxicidad para los organismos acuáticos como crustáceos, anélidos, peces y plantas. Aunque los niveles de toxicidad son tolerables, se advierte un aumento en las actividades humanas que utilizan estas áreas como vertederos. Como consecuencia toda la cadena trófica del ecosistema se puede ver afectada directa o indirectamente, generando pérdida de biodiversidad y una alteración de la dinámica de las especies en el ecosistema.

Herrera, J., Rodríguez, J., Coto, J., Salgado, V., Borbón, H. (2013). Evaluación de metales pesados en los sedimentos superficiales del río Pirro.

En esta investigación se determinó la concentración de Cd, Ag, Se, Sn, Ni, Cr, Cu, B, Zn, Hg, Ba, Pb, Mn, As y Al en los sedimentos superficiales del sector medio del río Pirro (Heredia, Costa Rica) mediante un análisis por espectrofotometría de absorción atómica. De los resultados obtenidos se infirió que la fracción más abundante en los sedimentos extraídos es la inorgánica (hidróxidos de hierro y manganeso, minerales de la arena y carbonatos), mientras que la fracción orgánica, compuesta por ácidos y materiales húmicos y biológicos como algas y bacterias floculadas, se encuentra en menor proporción. La naturaleza poco orgánica de los sedimentos y el pH del agua tienen una gran incidencia en la movilidad y biodisponibilidad de los metales pesados en la columna de agua, ya que al disminuir el contenido de material orgánico en el sedimento también se reduce su capacidad de acumular metales, quedando estos disponibles en disolución, lo cual facilita su transporte a lo largo del cauce.

Las concentraciones de estos elementos fueron muy elevadas para la mayoría de las sustancias analizadas en todos los puntos de muestreo seleccionados, su distribución no fue homogénea, ni presentó un patrón geográfico marcadamente definido, pudiéndose encontrar altos niveles distribuidos a lo largo del transecto estudiado, lo cual implica un alto riesgo de afectaciones adversas en la flora y fauna, además de la bioacumulación de estos metales a lo largo de la cadena trófica debido a su biodisponibilidad en la columna de agua.

Acosta, M., Montilla, J. (2011). Evaluación de la contaminación por cadmio y plomo en agua, suelo, y sedimento y análisis de impactos ambientales en la subcuenca del río Balsillas afluente del río Bogotá.

La investigación desarrolló como objetivo principal el evaluar la contaminación por cadmio y plomo en agua, suelo, y sedimento, para el desarrollo de alternativas técnicas que permitan minimizar los impactos producidos por las actividades económicas desarrolladas en la cuenca alta y media del río Balsillas, que en su proceso originen cadmio y plomo. Dentro de las principales conclusiones se encontró que la contaminación por metales pesados está trascendiendo del agua a los sedimentos.

Las concentraciones de Cadmio son relativamente bajas en los sedimentos cumpliendo con los rangos planteados. Para el caso de Plomo, se evidencia que el punto donde se encuentra mayor concentración de Plomo en sedimentos es el 1, posiblemente por presentarse en este punto el menor porcentaje de materia orgánica, que genera biodisponibilidad de metales pesados en los sedimentos, sumado al pH ácido que presentaron los sedimentos en la zona de estudio. En términos de normatividad se encontró que los niveles de cadmio sobrepasan los establecidos como máximos permisibles por la guía de calidad de suelos de Canadá, sin embargo, los niveles de plomo no sobrepasan los establecidos en la guía pero si los establecidos por la Unión Europea, la cual es más estricta.

Planas, M. (2010). Estudio sobre metales pesados en sedimentos en la cuenca del Jequetepeque.

El estudio se planteó con la finalidad de conocer el estado de los ríos de la cuenca del Jequetepeque, debido a la reciente aparición y expansión de la actividad minera en la región de Cajamarca, obteniendo como resultados un diagnóstico del estado de la cuenca y la identificación de la actividad minera como fuente de contaminación por metales pesados, debido a que se superó las concentraciones de efecto probable (PEC) para todos los metales evaluados en los sedimentos de los ríos que tienen contacto directo con la zona minera, igualmente se observó que el enriquecimiento de estos metales es mayor en estas zonas.

4.2 MARCO TEORICO

4.2.1 Contaminación de sedimentos por metales pesados

Los sedimentos pueden actuar como portadores y posibles fuentes de contaminación, producto del comportamiento de los metales pesados, los cuales no se quedan permanentemente en los sedimentos y son liberados a la columna de agua por cambios en las condiciones ambientales, tales como el pH, oxígeno disuelto, potencial redox o la presencia de quelatos orgánicos (Bhattacharij, 1987; Singh et al., 1999). Esta contaminación de los sedimentos puede ser generada por factores antropogénicos externos a los ríos, debido a que estos últimos son un importante depósito de materiales, elementos, compuestos y material biológico. Los metales pesados se pueden encontrar en exceso a causa de la contaminación generada por sustancias tóxicas provenientes de actividades humanas como lo son la minería, agricultura, ganadería, actividades industriales, saneamiento básico, entre otros; a través de vertimientos y emisiones que permiten la llegada de los contaminantes a los sedimentos del río, causando efectos tóxicos sobre los sistemas acuáticos (Esteves et al., 1996).

4.2.2 Vías de entrada y origen de metales pesados en los cuerpos de agua.

En los estudios realizados por (Rosas, 2005) en el río Anoja se afirma que los metales tienen tres vías principales de entrada en el medio acuático que son:

a) La vía atmosférica, se refiere a la sedimentación de partículas emitidas hacia la atmosfera por procesos naturales y/o antropogénicos, principalmente la combustión de combustibles fósiles y procesos de fundición de metales.

b) La vía terrestre, esta es producto de filtraciones de vertidos, de la escorrentía superficial de terrenos contaminados (minas, utilización de lodos como abono,

lixiviación de residuos sólidos, precipitación atmosférica, etc.) y otras causas naturales.

c) La vía directa, esta se refiere a los vertidos directos de aguas residuales industriales y urbanas a los cuerpos de agua.

En los sistemas acuáticos continentales (ríos, lagos, embalses, etc.), se reciben aportes de metales pesados tanto de origen natural como antrópico. Los procesos naturales que aportan metales al ambiente son fenómenos geológicos normales como la formación de menas, la meteorización, erosión de las rocas y la lixiviación. Los aportes de origen antrópico son consecuencia de la actividad humana, la mayoría procedentes de procesos desarrollados en la minería y en la industria (Codina & Perez, 1993). De esta manera se puede clasificar el origen de los metales, pero en la práctica la diferenciación entre una contaminación de origen minero, industrial o natural es difícil de discernir (Bhattacharij, 1987).

4.2.3 Importancia de la granulometría de los sedimentos

La concentración de metales pesados en los sedimentos no sólo depende de fuentes antropogénicas y litológicas, sino también del contenido de la materia orgánica, composición mineralógica, ambiente sedimentario y textura de los sedimentos. Por lo general los metales traza están asociados con las partículas pequeñas de estos materiales (Salomon & Förstner, 1984).

Esta tendencia es atribuida predominantemente a la adsorción, co-precipitación y complejación de metales en las capas superficiales de las partículas. Como es conocido, las pequeñas partículas tienen elevada área superficial con relación a su volumen y, por consiguiente, pueden retener altas concentraciones de metales. El área superficial específica de los sedimentos es dependiente de los parámetros granulométricos y la composición mineral (Singh et al., 1999). Por ello, muestras de sedimentos tomadas en puntos muy próximos, pueden presentar contenidos en

metales muy diferentes, siendo la textura del sedimento la principal responsable de tales discrepancias (Usero et al., 1997). Basados en esto, diversas investigaciones han identificado a los sedimentos finos como un importante factor para el transporte de contaminantes como los metales pesados (Ankers et al., 2003; Xiaoqing, 2003; Blake et al., 2003; Beck & Birch, 2011) pesticidas y microorganismos.

En la Figura 1, se presenta los resultados de un estudio realizado por (Forstner & Wittmann, 1982) en los sedimentos de los ríos Rin y Main para el metal cadmio. Se observa que el tamaño de la granulometría de los sedimentos juega un papel importante en la distribución del contenido de los metales pesados.

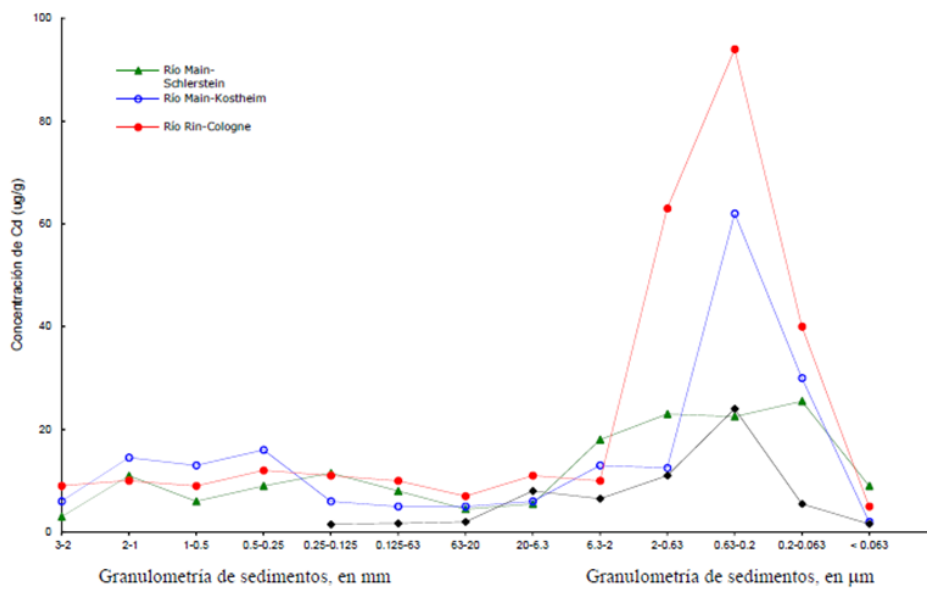


Figura 1: Concentraciones de Cd en sedimentos del río Rin y Main.

Fuente: (Forstner & Wittmann, 1982).

Varios autores admiten que, para poder comparar las concentraciones de metales pesados de distintas muestras, es preciso aplicar métodos de corrección que minimicen los efectos asociados a la granulometría de los sedimentos. La técnica de corrección más frecuentemente empleada consiste en, una vez realizada la separación mecánica, analizar sólo la fracción del sedimento con un tamaño inferior

a un determinado valor. Entre las fracciones que se pueden separar para realizar los análisis los autores Forstner & Wittmann (1982) recomiendan analizar la porción < 63 μm por las siguientes razones:

- ✓ Los metales traza de origen antropogénico se encuentran principalmente asociados a estas partículas.
- ✓ Existe una elevada relación entre los contenidos de elementos determinados en esta fracción y los que se encuentran en suspensión.
- ✓ La técnica de tamizado empleada para separar esta fracción no altera las concentraciones de metales de la muestra, siendo, además, rápida y sencilla.
- ✓ Son numerosos los estudios de metales pesados en sedimentos en la fracción < 63 μm , lo que permite una mejor comparación de los resultados obtenidos.

4.2.4 Efectos de la exposición a metales pesados

Debido a la alta toxicidad de los metales pesados (As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn), el impacto que pueden causar estos en el bienestar de los ecosistemas y la salud humana pueden ser alarmante. Dependiendo del tipo de metal o metaloide, se producen afecciones que van desde daños en órganos vitales hasta desarrollos cancerígenos (Combariza, 2009; Nava & Méndez, 2011).

Arsénico (As): La contaminación de fuentes hídricas subterráneas por arsénico es una grave amenaza para la humanidad, ya que el arsénico puede incorporarse con gran facilidad en la cadena alimenticia y favorecer su distribución de amplia difusión en todo el reino animal y vegetal (Mandal & Susuki, 2002; Rakib & Bhuiyan, 2014). Dependiendo de las condiciones físicas y químicas del ambiente, algunos compuestos de arsénico se pueden solubilizar fácilmente en el agua y, para posteriormente ser tomados por los microorganismos, dando lugar a altos niveles de biodisponibilidad (Tsai et al., 2009).

Debido a su toxicidad, la Organización Mundial de la Salud (OMS) considera perjudicial para el ser humano el consumo de agua con una concentración de arsénico superior a 10 mg L^{-1} . La arsenicosis o hidroarsenicismo crónico es una enfermedad que se presenta por elevadas concentraciones de (As) inorgánico y presenta diferentes afectaciones en la salud humana tales como problemas respiratorios, enfermedades cardiovasculares, gastrointestinales y efectos cancerígenos (pulmón, vejiga y piel) entre otras (Marruecos et al., 1993).

Cadmio (Cd): El cadmio es un metal pesado que puede ingresar por vía respiratoria o por vía oral, se transporta a la sangre y se concentra en el hígado y el riñón. El cadmio tiene la capacidad de bioacumularse en estos órganos vitales, lo que produce daños irreversibles incluso en bajas concentraciones. Además de esto, el tiempo de permanencia en estos órganos puede ser muy elevado, por lo que el tiempo de vida media del cadmio en el riñón puede alcanzar los 30 años (Reyes et al., 2016). Al cadmio es reconocido como uno de los metales pesados con mayor tendencia a acumularse en las plantas. Esta causa severos desequilibrios en los procesos de nutrición y transporte de agua en las plantas (Singh & Tewari, 2006).

Cromo (Cr): Para Rinehart & Gad (1986) y Chávez (2010), los efectos tóxicos del Cr^{3+} son menores a los del Cr^{6+} (cancerígeno), ya que éste puede ocasionar manifestaciones agudas y crónicas en las personas que hayan estado en contacto directo. El consumo produce un cuadro gastrointestinal en forma de vómitos, dolores abdominales, diarreas y hemorragias intestinales. Se han descrito casos de muerte, por colapso cardiocirculatorio; si el paciente sobrevive, puede aparecer una insuficiencia renal aguda. La principal vía de eliminación es la renal (80%).

La vía de absorción cutánea es de más fácil acceso al organismo, frente a lo cual cabe destacar el cuadro patológico de la dermatitis alérgica de contacto. En esta los compuestos de Cr^{6+} penetran en la piel con mayor rapidez que los compuestos de Cr^{3+} ; la penetración de los cromatos aumenta con el incremento de pH dependiendo de la naturaleza del anión y la integridad de la epidermis que forma la barrera más

importante para la absorción de estos productos, ya que la piel y sus componentes facilitan la reducción de los cromatos y el Cr^{3+} se une fuertemente (Rinehart & Gad, 1986).

Se ha comprobado que se acumulan en muchas especies acuáticas, especialmente en peces que se alimentan del fondo, como el bagre (*Ictalurus nebulosus*), en los bivalvos, como la ostra (*Crassostrea virginica*), el mejillón azul (*Mytilus edulis*) y la almeja de caparazón blando (Chávez, 2010).

En los suelos, el Cr^{3+} es relativamente inmóvil debido a su gran capacidad de adsorción en los suelos, pero el Cr^{6+} es muy inestable. Las reacciones redox afectan la biodisponibilidad y la toxicidad del mismo. La oxidación puede ocurrir en presencia de óxidos de Fe y Mg, en suelos frescos y húmedos (anaeróbicos) y en condiciones levemente ácidas. La reducción puede ocurrir en presencia de sulfuros y Fe (II) (condiciones anaeróbicas) y se acelera en presencia de materia orgánica. Debido a esta razón, aunque el Cr^{3+} (en muy bajas dosis) constituye un microelemento esencial en los animales, el Cr^{6+} es no esencial y tóxico en concentraciones bajas; por lo cual deben controlarse las actividades antrópicas que liberan Cr^{3+} (Chávez, 2010).

Cobre (Cu): El sulfato de cobre es uno de los principales compuestos utilizados como pesticidas, debido a que las sales de cobre poseen efectos fungicidas y algicidas (Repetto & Sanz, 2012). La exposición aguda por consumo del sulfato de cobre puede producir necrosis hepática y muerte. (Ramakritinan et al., 2012). Dentro de los efectos de intoxicación por cobre encontramos: hemólisis letal en vacas lecheras a dosis de 38 mg kg^{-1} PV. El ganado ovino es la especie más sensible a este tipo de intoxicación, tolera apenas 25 mg kg^{-1} PV. Según Tanto en los casos agudos como en crónicos la mortalidad se acerca al 100% (Bilandžić et al., 2012; International Cadmium Association, 2018).

No existe evidencia de efectos cancerígenos del cobre o sus compuestos por ninguna vía de exposición. Puede generar diversas alteraciones como: anemia hipocrómica, disminuye la tasa de crecimiento, diarreas, cambios de coloración del pelo o de lana, ataxia neonatal, alteración del crecimiento, infertilidad temporal e insuficiencia cardiaca (Dhir & Kumar, 2010; Garcia et al., 2012).

Níquel (Ni): Una gran cantidad de níquel liberada al ambiente termina generalmente en los suelos o sedimentos en donde se adhiere fuertemente a partículas que contienen hierro o manganeso. Las condiciones de pH bajos favorecen la movilización del níquel en el suelo y facilitan su filtración hacia el agua subterránea. Hay estudios que demuestran que algunas plantas pueden incorporar y acumular níquel. Sin embargo, se ha demostrado que el níquel no se acumula en pequeños organismos que habitan terrenos tratados con lodo ricos en níquel (ATSDR, 2005).

En pequeñas cantidades el níquel es esencial, pero cuando es ingerido en altas proporciones puede llegar a ser peligroso para la salud humana. La exposición a éste provoca afecciones en la piel cuando se produce el contacto con agua contaminada, al igual que mareos, embolia de pulmón y fallos respiratorios. También provoca defectos de nacimiento, asma, bronquitis crónica, desórdenes del corazón, reacciones alérgicas como son erupciones cutáneas y está asociada a diversos tipos de cáncer de pulmón, nariz, laringe y próstata (Rodríguez, 2017).

Plomo (Pb): Cuando el plomo es liberado al aire, puede ser transportado largas distancias para luego depositarse en el suelo, posteriormente de acuerdo a condiciones como la lluvia puede ser arrastrado hacia aguas superficiales, acumularse en los sedimentos o ser absorbido por las plantas e introducirse en la cadena alimentaria. Aunque el plomo elemental no se disuelve en agua, sus formas orgánicas si lo hacen, ocasionando que el plomo proveniente de minería, puedan llegar a contaminar fuentes hídricas de consumo humano o irrigación de terrenos.

En los niños la presentación más severa de la intoxicación con plomo es la encefalopatía aguda por plomo, la cual se caracteriza por presencia de vómito, apatía, comportamiento extraño, pérdida de capacidades ya desarrolladas, ataxia, incoordinación, convulsiones, alteraciones sensitivas y otras alteraciones derivadas del incremento en la presión intracraneana. Este cuadro clínico se presenta cuando los niveles sanguíneos de plomo superan los 100 ug/dL, especialmente en pacientes de 1 a 3 años (Goldfrank et al., 2006).

En los adultos los síntomas van a depender de los niveles en sangre. Los cuadros agudos pueden corresponder a exposiciones severas, menores a un año en las cuales los síntomas aparecen y se agudizan en un periodo promedio de 6 semanas, caracterizándose por cólico, hepatitis, pancreatitis, anemia hemolítica y encefalopatía, la cual aparece cuando los niveles superan los 150 ug/dL y se manifiesta como convulsiones, obnubilación, alteraciones motoras focales, papiledema, cefalea y neuritis óptica. Estos niveles se asocian con un elevado riesgo de parálisis neurológica periférica y nefropatía (Gidlow, 2004; Combariza, 2009).

En los casos de intoxicación moderada con niveles mayores a 80 ug/dL se presentan síntomas neurológicos como cefalea, alteraciones de memoria, insomnio, disminución de la libido, neuropatía motora periférica caracterizada por cansancio y adormecimiento de los miembros inferiores, parestesias e hiperreflexia. Se presentan también síntomas gastrointestinales como sabor metálico, dolor abdominal, disminución de apetito, pérdida de peso y constipación (Goldfrank et al., 2006).

Zinc (Zn): A pesar de que el zinc es uno de los elementos necesarios para el mejoramiento de la salud humana, este en exceso puede producir problemas neurológicos que incluyen entumecimiento y debilidad en los brazos y las piernas (NIH, 2016). En el ambiente no se tiene un 100% de certeza de los impactos que

este elemento genera sobre el ambiente cuando se encuentran en altas concentraciones. Es ampliamente conocido que, en las zonas altamente mineralizadas, el ambiente tiene una gran capacidad de adaptación a altas concentraciones de este mineral, pero en otras zonas (Suelos), esto no ocurre (Wolley, 2008). Lo que permite afirmar que la capacidad de fijación del metal y de reducción de la concentración del metal absorbido por un organismo la cual puede ser tóxica para el medio, no ocurre en todos los medios. Debido a esta razón se puede afirmar que el zinc puede o no ser tóxico, esto depende del medio en el que se encuentre y las características que esté presente (Van Assche & Green, 2006).

4.2.5 Índices ambientales

Los índices ambientales son herramientas matemáticas los cuales tienen como objetivo el facilitar el entendimiento del estado del ambiente, a partir de la toma de valores de las diferentes variables o parámetros físicos, químicos y biológicos de la zona de estudio.

Factor de enriquecimiento

El factor de enriquecimiento es un índice que tiene como finalidad la identificación y cuantificación de la intervención humana en los ciclos naturales de los elementos a evaluar, este se basa en la premisa de que en los sedimentos existe una aproximación geoquímica en la cual se supone una relación lineal entre un elemento de referencia o normalizador y el elemento a evaluar, siempre y cuando este bajo condiciones de sedimentación natural (Planas, 2010).

En el factor de enriquecimiento se considera que si la concentración del elemento de referencia varía con respecto a un factor ambiental, la concentración de los elementos a estudiar variará también con respecto al mismo factor, debido a que

presentan una geoquímica similar por ser metales traza. Según Planas (2010), es preferible que el elemento de referencia cumpla algunos requerimientos incluyendo:

- ✓ Existencia en los sedimentos a altas concentraciones.
- ✓ Encontrarse libre de contaminación de origen antropogénico
- ✓ Ser fácilmente determinable con un número elevado de técnicas analíticas.
- ✓ No haber sido contaminado durante la recogida de muestras.

Índice de carga contaminante (PLI)

El índice de carga contaminante PLI (siglas en inglés de Pollution Load Index) es una herramienta comparativa para evaluar el nivel de contaminación por metales pesados, la cual ha sido utilizada por diversos autores como (Montoya, 2013; Varol, 2011). El PLI se propone como un sistema estandarizado para la detección de la contaminación, que permite una comparación de los niveles de contaminación entre diferentes sitios (Angulo, 1996), a partir de los factores de contaminación correspondientes a cada metal estudiado.

Comparación de los valores de concentración de efecto límite (TEC) y concentración de efecto probable (PEC)

Para la clasificación de los sedimentos en función de sus posibles efectos, estos índices fueron propuestos por MacDonald. et al. (2000), quienes desarrollaron una guía basada en consenso para valores de Concentración de Efecto Límite (TEC) y Concentración de Efecto Probable (PEC) para sedimentos de agua dulce. El primero identifica concentraciones por debajo del cual no se esperan efectos biológicos adversos para el medio, mientras que el segundo (PEC) sugiere las concentraciones por encima del cual los efectos biológicos adversos pueden ser frecuentes.

Índice de riesgo ecológico potencial.

El método de índice de riesgo ecológico potencial (PERI) fue propuesto por el científico sueco (Hakanson, 1980), como un método de índice utilizado para evaluar cuantitativamente el potencial de los peligros ecológicos generados por metales pesados en los sedimentos según las características de los metales pesados y su comportamiento ambiental. Debido a que considera la toxicidad de los metales pesados, este método ha sido ampliamente utilizado para evaluar los impactos ecológicos generados por los metales pesados en los sedimentos de ríos, lagos, embalses y zonas intermareales (Song et al., 2015; Guo et al., 2010).

Índices de toxicidad ERMQ y PELQ

Las concentraciones de toxicidad ERM (effects range median) y PEL (probable effect level), indican respectivamente los efectos de rango medio y el nivel de efecto probable sobre la biota en el sedimento. Estas concentraciones han sido diseñadas para evaluar la toxicidad de los sedimentos en los diferentes puntos de muestreo de una cuenca y así determinar los impactos producto de las contribuciones antropogénicas sobre el medio acuático (Montoya, 2013). Los valores (ERM o PEL) representan concentraciones límites, que al ser superadas indican que es probable que se produzcan efectos adversos sobre la biota (Violintzis et al., 2009). La principal diferencia entre ERM y el PEL, es que este último valor se determinó al utilizar efectos sin datos de estos; mientras el ERM se basa solo en los datos de efectos (Roach, 2005).

Los índices de toxicidad ERMQ y PELQ, que parten de las concentraciones límites ERM y PEL respectivamente, se consideran herramientas útiles para reducir la valoración de una gran cantidad de contaminantes en un solo número. De esta manera se evalúan de riesgos a los cuales está expuesta la biota en los diferentes puntos de muestreo. Una de las limitaciones que presenta estos índices es que este

no considerar todos los productos químicos presentes en los sedimentos, sino solo aquellos incluir en la lista que son: Ag, As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb y Zn (Long et al., 1995; Violintzis et al., 2009).

4.3 MARCO CONCEPTUAL

Amenaza: Peligro Inminente.

Amenaza potencial: Proceso mediante el cual se determina un peligro o amenaza que comprometa la calidad del agua, aire o suelo el cual pone en riesgo a la salud del ser humano y a la biodiversidad como consecuencia de la exposición a fuentes contaminantes del ambiente en un lugar y tiempo determinado como consecuencia de actividades de origen natural o antropogénico.

Biodisponibilidad: Disponibilidad de los metales pesados para captado por un ser vivo. Este concepto se encuentra íntimamente relacionado con las condiciones fisicoquímicas del ambiente, que determinan la especiación y por lo tanto la concentración de metal libre y lábil.

Biota: Conjunto de flora y fauna de una región.

Cuenca hidrográfica: Es el espacio que recoge el agua de las precipitaciones pluviales y, de acuerdo con las características fisiográficas, geológicas y ecológicas del suelo, donde se almacena, distribuye y transforma, proporcionando a la sociedad humana el líquido vital para su supervivencia y los procesos productivos asociados con este recurso, así como también donde se dan excesos y déficit hídricos, que eventualmente devienen en desastres ocasionados por inundaciones y sequías.

Exposición: Es el contacto de una población o individuo o biota con un agente físico o químico crítico, se debe, por lo tanto, encontrar los puntos de exposición.

Escenario de exposición: Es el área física que comprende el área geográfica en riesgo.

Evaluación del riesgo ambiental: Es el proceso mediante el cual se determina si existe una amenaza potencial que comprometa la calidad del agua, aire o suelo, poniendo en peligro la salud del ser humano como consecuencia de la exposición a todos los productos tóxicos presentes en un sitio, incluyendo aquellos compuestos tóxicos presentes que son producto de actividades industriales ajenas al sitio o cualquier otra fuente de contaminación, y define un rango o magnitud para el riesgo.

Peligro ambiental: Cualquier propiedad, condición o situación, de una sustancia o de un sistema (Instalación, equipo, etc.), que pueda ocasionar daño.

Posibilidad: Se usa como descripción general de la probabilidad o la frecuencia.

Probabilidad: Medida de la oportunidad de ocurrencia expresada como un número entre 0 y 1.

Riesgo: Combinación de la probabilidad o frecuencia de la ocurrencia de un determinado peligro y la magnitud de sus consecuencias.

Riesgo Ambiental: Se define como la probabilidad de ocurrencia que un peligro afecte directa o indirectamente al ambiente y a su biodiversidad, en un lugar y tiempo determinado, el cual puede ser de origen natural o antropogénico.

Ruta de exposición: Es la trayectoria que sigue un contaminante desde la fuente de emisión hasta el cuerpo receptor identificado como potencialmente expuesto.

STARD: Sistema de tratamiento de aguas residuales domésticas.

Valoración del riesgo: Proceso de identificación, análisis y evaluación del riesgo.

4.4.1 Pendiente de los cauces y de la cuenca

La pendiente del cauce y de la cuenca varía significativamente según las diferentes zonas de la cuenca del río Tucuy, debido a las irregularidades y ubicación del terreno. Mas precisamente la pendiente del cauce en el río Tucuy alto es del 4,9%, en Tucuy bajo es del 0,19% y en el río Sororia es del 6,99%; y la pendiente de la cuenca en el Tucuy alto es del 35,73%, del río Sororia es del 40,65% y del Tucuy bajo es del 1,67%. (Consortio Calenturitas, 2016), lo cual significa que tanto en el río Sororia como el Tucuy Alto, existe un mayor arrastre de sedimentos a causa de las altas velocidades que se presentan en el flujo.

4.4.2 Cobertura vegetal.

La cuenca del río Tucuy presenta una gran variedad de cobertura vegetal y esta es proporcional a las condiciones ambientales de cada zona. Dichas coberturas vegetales pueden evidenciarse en la tabla 1.

Tabla 1: Cobertura vegetal en la cuenca del río Tucuy.

Zona	Bosque Denso (Ha)	Bosque de galería y riparios (Ha)
Río Tucuy Alto	5103,5	1887,07
Rio Sororia	728,05	1695,98
Rio Tucuy Bajo	358,15	1060,12

Fuente: Consortio Calenturitas, 2016.

4.4.3 Suelos

En cuanto a las particularidades de los suelos, la parte correspondiente a la Serranía del Perijá (cuencas Tucuy y Sororia), cuenta con suelos moderadamente profundos y superficiales, bien drenados y de fertilidad baja y moderada (Consortio Calenturitas, 2016).

4.4.4 Precipitación

La precipitación media anual de la cuenca del Tucuy varía entre (1650 – 2272) mm, siendo las menores precipitaciones en la zona cercana a la desembocadura del río. Estos registros son significativamente mayores con respecto a las precipitaciones registradas en cuencas cercanas (Figura 3).

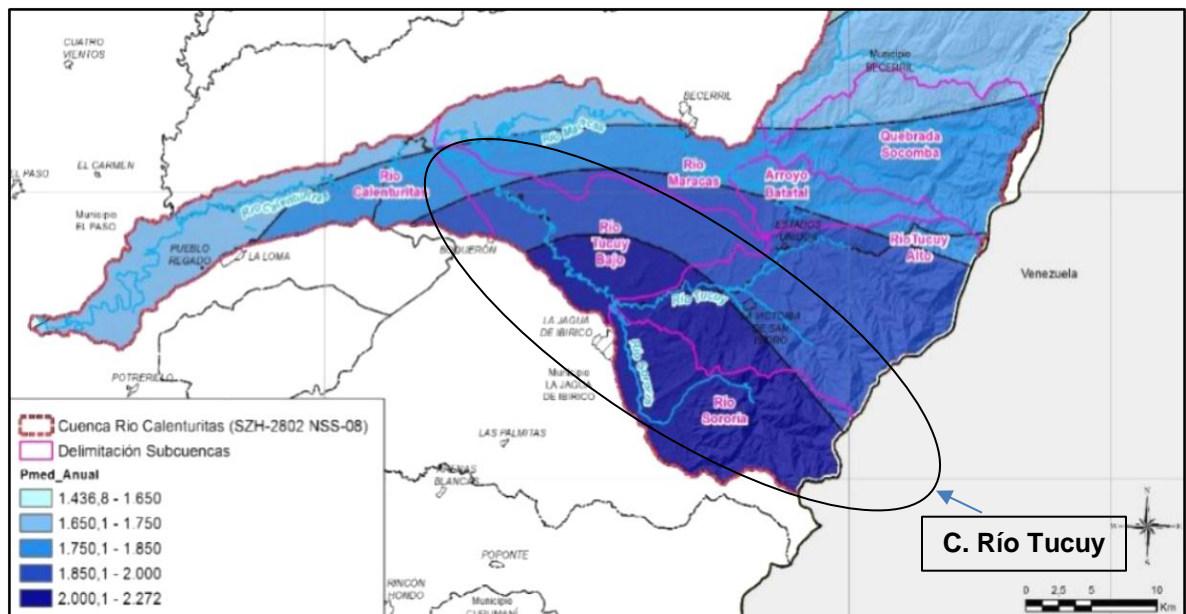


Figura 3: Precipitación media anual de la cuenca del río Tucuy.

Fuente: Consortio Calenturitas, 2016.

4.4.5 Vertimientos

Según Consorcio Calenturitas (2016) el río Tucuy registra los siguientes puntos de vertimiento directo: Vertimiento de las aguas residuales sin tratamiento de el corregimiento La Victoria en el Arroyo Las Venitas, Vertimiento de STARD de La Jagua de Ibirico en el río Sororia, Vertimiento de STARD del corregimiento estados unidos al río Tucuy, Vertimientos de aguas mineras sin tratamiento de Carbones de la Jagua Bombeo Aluvión en el río Tucuy, Vertimientos de aguas mineras de Carbones de la Jagua bombeo Sur en el caño Santa Cruz, Vertimiento de STARD laguna 5 de carbones de La Jagua en el caño Santa Cruz y Vertimiento de aguas mineras por parte de C.I NORCARBON S.A.S en el caño Canime. Adicional a estos existes focos de contaminación por escorrentía proveniente del sector agropecuario de la región.

4.5 MARCO LEGAL

Colombia goza de una gran variedad de normativas que regulan el manejo de los recursos naturales y los demás elementos y factores que conforman el ambiente o de manera directa e indirecta influyan en él, todo esto con el fin de garantizar el derecho a un ambiente sano a la comunidad en general del presente y a las generaciones venideras. Dicho respaldo se ve referenciado desde una perspectiva general en la Constitución política de Colombia (1991), en sus artículos 8, 63, 79, 80, 366, entre otros. A continuación, se menciona de manera puntual las normas que tienen incidencia directa e indirecta en la presente investigación.

LEY 9 DE 1979: Código sanitario nacional, donde se establecen Las normas de protección de la calidad de las aguas. Y de manera detallada en el Artículo 3° se establecen las ordenanzas para el control sanitario de los usos del agua tales como: Consumo humano, domestico, preservación de flora y fauna, agrícola y pecuario, recreativo, industrial, transporte.

LEY 99 de 1993: Por la cual se crea el MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE, se reordena el Sector Público encargado de la gestión y conservación del medio ambiente y los recursos naturales renovables, se organiza el Sistema Nacional Ambiental (SINA) y se dictan otras disposiciones. los artículos 10, 11, 24, 29: contemplan la prevención y control de contaminación de las aguas.

Decreto 2811 de 1974: Por el cual se dicta el código nacional de recursos naturales renovables y de protección al medio ambiente. Sin duda alguna dentro de este este código reposan ordenanzas que impactaron positivamente la gestión ambiental en Colombia, adicionalmente se prescribe que el ambiente es patrimonio común, el estado y los particulares deben participar en su preservación y manejo, además de Regular el manejo de los recursos naturales renovables, la defensa del ambiente.

En Colombia no existen normas que establezcan específicamente límites máximos permisibles para metales en sedimentos; por lo tanto, las concentraciones de compuestos metálicos registradas en la investigación se compararon con las guías canadienses CEQG que establecen valores de referencia de metales en sedimentos de cuerpos de agua continental y finalmente, se compararon los resultados de metales en sedimentos con los niveles de fondo (background levels) establecidos en la tabla de referencia (Screening Quick Reference Table for Inorganics in Freshwater Sediment) emitida por la Administración Oceanográfica y Atmosférica de los Estados Unidos (NOAA, por sus siglas en inglés, National Oceanic and Atmospheric Administration). Ver tablas 2 y 3.

Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life (ISQG)

La norma canadiense de calidad de sedimentos para la protección de la vida acuática "Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life" es una herramienta que sintetiza las relaciones entre la concentración de químicos en sedimentos y cualquier efecto biológico adverso que se pueda suscitar por la exposición a los químicos en cuestión. La evaluación efectiva de este riesgo requiere un entendimiento acabado de las relaciones entre los químicos presentes en los sedimentos y la ocurrencia de efectos biológicos.

Esta norma, entrega puntos o valores de referencia para la evaluación de efectos biológicos adversos en sistemas acuáticos y se deriva de la información toxicológica disponible, generada según el protocolo formal establecido por el Canadian Council of Ministers of the Environment.

Estas guías no incluyen al Ni y para el As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb y Zn establece dos valores: (1) el llamado Guía Provisional de Calidad del Sedimento (ISQG, por sus siglas en inglés, Interim Sediment Quality Guideline), que representa la

concentración por debajo de la cual no se espera que ocurran efectos biológicos adversos, y (2) el llamado Nivel de Efecto Probable (PEL, por sus siglas en inglés, Probable Effect Level), que es la concentración sobre la cual aparecen con frecuencia efectos biológicos adversos (tabla 2).

Tabla 2: Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life

Substance	ISQG (mg/kg)	PEL (mg/kg)	% ≤ ISQG	ISQG < % < PEL	% ≥ PEL
Arsenic	5,9	17	5	25	12
Cadmium	0,6	3,5	11	12	47
Chromium	37,3	90	2	19	49
Copper	35,7	197	4	38	44
Lead	35	91,3	5	23	42
Zinc	123	315	5	32	36

Fuente: Canadian Council of Ministers of the Environment (2003).

Dentro de la guía se establecen tres rangos de concentraciones de químicos: el primero ($\% \leq \text{ISQG}$) es el rango de efecto mínimo dentro del cual los efectos adversos raramente ocurren, aproximadamente un 25% o menos de efectos adversos bajo el ISQG, el segundo rango de efectos posibles dentro del cual los efectos adversos ocurren ocasionalmente ($\text{ISQG} < \% < \text{PEL}$). Y por último el rango de efecto probable ($\% \geq \text{PEL}$) dentro del cual efectos biológicos adversos ocurrirán frecuentemente (más de del 50% de los efectos adversos ocurre sobre el PEL).

Screening Quick Reference Table for Inorganics in Freshwater Sediment, NOAA

Se compararon los resultados de metales en sedimentos con los niveles de fondo establecidos en la tabla de referencia (Screening Quick Reference Table for Inorganics in Freshwater Sediment) emitida por la Administración Oceanográfica y Atmosférica de los Estados Unidos (NOAA, por sus siglas en inglés, National Oceanic and Atmospheric Administration). Estos valores se utilizan para identificar

posibles impactos en los recursos costeros y hábitats potencialmente afectados por sitios de desechos peligrosos (Ver tabla 3).

Tabla 3: Screening Quick Reference Table for Inorganics in Freshwater Sediment.

Substance	BackGround (mg/kg)
Arsenic	1,1
Cadmium	0,1 - 0,3
Chromium	(7 - 13)
Copper	(10 - 25)
Lead	(4 - 17)
Nickel	9,9
Zinc	(7 - 38)

Fuente: National Oceanic and Atmospheric Administration (1999)

5. METODOLOGÍA

En este apartado se explicará de manera detallada y concisa la serie de procedimientos que se implementaron en la investigación para alcanzar unos resultados que contribuyan al cumplimiento de los objetivos. Desde una perspectiva general, se contempla el trabajo de campo, de laboratorio y el tratamiento de datos.

5.1. TIPO DE INVESTIGACIÓN

Al analizar el contenido de la presente investigación, se estableció que lo planteado sigue los lineamientos de una investigación de tipo exploratoria explicativa ya que busca el porqué de los hechos mediante el establecimiento de relaciones entre el origen de la contaminación por metales pesados, y los riesgos que la concentración de los mismos representa para el ambiente. Lo anterior se complementa con un diseño de investigación de campo, ya que la recolección de datos se realizó directamente en la cuenca del río Tucuy sin manipular o controlar alguna variable.

5.2. POBLACIÓN

Los elementos involucrados en la investigación son los sedimentos de fondo (primeros 5 cm de la capa superficial de los sedimentos de fondo) en el cauce del río Tucuy, cuenca que posee una extensión de 490,79 km² (Consortio Calenturitas, 2016).

5.3. MUESTRA

La unidad de análisis de la investigación son los sedimentos de fondo superficial recolectados directamente en tres tramos del río Tucuy. La toma de muestras de sedimentos se realizó en distintos puntos del cauce del río. La selección de los puntos dispuestos para la recolección se realizó con base en los criterios del muestreo estratificado: inicialmente se divide el cauce principal del río en estratos,

como resultado de esta división se obtuvieron tres zonas, posteriormente se seleccionó un punto de muestreo para cada zona.

5.3.1. Selección de puntos de muestreo

La selección de los puntos de muestreo se realizó teniendo en cuenta diversos factores, entre los cuales tenemos:

- ✓ Accesibilidad: este factor es uno de los más importantes. se seleccionan puntos en los que sea relativamente fácil la toma de la muestra, obteniendo así un trabajo rápido y eficiente.
- ✓ Puntos estratégicos: se contemplaron puntos en los que probablemente podríamos encontrar concentraciones anormales, zonas que den indicio de la dinámica de contaminación del río.

Con base en estos factores se seleccionaron 3 puntos de muestreo (Figura 4).

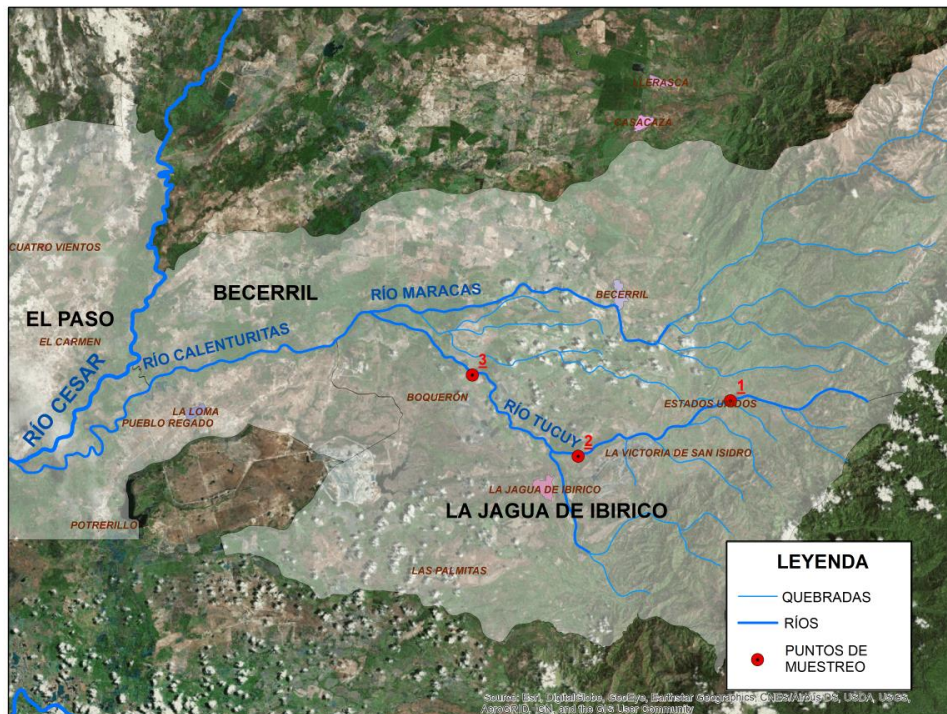


Figura 4: Puntos de muestreo del cauce principal del río Tucuy.

Fuente: Los Autores (2018).

Punto de muestreo 1 (zona de cabecera): Se escoge el primer punto de muestreo en la parte alta de la cuenca, el establecimiento de éste se debe a la baja intervención antrópica en este tramo del río.

Punto de muestreo 2 (zona media): El segundo punto de muestreo ubicado en la zona media del cauce del río Tucuy es importante para la investigación porque en este tramo existen intervenciones antrópicas al cauce del río, con la selección de éste punto se pretende establecer la influencia de vertimientos de aguas residuales municipales, mineras y de actividades derivadas del cultivo de palma de aceite.

Punto de muestreo 3 (zona baja): Por último, el punto tres ayuda a conocer la influencia total de actividades antrópicas por los diferentes proyectos mineros de la zona, como también sistemas agrícolas y vertimientos de aguas residuales municipales.

5.4 TÉCNICAS E INSTRUMENTOS PARA LA RECOLECCIÓN DE INFORMACIÓN

Durante el desarrollo de la investigación se tomó como técnica de recolección de datos la observación no estructurada, la cual se ejecuta en función de diversos métodos y recomendaciones de buenas prácticas a la hora de realizar el muestreo, pero sin una guía prediseñada que especifique cada uno de los aspectos que deben ser observados. Asimismo, se hizo necesario la implementación de un instrumento para la recolección de datos, como lo es el diario de campo, en el cual se registró información apta para futuras interpretaciones.

5.5. DESARROLLO METODOLOGICO

5.5.1. TRABAJO DE CAMPO

Para la toma de muestras el equipo de trabajo se movilizó hasta los puntos de muestreo seleccionados previamente, se realizó la georreferenciación de los puntos de muestreo, posteriormente se recolectaron muestras de sedimento y se determinaron algunos parámetros fisicoquímicos como pH y conductividad eléctrica. Las muestras se recolectaron en diferentes periodos climáticos, inicialmente se tomaron en un periodo de verano (estiaje) correspondiente al mes de diciembre de 2017. Posteriormente se tomaron las muestras para el periodo de invierno, en el mes de marzo de 2018.

5.5.1. Georreferenciación de puntos de muestreo

Cada punto de muestreo fue georreferenciado por medio de un GPS-Garmin Etrex (ver tabla 4). Debido a que los muestreos se realizan en periodos distintos, la utilización del GPS permite la recolección en el mismo lugar independientemente a las variaciones físicas de la zona.



Figura 5: GPS-Garmin Etrex

Fuente: Los Autores (2018).

Tabla 4: Coordenadas de puntos de muestreo.

PUNTOS DE MUESTREO	COORDENADA
Punto 1 (Cabecera)	73° 11' 48,6"W 9° 37' 35,1"N
Punto 2 (Zona media)	73° 18' 38"W 9° 35' 8,4"N
Punto 3 (Zona Baja)	73° 23' 21,5"W 9° 38' 45,6"N

Fuente: Los Autores (2018).

5.5.2. Recolección de muestras de sedimentos

Las muestras de sedimento superficial se recolectaron manualmente en el cauce principal del río Tucuy utilizando equipos plásticos de recolección de muestras y siguiendo el procedimiento para el muestreo de aguas y sedimentos para determinación de metales propuesto por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM, 2009). Con el fin de obtener una única muestra compuesta en cada punto, se tuvo en cuenta un radio de 10 metros a partir del punto georreferenciado, al momento de recolectar los sedimentos.

Las muestras de sedimentos se recolectaron de los primeros 5 cm de capa superficial (Montoya, 2013) y se fueron depositando en recipientes plásticos previamente rotulados hasta llegar a un peso aproximado de 5 kg (Figura 6). Asimismo, en un recipiente alterno se recolectó una muestra de 100 g de sedimento para la determinación de coliformes totales.



Figura 6: Recolección de las muestras de sedimento en el cauce principal del río Tucuy.

Fuente: Los Autores (2018).

5.5.3. Medición de parámetros fisicoquímicos *in situ*

En simultaneo a la toma de muestras, se midieron *in situ* variables fisicoquímicas (pH, temperatura, y conductividad eléctrica del agua) con un equipo multiparámetro YSI Pro-DS, este procedimiento se realizó siguiendo los lineamientos del Standard Methods establecidos para cada uno de los parámetros a evaluar.

5.6 TRABAJO DE LABORATORIO

Todas las muestras de sedimento de fondo recolectadas fueron transportadas al laboratorio de suelos del programa Ingeniería Ambiental y Sanitaria de la Universidad Popular del Cesar, donde inicialmente se procesaron aplicándoles un pretratamiento de secado para el análisis fisicoquímico. Posteriormente, se les determinó la granulometría a los sedimentos, el porcentaje de materia orgánica, los coliformes totales y la concentración de metales pesados.

5.6.1. Pretratamiento de muestras

En primer lugar, las muestras son procesadas siguiendo los lineamientos establecidos en la norma ISO 11464:2006 la cual especifica los pretratamientos requeridos para muestras de sedimentos que serán sometidas a análisis fisicoquímicos. Inicialmente son secadas a temperatura ambiente (25 - 30 °C) en bandejas de polietileno que previamente han pasado por un proceso de limpieza. Una vez secas las muestras, se les realiza un leve triturado para deshacer solamente los terrones que puedan quedar, evitando romper partículas y que pasen a convertirse en fracción más fina (Figura 7).



Figura 7: Pretratamiento de muestras.

Fuente: Los Autores (2018).

Finalmente, las muestras de sedimento se tamizaron utilizando una malla de 63 μm , quedando en la zona superior una fracción mayor a 63 μm que se descartó y en la parte inferior una fracción de granulometría menor a 63 μm que se almacenó en recipientes de polietileno (Figura 8). Esta fracción fina de los sedimentos asociada a limos y arcillas fue la que se tuvo en cuenta a la hora de determinar el porcentaje de materia orgánica y las concentraciones de metales, debido a que se ha demostrado en reiteradas investigaciones la afinidad que presentan estos elementos con las partículas finas.



Figura 8: Tamizado de las muestras.

Fuente: Los Autores (2018).

5.6.2 Análisis granulométrico

La determinación cuantitativa de la distribución de tamaños de partículas en las muestras recolectadas se realizó siguiendo lo establecido en la norma I.N.V.E – 123 – 13 para el análisis granulométrico. Se seleccionaron aproximadamente 2 kg de la muestra pretratada (seca y levemente triturada) de cada uno de los puntos muestreados y se pasó por una serie de tamices desde una apertura de 0,95 cm (malla 3/8) hasta obtener partículas con diámetro igual o menor a 63 μm (malla 230). Por último, se pesó la cantidad de material retenido en cada tamiz para posteriormente analizarlo y determinar la composición gravimétrica de los sedimentos (Instituto Nacional de Vías, 2013).

5.6.3 Determinación de materia orgánica

El porcentaje de materia orgánica (%MO) se determinó considerando la pérdida de masa por ignición que tuvo la muestra, en donde se asume que el material volatilizado es la fracción orgánica de los sedimentos (Figura 9). Para ello, primeramente, se pesó aproximadamente un gramo de sedimento en un crisol de porcelana previamente pesado, luego se introduce en la estufa a 105 °C por 1 hora para la determinación del contenido de humedad, posteriormente se colocó en un horno de calcinación a 550 °C durante 4 horas. Al momento de retirar las muestras tanto de la estufa como del horno de calcinación se dejan enfriar dentro de un desecador con agente secante activo para posteriormente registrar sus respectivos pesos en una balanza de precisión con exactitud 0,01 g (Zagal & Sadzawka, 2007).



Figura 9: Determinación del % de materia orgánica.

Fuente: Los Autores (2018).

5.6.4 Determinación de coliformes totales

La determinación de coliformes totales se realizó siguiendo los lineamientos establecidos en los protocolos dispuestos por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). En la realización de ésta prueba se contó con el apoyo del Laboratorio especializado Bioindalab, ubicado en la ciudad de Valledupar.

5.6.4 Determinación de concentraciones de metales

La concentración de los metales aluminio(Al), Arsénico(As), Cadmio(Cd), Cobre(Cu), Cromo(Cr), Hierro(Fe), Níquel(Ni), Plomo(Pb) y Zinc(Zn) en los sedimentos, se determinó por espectrofotometría de absorción atómica con horno de grafito (GFAAS), Generación de hidruro de absorción atómica espectrométrica (HGAAS) y espectroscopia de absorción atómica de flamas (FLAA). Primeramente, las muestras pasaron por un proceso de digestión ácida (HNO_3 / HCl), con relación 3:1 (v/v), luego se someten durante 3 horas a 95°C . (Rocha, 2000). Para el análisis de metales en las muestras de sedimento, el grupo de investigación Estudios Sanitarios y Ambientales – E.S.A. de la Universidad Popular del Cesar contó con el

apoyo del laboratorio de Toxicología y Gestión Ambiental de la Universidad de Córdoba.

5.6 TRATAMIENTO DE DATOS

Una vez conocidas las características físicas, químicas y microbiológicas de las muestras de sedimento, se contrastó las diferencias entre las concentraciones de metales en los puntos de muestreo para los distintos periodos climáticos. Este apartado contempla las técnicas estadísticas empleadas y el cálculo de indicadores de contaminación en los sedimentos.

5.6.1 Técnicas estadísticas

Los análisis estadísticos se realizaron utilizando el software SPSS en su versión 19.0. Los coeficientes de correlación de Pearson (R) y el análisis de componentes principales (ACP) se establecieron para determinar relaciones existentes entre la concentración de los metales de interés con el pH, conductividad eléctrica, porcentaje de materia orgánica y los coliformes totales determinados en los sedimentos. Las técnicas anteriores se realizaron utilizando un criterio de significancia $p \leq 0.05$.

5.6.2 Cálculo de índices de contaminación en los sedimentos

Para determinar el grado de contaminación antropogénica por metales pesados en los sedimentos del río Tucuy, se utilizaron diferentes índices de contaminación tales como el factor de enriquecimiento, el Índice de carga contaminante, la concentración de efecto limite, la concentración de efecto probable, el índice de riesgo ecológico potencial y los índices de toxicidad ERMQ y PELQ.

Factor de enriquecimiento (EF)

Para determinar el factor de enriquecimiento (EF) en los diferentes puntos de muestreo, las concentraciones de los metales existentes en el entorno se compararon con las que normalmente existirían si se excluyera la contribución antrópica. Con base en lo anterior, se tomó como concentraciones de fondo las determinadas por Cáceres y Osorio (2018) para As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Al y Fe en la cabecera del río Maracas, debido a que esta se encuentra en la región caribe y al igual que el río Tucuy, nace en la Serranía del Perijá y desemboca en el río Calenturitas.

El factor de enriquecimiento se calcula mediante la siguiente relación:

$$EF = \frac{(C_e/C_n)_{muestra}}{(C_e/C_n)_{Fondo}}$$

Donde C_e es la concentración en ($\mu\text{g/g}$) del elemento a estudiar y C_n es la concentración en ($\mu\text{g/g}$) del elemento de normalización seleccionado (Aluminio). El hierro (Fe) y Aluminio (Al), pueden ser utilizados como elemento de normalización geoquímica debido a las siguientes razones:

- 1) Está asociado con las partículas finas.
- 2) Su geoquímica es similar a la de muchos metales traza.
- 3) Su contenido natural en los sedimentos tiende a ser uniforme.

De acuerdo a Sakan et al. (2009), los valores de EF se interpretan de la siguiente manera:

Tabla 5: Valores de referencia del factor de enriquecimiento.

Rango de EF	INFERENCIA
EF < 1	Indica que no hay enriquecimiento
EF < 3	Menor enriquecimiento
EF 3–5	Enriquecimiento moderado
EF 5–10	Enriquecimiento moderadamente grave
EF 10–25	Enriquecimiento grave
EF 25–50	Enriquecimiento muy grave
EF > 50	Enriquecimiento extremadamente grave.

Fuente: Sakan et al., 2009.

Índice de carga contaminante (PLI)

Esta herramienta representa el número de veces que la concentración de un metal pesado excede la concentración de fondo para un sitio de muestreo. Para determinar el PLI se utiliza la ecuación presentada a continuación:

$$PLI = (CF_1 * CF_2 * \dots * CF_n)^{1/n} ; CF = \frac{(C_e)_{muestra}}{(C_e)_{Fondo}}$$

Donde CF es el factor de contaminación de cada metal y se calcula a través del cociente de la concentración de cada metal en la muestra de sedimento $(C_e)_{muestra}$ y las concentraciones de fondo determinadas por Cáceres y Osorio (2018) de dichos metales $(C_e)_{Fondo}$.

Tabla 6: Valores de referencia del índice por carga contaminante PLI.

Rango de PLI	INFERENCIA
PLI > 1	Existe una contaminación por metales
PLI < 1	No hay contaminación por metales.

Fuente: Montoya, 2013.

Comparación con los valores de TEC y PEC

Los valores (TEC) permiten identificar las concentraciones por debajo de las cuales no se esperan efectos adversos para el medio, mientras que los valores (PEC) sugiere la concentración por encima del cual los efectos biológicos adversos pueden ser frecuentes. La comparación con dichas concentraciones (tabla 7), es una metodología que permite determinar el estado actual de los sedimentos de cualquier cuerpo de agua dulce, con respecto a sus concentraciones de metales pesados.

Tabla 7: Valores de referencia TEC y PEC.

METAL PESADO	TEC (µg/g)	PEC (µg/g)
ARSÉNICO	9,79	33
CADMIO	0,99	4,98
CROMO	43,4	111
COBRE	31,6	149
PLOMO	35,8	128
MERCURIO	0,18	1,06
NÍQUEL	22,7	48,6
ZINC	121	459

Fuente: MacDonald et al., 2000

Índice de riesgo ecológico potencial

Este índice permitirá estimar el daño ambiental generado por los metales pesados en los sedimentos. Tomando como objeto la toxicidad de estos y la respuesta del ambiente. Este método fue propuesto por el científico sueco (Hakanson, 1980) y para su cálculo se utiliza la siguiente ecuación:

$$RI = \sum E_i = \sum T_i F_i = \sum T_i \frac{C_i}{C_b}$$

Donde E_i es el coeficiente del riesgo ecológico potencial de cada metal; T_i es el coeficiente de toxicidad de cada metal. F_i es el coeficiente de contaminación del metal pesado, que se calcula a través del cociente entre la concentración de cada metal en la muestra de sedimento (C_i) y el valor de referencia (C_b). El coeficiente de toxicidad de metales pesados (T_i) ha sido estandarizado por (Hakanson, 1980), los valores para cada metal varían de la siguiente manera (Tabla 8).

Tabla 8: Coeficientes de toxicidad T_i para metales pesados.

METAL PESADO	Valor de T_i
Cd	30
As	10
Pb	5
Cu	5
Ni	5
Cr	2
Zn	1

Fuente: Hakanson, 1980.

Según Song, et al. (2015), los valores obtenidos del coeficiente de riesgo ecológico potencial de cada metal (E_i) y el índice de riesgo ecológico potencial de múltiples metales pesados (R_i), determinan el nivel de contaminación de dicho ecosistema (Tabla 9).

Tabla 9: Riesgo ecológico potencial de metales pesados.

E_i	R_i	Nivel de contaminación
<30	<50	No contaminado
30-60	50-100	Moderadamente contaminado
60-120	100-200	Fuertemente contaminado
120-240	>400	Muy fuertemente contaminado
>240	-	Extremadamente contaminado

Fuente: Song et al., 2015.

Este método ha tenido una gran influencia en el ámbito internacional de tal forma que ha sido utilizado ampliamente por diversos autores, como Guo et al. (2010) y Song et al. (2015).

Índices de toxicidad ERMQ y PELQ

Para obtener una medida agrupada que pueda predecir el grado de toxicidad de estos sedimentos para la vida acuática, se procedió a calcular mediante la siguiente ecuación los cocientes medios ERMQ y PELQ, de acuerdo con las directrices de las Guías de Calidad de Sedimentos (SQG).

$$ERMQ \text{ o } PELQ = \frac{\sum (C_i / ERM_i \text{ o } PEL_i)}{n}$$

Donde C_i corresponde a la concentración del metal i , en unidades de ($\mu\text{g/g}$); ERM_i y PEL_i son los valores de referencia para cada metal pesado (tabla 10) y n corresponde al número de metales incluidos en la determinación del índice de toxicidad.

Tabla 10: Valores de referencia en ($\mu\text{g/g}$) de los índices ERM y PEL.

ELEMENTO	ERM ($\mu\text{g/g}$)	PEL ($\mu\text{g/g}$)
As	70	41.6
Cr	370	160
Ni	51.6	42.8
Cu	270	108
Zn	410	271
Ag	3.7	1.77
Cd	9.6	4.21
Hg	0.71	0.7
Pb	218	112

Fuente: Violintzis et al., 2009.

Los valores obtenidos a través de los índices ERMQ y PELQ, representan la probabilidad de generar efectos adversos sobre la biota. Dicha interpretación de la probabilidad se determina por medio de las tablas 11 y 12.

Tabla 11: Interpretación del índice de toxicidad ERMQ.

Valores de ERMQ	Probabilidad de Generar Efectos Adversos sobre la Biota (%)
< 0,1	< 10
0,11–0,5	25 – 30
0,51–1,5	50
> 1,5	> 75

Fuente: Violintzis et al., 2009.

Tabla 12: Interpretación del índice de toxicidad PELQ

Valores de PELQ	Probabilidad de Toxicidad en la Biota (%)	Nivel de Prioridad
< 0,1	10	Baja
0,11–1,5	25	Media-baja
1,51–2,3	50	Media-alta
> 2,3	76	Alta

Fuente: Violintzis et al., 2009.

6. RESULTADOS Y ANALISIS

6.1 Características de los sedimentos y la columna de agua

Para la caracterización fisicoquímica se midieron las variables de pH y conductividad eléctrica del agua *in situ* con un equipo multiparámetro YSI Pro-DS, siguiendo los lineamientos del Standard Methods establecidos para cada uno de los parámetros a evaluar. Para determinar el % de MO de los sedimentos se implementó el método de calcinación. La determinación de coliformes totales se llevó a cabo en el laboratorio especializado Bioindalab en la ciudad de Valledupar, siguiendo los lineamientos establecidos en los protocolos dispuestos por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM).

Para la determinación de las características granulométricas se implementó la norma I.N.V. E – 123 – 13, en esta se seleccionaron aproximadamente 2 kg de la muestra pretratada (seca y levemente triturada) de cada uno de los puntos muestreados y se pasó por una serie de tamices desde una apertura de 0,95 cm (malla 3/8) hasta obtener partículas con diámetro igual o menor a 63 μm (malla 230).

6.1.1 Caracterización fisicoquímica y microbiológica

Los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos del medio son datos que permiten entender el comportamiento de las concentraciones de los metales en los sedimentos, debido a esto se determinaron los valores *in situ* de pH y conductividad eléctrica en agua, así como los coliformes totales y el porcentaje de materia orgánica en los sedimentos de cada punto muestreado (tabla 13).

Tabla 13:Parámetros fisicoquímicos y microbiológicos en los puntos de muestreo.

Fecha	Punto de Muestreo	pH	Conductividad ($\mu\text{S/cm}$)	% M.O	Coliformes Totales (NPM/g)
Invierno (24/11/2017)	1	8,91	138	6,03	390000
	2	8,80	360	4,86	450000
	3	8,47	611	3,33	590000
Verano (16/03/2018)	1	9,45	125	6,38	270000
	2	8,62	710	5,45	390000
	3	8,80	533	4,73	740000

Fuente: Los Autores (2018).

En términos generales el pH del agua es de carácter alcalino tanto en invierno como en verano y la conductividad eléctrica es significativamente menor en la cabecera del río en comparación con el punto de muestreo 2 y 3, lo cual indica que existe una afectación de la calidad del agua por la disolución de sales (Giraldo, 1995). El porcentaje de materia orgánica (%MO) posee una tendencia decreciente, siendo mayor en el punto 1 de muestreo (Cabecera) y menor en el punto 3 (Cuenca baja). Indicios de esta situación fueron observados en el proceso de recolección de muestras en el punto 1, en donde se encontró una alta presencia de material vegetal en descomposición (material detrítico), causa señalada por Álvarez (2005) y Montoya (2013), como fuente de materia orgánica en sedimento de fuentes hídricas.

Los mayores valores de coliformes totales se encontraron en la desembocadura del río, resultados similares a los reportados por Chan & Peña (2015), que durante la evaluación de la calidad del agua de la cuenca Sislcán en Guatemala; afirmaron que las aguas en las zonas de desembocadura recorren mayores distancias que en otras secciones de los cuerpos de agua, por lo que han presentado mayor exposición al ambiente, y por lo tanto, han recibido mayores descargas de coliformes totales. Los menores valores de coliformes totales se estuvieron en el

punto de muestreo 1, el cual es el más cercanos a la zona de origen del río, donde el recorrido del agua es menor. Waithaka et al. (2015), en el estudio de análisis de calidad del agua del río Kandutura – Kenia, afirmaron que los niveles de pH cuando varían de neutro y alcalino son propicios para el crecimiento de ciertos microorganismos como E. coli, shigella y salmonella.

6.1.2 Características granulométricas

Los resultados del análisis granulométrico de las muestras de sedimento de fondo superficial del río Tucuy se muestran en la Tabla 14. Al analizar desde una perspectiva muy general la textura del material se observó que la fracción de arena, que es producto de la suma del peso de material retenido entre los tamices N°4 hasta el N°230 representa alrededor del 95% de material, por lo que esta representa la fracción principal de todas las muestras de sedimentos estudiadas, seguida por la fracción de limos y arcillas retenida en el tamiz de fondo (<63um), con un porcentaje medio de masa del 3%, mientras que la fracción de grava retenida en el tamiz N°4 es la fracción más pequeña con un porcentaje de masa del 2% aproximadamente.

Tabla 14: Granulometría de los sedimentos para los periodos de invierno y verano (2017 - 2018).

Fecha	Punto de Muestreo	(3/8)	N° 4	10,0	40,0	200,0	230,0	<63 um	Total
24/11/2017	P.1 - Invierno	0,0	17,3	88,7	703,3	572,1	99,1	46,6	1527,1
	P. 2 - Invierno	0,0	19,0	69,1	409,5	887,7	76,2	40,8	1502,3
	P.3 - Invierno	6,2	45,3	58,2	639,8	618,5	95,2	38,2	1501,4
16/03/2018	P.1 - Verano	92,9	95,2	128,9	442,6	519,8	137,7	66,7	1483,8
	P.2 - Verano	4,9	40,4	98,1	446,4	799,4	103,7	28,7	1521,6
	P. 3 - Verano	40,0	12,5	237,7	789,0	266,1	64,8	30,2	1440,3

Fuente: Los Autores (2018).

Adicionalmente, se observó que la cantidad de partículas con diámetros menores o iguales a $63\ \mu\text{m}$ (pasa 230), que representan la fracción más fina del sedimento, se presentaron en mayor proporción en las zonas altas o de cabecera del cauce del río (P.1), mientras que aguas abajo (P2 y P3) esta fracción de sedimento disminuyó proporcionalmente entre punto y punto, siendo el último (P3) el de menor cantidad de partículas finas. Según Forstner & Wittmann (1982), por lo general la concentración de metales traza en los sedimentos están asociados con la cantidad de partículas finas, lo que en este caso representa una mayor probabilidad de encontrar una mayor concentración de elementos metálicos en los sedimentos de la zona alta de la cuenca.

6.1.3 Concentración de metales

El valor medio de la concentración de los metales en sedimento presentó el siguiente orden ascendente: $\text{Cd} < \text{As} < \text{Pb} < \text{Cr} < \text{Ni} < \text{Cu} < \text{Zn} < \text{Al} < \text{Fe}$; dichas mediciones se han recogido en la tabla 15. La tendencia en general de estos metales corresponde a un decrecimiento de las concentraciones, es decir, estas son más altas en la cabecera y van disminuyendo a medida que se va acercando a la desembocadura del río. Este fenómeno en primera instancia se podría atribuir a las características litológicas de la cabecera (Blake et al., 2003; Montoya, 2013), pero además de esto es importante resaltar que las características fisicoquímicas de los sedimentos y la columna de agua pueden tomar un papel fundamental en este fenómeno, al igual que las actividades antrópicas que se desarrollan aguas arriba.

Tabla 15: Concentración de metales en sedimentos para los periodos de invierno y verano (2017 - 2018).

PERIODO	Cd (mg/kg)	As (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Al (g/kg)	Fe (g/kg)	
INVIERNO	P1	0,38	6,05	10,53	20,24	29,78	34,68	160,69	7,48	25,80
	P2	0,05	4,86	7,76	11,51	27,80	34,09	241,51	5,21	19,07
	P3	0,04	3,64	4,79	10,55	15,18	20,69	88,72	3,99	16,61
	Media	0,15	4,85	7,69	14,10	24,25	29,82	163,64	5,56	20,49
	SD	0,19	1,20	2,87	5,34	7,92	7,91	76,44	1,77	4,76
	SE	0,11	0,70	1,66	3,08	4,57	4,57	44,13	1,02	2,75
	Mín.	0,04	3,64	4,79	10,55	15,18	20,69	88,72	3,99	16,61
	Máx.	0,38	6,05	10,53	20,24	29,78	34,68	241,51	7,48	25,80
VERANO	P1	0,81	3,68	12,27	16,07	22,54	34,93	134,96	8,23	28,11
	P2	0,04	4,06	7,67	13,37	25,52	33,42	155,80	6,06	21,01
	P3	0,04	4,97	10,12	12,60	18,70	27,71	137,47	6,02	19,29
	Media	0,29	4,24	10,02	14,01	22,25	32,02	142,74	6,77	22,80
	SD	0,44	0,66	2,30	1,82	3,42	3,81	11,38	1,26	4,67
	SE	0,26	0,38	1,33	1,05	1,97	2,20	6,57	0,73	2,70
	Mín.	0,04	3,68	7,67	12,60	18,70	27,71	134,96	6,02	19,29
	Máx.	0,81	4,97	12,27	16,07	25,52	34,93	155,80	8,23	28,11

Fuente: Los Autores (2018).

Según Corpocesar (2018), Existe un el incremento de los cultivos de café, quemas y ganadería extensiva en la zona de la vereda el Progreso, Canadá y Estados Unidos en el Municipio de Becerril – Cesar, ubicado en las inmediaciones del punto de muestreo 1. Estas actividades pueden estar generando aportes al incremento de la concentración de los elementos metálicos en la cabera del río Tucuy, debido al uso intensivo o inadecuado de agroquímicos y disposición inadecuada de residuos ganaderos (Galán & Romero, 2008).

En el caso del Zn, existe un incremento considerable de la concentración en el punto de muestreo 2 con respecto al punto 1, tanto en invierno como en verano. Este comportamiento es anormal, considerando que es contrario a la tendencia de los metales en la cuenca. Según ATSDR, (2005), este fenómeno puede estar asociado al uso de plaguicidas y de fertilizantes en suelos de zonas cercanas o aguas arriba del cauce receptor, que posteriormente son transportados al río por escorrentía superficial en época de lluvias o a través de las aguas de riego. Este mismo comportamiento ocurre en menor medida con el Ni, el cual puede estar asociado con algunos fertilizantes potásicos como la sal potásica o los fertilizantes con NPK (Wilcke & Döhler, 1995), que posteriormente pueden ser transportados al cauce del río por escorrentía.

Las concentraciones de As en verano presentan un comportamiento de carácter creciente, el cual se podría atribuir a las actividades agrícolas desarrolladas en la cuenca, debido al uso de plaguicidas que, por acción de la escorrentía se depositan en el cauce del río Tucuy (Alonso et al., 2014; Ferreccio et al., 2000).

Con respecto al incremento de las concentraciones de Zn, Ni y As, se ha identificado en diversas investigaciones varias fuentes en común de origen minero. Estas fuentes son la combustión de carbón, que en este caso pueden ser producto de las fumarolas que pueden llegar a presentarse en un distrito minero de explotación de carbón a cielo abierto (López, 2004; Larios, 2014; ATSDR, 2005), la lixiviación en el

proceso de lavado del carbón, o la infiltración en los decantaderos de lechadas (Lockwood et al., 2009) y la escorrentía de aguas de origen minero que según el Ministerio de minas y energía (2015), estas aguas pueden transitar por minas abandonadas o activas, que al entrar en contacto con el material estéril, carbón fracturado y otros desechos mineros, transportan materia orgánica y metales pesados de origen geológico al cuerpo receptor, almacenándolos en los sedimentos de fondo de las fuentes hídricas .

Para poder referenciar el estado del río con respecto a otras fuentes hídricas, se comparan con valores obtenidos en otros sistemas fluviales a nivel regional y global (Tabla 16).

Tabla 16: Concentraciones de metales pesados (mg/kg) en sedimentos de diferentes ríos.

Fuente Hidrica	Cd (mg/kg)	As (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Al (g/kg)	Fe (g/kg)
Río Tucuy (Colombia)	0,04 - 0,81	3,64 - 6,05	4,79 - 12,27	10,55 - 20,24	15,18 - 29,78	20,69 - 34,93	88,72 - 241,51	3,99 - 8,23	16,61 - 28,11
Cuenca baja del río Magdalena (Colombia)	0,25-3,20	1,62 - 12,31	2,10 - 28,64	12,91 - 62,31	15,05 - 38,48	7,59 - 41,29	24,30 - 200,10	-	20,04 - 41,89
Río Oka (España)	-	-	11,72 - 14,43	18,81 - 21,28	13,68 - 14,46	10,99 - 16,57	39,68 - 81,44	-	13,8 - 26,5
Cuenca del Jequetepeque (Peru)	0,40 - 5,40	17,90 - 139,80	15,10 - 135,80	10,70 - 17,60	8,40 - 16,60	10,70 - 712,20	89,30 - 279,10	34,41 - 58,15	29,35 - 55,81
Río Piro (Costa Rica)	0,260 - 2,20	600 - 1150 aprox	19 - 44	43 - 44	29 - 37	90 - 110	134 - 162	48 - 68 aprox	-

Fuente: Fontalvo, 2017; Montoya, 2013; Herrera et al., 2013; Marrugo, 2011; Planas, 2010

Cadmio (Cd): Las concentraciones de Cd registradas en la tabla 15 muestra que el punto de muestreo 1 (Cabecera), es el que presenta una mayor concentración tanto en invierno (0,38mg/kg) como verano (0,81mg/kg). Con base en el análisis fisicoquímico y granulométrico esto se puede atribuir al mayor % de partículas finas y materia orgánica en el punto de muestreo 1, lo que conlleva al incremento de la capacidad de retención de estos elementos metálicos en el sedimento. Los puntos de muestreo 2 y 3 presentaron valores entre 0,04 y 0,05, significativamente menores que en el punto 1. Con respecto a las concentraciones de Cd registradas en otros ríos a nivel regional y global (tabla 16), se observa que los niveles de Cd en el río Tucuy son los más bajos de todos.

Arsénico (As): Las concentraciones de As presentan un comportamiento completamente diferente entre estaciones, siendo decreciente en invierno con una concentración de 6,05mg/kg en el punto de muestreo 1 (Cabecera) y finalizando con una concentración de 3,64mg/kg en el punto de muestreo 3. Por lo contrario, en el periodo de verano se identificó un incremento en las concentraciones, partiendo con 3,68mg/kg de As en la zona de cabecera y finalizando con una concentración de As de 4,97mg/kg en el punto 3 de muestreo.

Plomo (Pb): Las concentraciones medias de Pb varían significativamente entre estaciones, con un promedio de 7,69mg/kg en invierno y 10,12 mg/kg en verano. Se puede inferir que esta variabilidad en las concentraciones de Pb se asocia a lo dicho por Montoya (2013), el cual afirma que en temporadas de lluvias las concentraciones de metales en sedimentos de fondo disminuían debido a la resuspensión de estos. Una de las particularidades que presento este metal es la discrepancia en el comportamiento de las concentraciones del punto de muestreo 3, debido a que en invierno el cauce pasa de una concentración de 7,76mg/kg en el punto 2 a 4,76 en el punto 3, completamente diferente al comportamiento en verano, en donde pasa de una concentración de 7,67mg/kg en el punto 2 a 10,12mg/kg en el punto 3. Este comportamiento se puede asociar a que en verano existe un

almacenamiento de este metal en la zona aguas abajo del río Tucuy, debido al poco movimiento de la corriente. Aun así, este comportamiento no es muy claro dado a que solamente el Pb y el As incrementan su concentración se infiere que puede existir una fuente en común para estos metales en verano.

Cromo (Cr): Las concentraciones medias de Cr no variaron significativamente entre estaciones, para invierno se observó un promedio de 14,1mg/kg y en verano 14,01mg/kg. El rango máximo de las concentraciones registradas de Cr en el río Tucuy (20,24mg/kg) es inferior en comparación con las encontradas en fuentes hídricas regionales como el río Sinú (40,06mg/kg) y la cuenca baja del río Magdalena (62,31mg/kg); pero más equivalente a las concentraciones en fuentes hídricas globales como el río Oka (21,28mg/kg) y la cuenca del Jequetepeque (17,61mg/kg).

Níquel (Ni): En invierno las concentraciones de Ni llegan alcanzar niveles mínimos de 15,18mg/kg en el punto 3 y máximos de 29,78mg/kg en el punto de muestreo 1, valores que superan los rangos de fuentes hídricas de carácter global como el río Oka (13,68mg/kg – 14,46mg/kg) y la cuenca del Jequetepeque (8,4mg/kg – 16,60mg/kg). En comparación con fuentes hídricas regionales se observa que la cuenca baja del río Magdalena (15,05mg/kg - 38,48mg/kg) es superior, al igual que el río Sinú (3,6mg/kg - 53,14mg/kg). Con respecto al comportamiento en las distintas estaciones se observó una mayor variabilidad en las concentraciones de invierno, con una desviación estándar de 7,92mg/kg, la cual es superior a la registrada en verano (3,42mg/kg).

Cobre (Cu): Las concentraciones de Cu presentan un comportamiento decreciente tanto en invierno como verano, pero es en este último (32,02mg/kg) cuando el promedio de las concentraciones es mayor que invierno (29,82mg/kg). Nuevamente esto se puede asociar a la resuspensión de los sedimentos a causa de las turbulentas corrientes que se presentan en la temporada de lluvias (Montoya, 2013).

Zinc (Zn): En invierno las concentraciones de Zn llegan alcanzar niveles mínimos de 88,72mg/kg en el punto de muestreo 3 y máximos de 241,51mg/kg en el punto de muestreo 2, comparable con el rango de concentraciones entre 89,30mg/kg - 279,1mg/kg del río Jequetepeque, en el cual Planas (2010), afirma se ha detectado que en los río influenciados por las zonas mineras están asociados a metales que superan las concentraciones límite, entre estos el Zn y por tanto existe una mayor afectación de la vida acuática en los puntos cercanos a las mineras. De igual forma se muestra que en verano el cause principal parte de 134,96mg/kg en el punto de muestreo 1 e incrementa hasta alcanzar su pico máximo en el punto de muestreo 2 con 155,80mg/kg.

Aluminio (Al): El comportamiento de las concentraciones de Al es decreciente, siendo mayor el promedio de las concentraciones en verano (6,77mg/kg)) que en invierno (5,56mg/kg). Esto se debe a que en verano las condiciones de reposo son predominantes, por lo cual se facilita el almacenamiento de este elemento metálico en los sedimentos (Montoya, 2013). Con respecto a otros ríos de carácter global, se observa que las concentraciones de Al en el río Tucuy son significativamente menores, pero esto está en función de las características litológicas de cada cuenca, por lo cual no puede estar sujeto a comparaciones.

Hierro (Fe): Al igual que el aluminio, el comportamiento del hierro es de carácter decreciente tanto en invierno como verano. El pico máximo de concentración del hierro en invierno y verano se encuentra en el punto de muestreo 1, y el mínimo en el punto de muestreo 3. De igual forma existe una mayor media de la concentración en el verano (22,80mg/kg), lo cual obedece a una mayor deposición de elementos metálicos en los sedimentos, debido a las condiciones de reposo de las aguas (Montoya, 2013).

6.1.3.1. Comparativa de la concentración de los sedimentos de fondo del río Tucuy con respecto a el ISQG en la norma ambiental canadiense y los valores de fondo de la NOAA estadounidense.

Con referencia a el ISQG en la norma ambiental canadiense se encontraron concentraciones de tres elementos, As, Cd y Zn, que sobrepasan los niveles máximos permisibles en algunos puntos de muestreo, pero cabe aclarar que en ninguno de los anteriores se sobrepasa los valores del PEL de norma en cuestión, ubicándolos en el segundo rango de efecto posibles dentro del cual los efectos adversos ocurren ocasionalmente. Al comparar los resultados de las concentraciones con los valores de fondo de la norma americana se evidencia que elementos como el As, Ni y Zn sobrepasan el límite máximo permitido en todos los puntos de muestreo y periodos climáticos, El Cu sobrepasa los valores de la norma en todos los puntos excepto el punto 3 de invierno, mientras que elementos como el Cd y Cr solo exceden el límite en las zonas de cabecera para ambos periodos climáticos.

6.2. Análisis estadístico

Al analizar las características de los sedimentos de fondo del río Tucuy, es preciso evaluar las relaciones entre las concentraciones de los metales (Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb y Zn), los valores de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos (Porcentaje de materia orgánica, pH, conductividad y coliformes totales), para el total de las muestras recolectadas en ambos periodos climáticos (invierno y verano). Por esto, se realizó una matriz de correlación de Pearson y un análisis de componentes principales (ACP) explicadas en este apartado.

6.2.1. Correlación de Pearson

Las correlaciones de las concentraciones de metales con las variables fisicoquímicas y microbiológicas se muestran en la tabla 17. Los valores resaltados indican la existencia de correlaciones significativas entre las variables analizadas. Es decir, aquellas que poseen comportamientos similares. Se utilizaron valores de probabilidad menores a 0,05 con niveles de confianza del 95%, resaltadas en color amarillo, y 0,01 con niveles de confianza de 99%, resaltadas en color verde.

Se observó que se presenta una fuerte correlación positiva ($R > 0,90$; $p < 0,01$) entre el Cr con Cd (0,962). De igual manera el Al con Fe (0,970) y Pb (0,941). Siendo la correlación del Al con Fe la de mayor significancia en la investigación. Adicionalmente se evidencia correlación lineal moderada ($R > 0,80$; $p < 0,05$) entre Ni con Cu (0,879); Fe con Cd (0,815), Pb (0,857) y Cr (0,850); y Al con Cr (0,832). Estas correlaciones según (Wakida, et al, 2007) generalmente indican un origen común, es decir que existe una gran probabilidad de que la fuente de generación y transporte sean las mismas para estos elementos. Adicionalmente diversos autores (Blake et al., 2003; Montoya, 2013) atribuyen este fenómeno a las características litológicas de la cabecera de la cuenca como principal proveedor de estos metales

e evidencia la existencia de una gran correlación positiva ($R > 0,90$; $p < 0,01$) entre la materia orgánica y el Al ($R = 0,929$), de igual manera con el Fe (0,956), mientras que con el Cu (0,905) y Pb (0,864) presenta una correlación moderada con un nivel de significancia $p < 0,05$. La materia orgánica resultó ser el parámetro con mayor correlación a las concentraciones de metales en los sedimentos, lo anterior obedece a lo planteado por diversos autores (Rosas, 2005; Montoya, 2013) que explican que este comportamiento se debe a la adherencia de formas metálicas a este componente. Algo que cabe resaltar es que, aunque el programa no presenta significancia en la relación entre la materia orgánica y los metales Cd, Ni y Cr, sus

valores son superiores a 0,6 lo cual demuestra relación y está cerca de ser significativo.

El pH obtuvo una correlación moderada ($R > 0,80$; $p < 0,05$) con el Pb (0,887), Fe (0,868) y Al (0,865). Usualmente con el aumento del pH la capacidad de absorción de los minerales arcillosos se incrementa como consecuencia de la formación de hidróxidos complejos más estables, lo que conlleva a una ampliación en la capacidad de absorción de elementos metálicos en los sedimentos (Hou, et al, 2013). El pH adopta un comportamiento típico por lo siguiente: la materia orgánica al descomponerse contribuye a la acidificación del agua. pero en este caso se observa que a mayor pH la tendencia estaría inclinada a que los metales no se liberarían con facilidad de los sedimentos. Es crucial el papel del pH en el agua ya que niveles bajos o ácidos (producto de vertimientos) contribuyen a la liberación y biodisponibilidad de los metales contenidos en los sedimentos (Fontalvo, 2017)

Por otra parte, la conductividad eléctrica (CE) mostró una correlación lineal negativa moderada con él Cadmio y en general correlaciones negativas con todos los metales en estudio e inclusive se observó una correlación lineal negativa significativa con el pH ($R = -0,812$; $p < 0,05$). El comportamiento de este parámetro se encuentra asociado a una mayor solubilización de sales presentes en los sedimentos. La presencia de estos compuestos salinos en los suelos y sedimentos se convierte en un reductor eficaz de pH, adicionalmente los iones disueltos de estas sales también pueden precipitar carbonatos de metales directamente (Guo, et al, 2010). La correlación entre el pH y la conductividad eléctrica (CE) ($R = -0,812$; $p < 0,05$) confirma que los cambios en estas variables favorecen la disolución o adherencia de los metales a los sedimentos, de ahí la importancia de monitorear dichas variables en el área de estudio. Finalmente, se observó que ningún metal se correlaciona con los coliformes totales, lo que indica que ninguno de estos elementos proviene de la materia orgánica fecal o excremento de animales presentes en la cuenca.

Tabla 17: Correlación entre los parámetros analizados en sedimentos y agua para los periodos de invierno y verano (2017 - 2018).
Las correlaciones marcadas son significativas a nivel de probabilidad de 0,05 (*) y 0,01(**).

	pH	CE	MO	CT	Pb	Cd	As	Cu	Zn	Ni	Cr	Fe	Al
pH	1												
CE	-,812*	1											
MO	,789	-,672	1										
CT	-,583	,548	-,729	1									
Pb	,887*	-,732	,864*	-,381	1								
Cd	,551	-,824*	,679	-,537	,621	1							
As	-,006	-,395	,295	,116	,326	,532	1						
Cu	,622	-,575	,905*	-,727	,678	,492	,373	1					
Zn	,116	-,249	,304	-,259	,139	-,017	,450	,667	1				
Ni	,268	-,482	,687	-,611	,378	,526	,623	,879*	,760	1			
Cr	,545	-,733	,794	-,537	,703	,962**	,581	,612	,036	,612	1		
Fe	,868*	-,799	,929**	-,749	,857*	,815*	,182	,726	,041	,496	,850*	1	
Al	,865*	-,736	,956**	-,618	,941**	,748	,262	,752	,078	,489	,832*	,970**	1

CE: Conductividad electrica, **MO:** % de materia organica, **CT:** Coliformes totales, **Pb:** Concentracion de Plomo, **Cd:** Concentracion de Cadmio, **As:** Concentracion de Arsenico, **Cu:** Concentracion de cobre, **Zn:** Concentracion de Zinc, **Ni:** Concentracion de Niquel, **Cr:** Concentracion de Cromo, **Fe:** Concentracion de Hierro y **Al:** Concentracion de Aluminio.

Fuente: Los Autores (2018).

6.2.2. Análisis de componentes principales (ACP)

Mediante el análisis de componentes principales (ACP) se identificaron los patrones de comportamiento de los parámetros escogidas para el estudio de las concentraciones de metales en los sedimentos del río Tucuy. Los resultados del ACP de los contenidos de metales y demás parámetros estudiados en la investigación se encuentran en las tablas 18 y 19, representados en las gráficas 2, 3 y 4.

Se extrajeron tres componentes principales que explican el 90,125% de la variación de los datos en los puntos de muestreo. El factor o componente I, refleja el 64,009 % de la varianza total, en este se relacionan parámetros como pH y el contenido de Fe y Al, mostrando valores Eigen positivos ($> 0,90$). En este factor también se asoció positivamente, pero en menor grado la materia orgánica y metales como el Pb, Cd, Cu, Cr, Ni.

El factor II (15,606 % de la varianza total) explicó la relación de la concentración de Zinc (Zn). Adicionalmente, se observan comportamientos similares moderados con metales como el Níquel y Cobre.

El factor III que representa el 10,511% de la varianza total se evidenció una gran asociación con las concentraciones de As y de una manera más moderada con el Cd y Cr, adicionalmente observan comportamientos similares en menor medida con el restante de los metales en estudio.

Tabla 18: Varianza total explicada de los parámetros analizados en sedimentos y agua para los periodos de invierno y verano (2017 - 2018).

Componente	Autovalores iniciales			Sumas de las saturaciones al cuadrado de la extracción			Suma de las saturaciones al cuadrado de la rotación		
	Total	% de la varianza	% acumulado	Total	% de la varianza	% acumulado	Total	% de la varianza	% acumulado
1	8,321	64,009	64,009	8,321	64,009	64,009	6,834	52,571	52,571
2	2,029	15,606	79,614	2,029	15,606	79,614	2,729	20,995	73,565
3	1,366	10,511	90,125	1,366	10,511	90,125	2,153	16,560	90,125
4	,791	6,085	96,210						
5	,493	3,790	100						
6	,0	,0	100						
7	,0	,0	100						
8	,0	,0	100						
9	,0	,0	100						
10	,0	,0	100						
11	,0	,0	100						
12	,0	,0	100						
13	,0	,0	100						

Fuente: Los Autores (2018).

Tabla 19: Matriz de componentes rotados de los parámetros analizados en sedimentos y agua para los periodos de invierno y verano (2017 - 2018).

	COMPONENTES		
	1	2	3
pH	,925	,085	-,081
CE	-,764	-,158	-,373
MO	,870	,403	,155
CT	-,712	-,447	,206
Pb	,855	,100	,239
Cd	,715	,004	,623
As	,001	,340	,928
Cu	,630	,753	,113
Zn	-,067	,947	,108
Ni	,322	,838	,393
Cr	,734	,096	,622
Fe	,976	,120	,162
Al	,945	,135	,206

Fuente: Los Autores (2018).

El plano factorial I y II (Figura 10) representa la información más importante, explicando el 79,614 % de la varianza total. Se observa que existe una asociación entre la materia orgánica, pH y algunos elementos metálicos como Al, Fe, Cr, Cd, Pb. como se había mencionado anteriormente esto se debe a la adherencia de metales a esta fracción de los sedimentos (Rosas, 2005). Adicionalmente el Cu y Ni presentan comportamientos similares y la concentración de Zn en este plano adopta un comportamiento similar con las variables en cuestión.

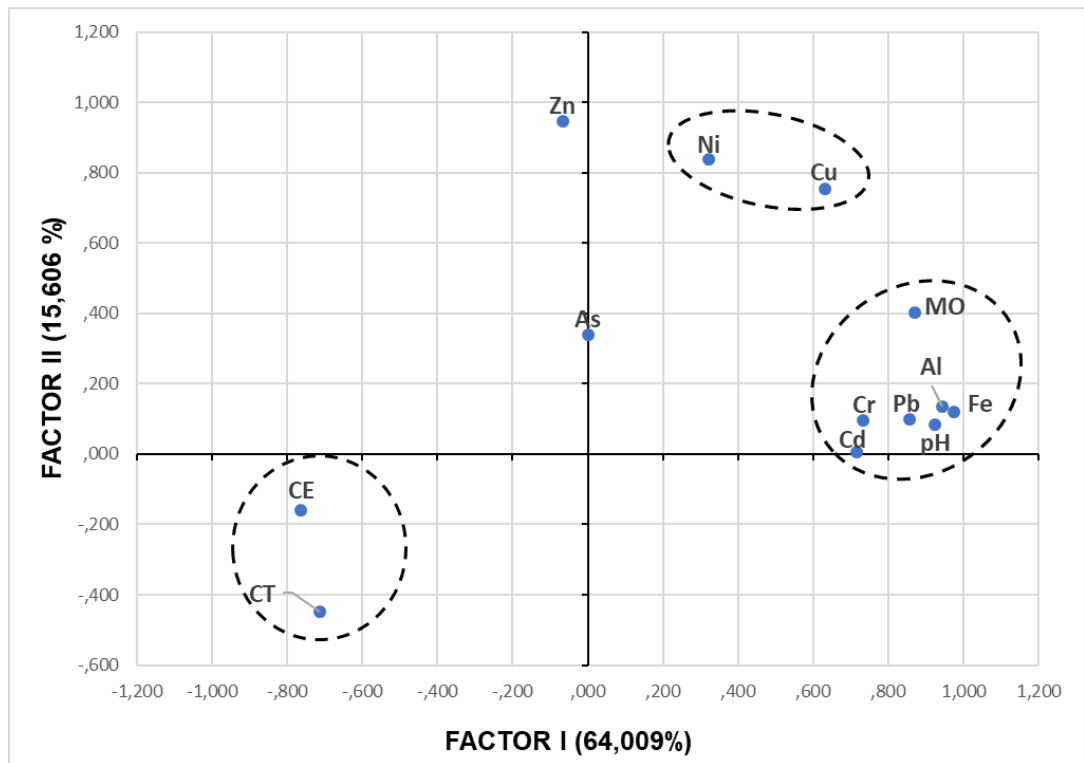


Figura 10: Análisis de componentes principales basado en las correlaciones entre los Factor I y Factor II.

Fuente: Los Autores (2018).

Los planos factoriales I – III y II – III representan el 70,094 % y 26,617 % del comportamiento de las variables de partida respectivamente. Estos planos recopilan gran parte de la información que, aunque no superan la cantidad representada en el plano I - II ayudan a corroborar los juicios emitidos en la interpretación de este último.

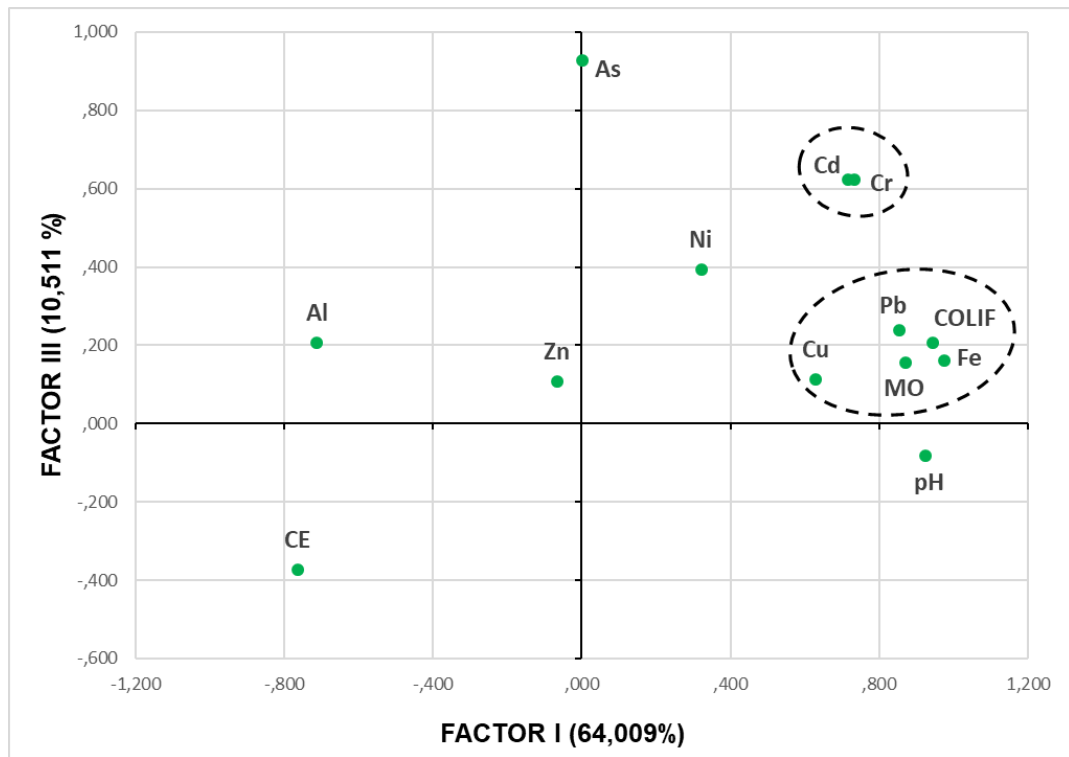


Figura 11: Análisis de componentes principales basado en las correlaciones entre los Factor I y Factor III.

Fuente: Los Autores (2018).

En el plano factorial I - III (Figura 11) se asocian la materia orgánica, las concentraciones de Cu, Pb y Fe, y las coliformes totales, en los sedimentos al igual que otra gran cantidad de microorganismos se pueden ver influenciadas por la existencia de vertimientos de aguas residuales domesticas al cauce del rio. Adicionalmente se evidencian relaciones entre el Cd con Cr.

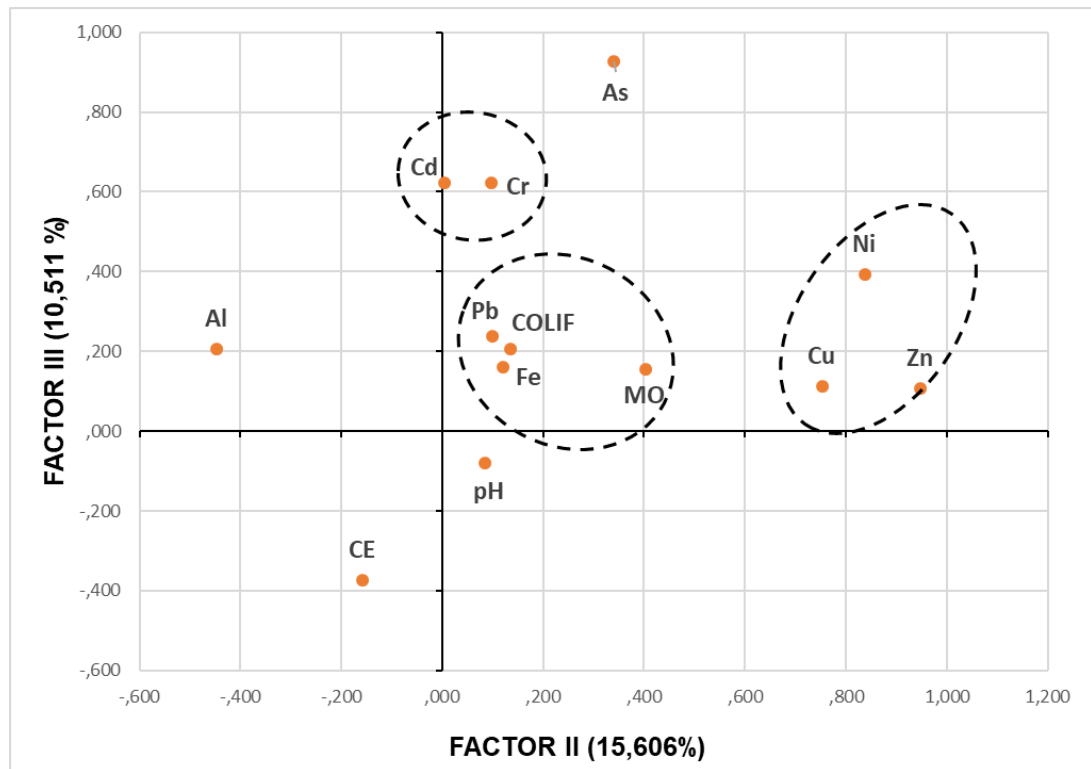


Figura 12: Análisis de componentes principales basado en las correlaciones entre los Factor II y Factor III.

Fuente: Los Autores (2018).

Al relacionar el factor II con el III (Figura 12), aunque la cantidad de información con respecto a la varianza de las variables de partida no es muy significativa, se logró observar nuevamente como se asocian la materia orgánica, concentraciones de Pb y Fe, y coliformes totales, adicionalmente siguen relacionándose las concentraciones de Cd con Cr y el Cu con Zn y Ni. Todas estas relaciones pueden ser explicadas con una fuente antropogénica en común, relacionada con las actividades agrícolas desarrolladas en el área de estudio y zonas de influencia.

6.3. Índices de contaminación ambiental

En esta investigación, se utilizaron cinco diferentes índices para determinar el grado de contaminación antropogénica por metales pesados en los sedimentos del río Tucuy: El factor de enriquecimiento (EF), el índice de carga contaminante (PLI) y el índice riesgo ecológico potencial se calcularon para los diferentes metales, mediante la comparación de las concentraciones de metales en los sedimentos con las de un sitio de cabecera con un menor contenido de acuerdo a lo encontrado por Cáceres y Osorio (2018). Además de estos índices, se realizaron las comparaciones correspondientes con los valores TEC y PEC, al igual que el cálculo de los índices de toxicidad ERMQ y PELQ. Estos índices se determinaron a través de las ecuaciones presentadas en el apartado 5.6 de la metodología.

6.3.1 Factor de enriquecimiento (EF)

La tabla 20 recoge el factor de enriquecimiento para los periodos de muestreo de invierno y verano (2017 – 2018). Metales como el Cd en el punto 2 y 3 en ambas estaciones y el As en el punto 1 de verano, presentan un factor de enriquecimiento menor a 1, lo cual indica que no se presenta un enriquecimiento notable de estos metales. En el caso del Pb, Cu, Ni y Cr en todas las mediciones presentan un factor de enriquecimiento con valores entre 1 y 3, lo cual indica un menor enriquecimiento, al igual que las concentraciones de Zn (excepto a el punto 2 de Invierno), As (excepto a el punto 1 de verano) y Cd en el punto 1 de invierno. Solo las mediciones de Cd en el punto 1 de verano y del Zn en el Punto 2 de invierno presentan un factor de enriquecimiento entre 3 y 5, lo cual significa que existe un nivel moderado de enriquecimiento, que se puede atribuir a diversas fuentes antropogénicas (Sakan et al., 2009).

Tabla 20: Factor de enriquecimiento para los periodos de invierno y verano (2017 - 2018).

Fecha	Punto de Muestreo	Pb	Cd	As	Cu	Zn	Ni	Cr
24/11/2017	P.1 - Invierno	1,751	2,318	1,685	1,697	1,984	1,928	1,460
	P. 2 - Invierno	1,854	0,408	1,946	2,399	4,288	2,587	1,194
	P.3 - Invierno	1,493	0,486	1,902	1,899	2,055	1,843	1,428
16/03/2018	P.1 - Verano	1,856	4,515	0,933	1,555	1,516	1,327	1,055
	P.2 - Verano	1,575	0,312	1,398	2,020	2,376	2,040	1,191
	P. 3 - Verano	2,093	0,268	1,722	1,687	2,112	1,506	1,131

Fuente: Los Autores (2018).

El moderado enriquecimiento del Cd en el punto 1, se puede considerar que se debe a las características litológicas de las rocas de alta montaña (Cabecera), a un alto % de materia orgánica en los sedimentos, a un mayor porcentaje de partículas finas y a nuevos cultivos agrícolas aguas arriba (Corpocesar, 2018). En el caso del Zn en el punto 2 de invierno, en comparación al punto 1 del mismo periodo, posee un incremento superior al 200% de enriquecimiento, lo cual reafirma la postura presentada en el apartado 6.1.3.

6.3.2 Índice de carga contaminante (PLI)

El índice de carga contaminante (PLI) se calculó con referencia al factor de contaminación (CF) del As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn. Este índice proporciona un medio sencillo y comparativo para evaluar el nivel de contaminación por metales pesados. Cuando el $PLI > 1$, significa que existe una contaminación por metales pesados, de lo contrario, si $PLI < 1$, no hay contaminación por metales.

Tabla 21: Índice de carga contaminante (PLI) para los periodos de invierno y verano (2017 - 2018)

Punto de Muestreo	PLI
P. 1 - Invierno	1,773
P. 2 - Invierno	1,177
P. 3 - Invierno	0,761
P. 1 - Verano	1,709
P. 2 - Verano	1,065
P. 3 - Verano	1,011

Fuente: Los Autores (2018).

Se observa que la mayor contaminación por metales pesados en ambas estaciones ocurre en la cabecera, lo cual se puede deber a las características litológicas de la roca madre, el porcentaje de partículas finas y materia orgánica producto de la descomposición del material detrítico de la zona (Montoya, 2013). En este caso se puede llegar a afirmar que existe contaminación de origen antrópico, debido a que esta zona está comenzando a ser intervenida por nuevos cultivos agrícolas (Corpocesar, 2018). Galán & Romero (2008), afirman que las actividades agrícolas como el uso de fertilizantes inorgánicos, pesticidas, estiércol, enmiendas calizas y lodos residuales de depuradoras son varias de las principales fuentes de contaminación por metales pesados en suelos, que posteriormente por escorrentía se depositan en las fuentes hídricas.

Solamente el punto 3 en invierno posee un $PLI < 1$, lo cual indica que no existe contaminación por metales pesados en el sedimento de fondo. Montoya (2013), afirma que este tipo de comportamiento se debe a que en temporada de lluvia la turbidez incrementa en el agua, producto de las crecientes, por lo que las partículas más finas asociadas a los metales pesados quedan suspendidas en la columna de agua, dando como resultado que se encuentre una menor concentración en los sedimentos de fondo, pero más biodisponible en la columna de agua.

6.3.3 Comparación con los valores TEC y PEC

Se realizó la comparación entre cada uno de los metales pesados analizados en los puntos de muestreo y los valores TEC y PEC. Estos últimos valores corresponden respectivamente a las concentraciones por debajo de las cuales no se esperan efectos adversos para el medio y la concentración por encima del cual los efectos biológicos adversos pueden ser frecuentes.

Tabla 22: Comparativa de los valores TEC y PEC con las concentraciones registradas para el periodo de invierno y verano (2017 - 2018).

METAL PESADO	TEC	PEC	(µg/g)					
			Invierno P1	Invierno P2	Invierno P3	Verano P1	Verano P2	Verano P3
As	9,79	33	6,048	4,858	3,64	3,682	4,063	4,968
Cd	0,99	4,98	0,376	0,046	0,042	0,805	0,041	0,035
Cr	43,4	111	20,24	11,51	10,55	16,07	13,37	12,6
Cu	31,6	149	34,68	34,09	20,69	34,93	33,42	27,71
Pb	35,8	128	10,534	7,756	4,787	12,267	7,672	10,12
Ni	22,7	48,6	29,78	27,8	15,18	22,54	25,52	18,7
Zn	121	459	160,69	241,51	88,72	134,96	155,8	137,47
	No se esperan efectos adversos para el medio							
	Se puede llegar a esperar algún efecto adverso sobre el medio							

Fuente: Los Autores (2018).

Como resultado se identificó en la tabla 22 que todos los puntos de muestreos presentaron concentraciones para As, Cd, Cr y Pb, por debajo de sus correspondientes valores TEC, lo cual significa que no se esperan efectos adversos sobre el medio. Por otra parte, las concentraciones de Cu en el punto 1 y 2 de ambas estaciones, Zn en todas las muestras a excepción del punto 3 en invierno y Ni en el punto 1 y 2 de invierno y el punto 2 de verano, se mantuvieron entre los valores TEC y PEC pero mucho más cercanos al primero de estos, lo cual significa que se puede llegar a esperar algún efecto adverso sobre el medio pero no es altamente probable.

6.3.4 Índice de riesgo ecológico potencial

Se determinó el coeficiente del riesgo ecológico potencial de cada metal para cada punto de muestreo E_i , y con base en este se determinó el índice de riesgo ecológico potencial para cada punto RI . Este último indica cuantitativamente el potencial de los peligros ecológicos generados por metales pesados en los sedimentos según las características de estos y su comportamiento ambiental. Valores de $RI < 50$; 50-100; 100-200 y >400 , se relaciona respectivamente con sedimentos no contaminados, moderadamente contaminados, fuertemente contaminados y muy fuertemente contaminados.

De igual manera, el coeficiente de riesgo ecológico potencial es la cuantificación del potencial de peligro para cada metal, lo cual permite identificar cuales metales son los que aportan en mayor medida con los niveles de contaminación en los sedimentos. Valores de $E_i < 30$; 30-60; 60-120; $>120-240$ y >240 , se relacionan respectivamente con sedimentos no contaminados, moderadamente contaminados, fuertemente contaminados, muy fuertemente contaminados y extremadamente contaminados por el correspondiente metal.

Tabla 23: Índice de riesgo ecológico potencial de las concentraciones registradas para el periodo de invierno y verano (2017 - 2018).

Punto de Muestreo	Pb	Cd	As	Cu	Zn	Ni	Cr	RI
P.1 - Invierno	8,6	68,0	16,5	8,3	1,9	9,4	2,9	115,5
P. 2 - Invierno	6,3	8,3	13,2	8,2	2,9	8,8	1,6	49,3
P. 3 - Invierno	3,9	7,6	9,9	4,9	1,1	4,8	1,5	33,7
P.1 - Verano	10,0	145,5	10,0	8,4	1,6	7,1	2,3	184,8
P. 2 - Verano	6,2	7,4	11,1	8,0	1,9	8,1	1,9	44,5
P. 3 - Verano	8,2	6,3	13,5	6,6	1,7	5,9	1,8	44,0
No contaminados		Fuertemente contaminados			Muy fuertemente contaminados			

Fuente: Los Autores (2018).

De la tabla 23, se observa que solo los valores para Cd del primer punto en invierno y verano superan respectivamente con 68 y 145,5 los niveles máximos permisibles de un sedimento no contaminado. Esto significa que la concentración de Cd en verano genera un muy fuerte nivel de contaminación, pero en invierno disminuye hasta un nivel fuerte de contaminación. Esto se debe a que en verano existe una mayor acumulación de los metales en el sedimento de fondo, pero en invierno por efecto del arrastre en el cauce del río, estos se remobilizan y pasan a la columna de agua. Este hecho es el responsable del alto índice de riesgo ecológico potencial del punto 1 en invierno y verano, los cuales alcanzan un nivel de contaminación fuerte.

Los resultados registrados en el primer punto se pueden atribuir a contaminación de origen antropogénico, debido a que la zona aguas arriba está volviendo a ser intervenida para producción agrícola (Corpocesar, 2018), y en presencia de características propicias para la retención de elementos metálicos, se potencializa este fenómeno. Alloway (2013), identificó las concentraciones de Cd en suelos están relacionados directamente con la aplicación de fertilizantes. Igualmente, Laegreid et al. (1999), plantea que los fertilizantes fosforados son una fuente de Cd, debido a los contenidos de apatita, que además de fósforo, contiene Cd en concentraciones entre 8 y 500 mg/kg.

6.3.5 Índices de toxicidad ERMQ y PELQ

Se determinaron para cada punto de muestreo los índices de toxicidad ERMQ y PELQ. Estos índices denotan respectivamente, los efectos de rango medio y el nivel de efecto probable sobre la biota en el sedimento. Valores de ERMQ < 0,1; 0,11–0,5; 0,51–1,5 y > 1,5 se relacionan respectivamente con un < 10%, 25–30%, 50% y > 75% de probabilidad en generar efectos adversos para la biota. De manera similar, valores de PELQ, < 0,1; 0,11–1,5; 1,51–2,3 y > 2,3 coinciden respectivamente con un 10%, 25%, 50% y 76% de probabilidad en generar toxicidad

para la biota, lo cual es consecuente con cuatro niveles de prioridad propuestos: baja, media-baja, media-alta y alta (Long et al., 1995; Violintzis et al., 2009).

Tabla 24: Índice de toxicidad ERMQ y PELQ de las concentraciones registradas para el periodo de invierno y verano (2017 - 2018).

Punto de Muestreo	PELQ	ERMQ
P. 1 - invierno	0,295	0,189
P. 2 - Invierno	0,304	0,199
P. 3 - Invierno	0,154	0,099
P.1 - Verano	0,263	0,162
P. 2 - Verano	0,249	0,162
P. 3 - Verano	0,214	0,136

Fuente: Los Autores (2018).

De la tabla 24, se observa que todos los puntos de muestreo en verano y los puntos 1 y 2 en invierno presentan valores de ERMQ dentro del rango 0,11–0,5, el cual representa un 25-30% de probabilidad en generar efectos adversos para la biota, que corresponde con una toxicidad media-baja. Por otra parte, el punto 3 de invierno presentó el valor ERMQ más bajo (< 0.1), lo cual significa que la probabilidad de generar efectos adversos sobre la biota es menor al 10%. Esto nos lleva a inferir que la disminución del valor ERMQ en el punto 3 de invierno está asociado a la liberación de metales a la columna de agua debido a la resuspensión del sedimento de fondo superficial (Montoya, 2013).

Los valores del índice PELQ en todos los puntos de muestreo se encuentran entre el rango de (0,11 – 1,5), lo cual significa que presentan una probabilidad de toxicidad en la biota de 25% aproximadamente. Ambos índices concordaron en que la probabilidad de que se presenten posibles impactos sobre la biota fluctúa en un 25% con un nivel de prioridad medio-bajo.

CONCLUSIONES

La evaluación del riesgo ambiental asociado a las concentraciones de metales pesados en los sedimentos del río Tucuy, representa una herramienta crucial para el entendimiento de la dinámica y las diferentes afectaciones que tienen estos elementos sobre el ambiente. Luego de analizar las características físicas, químicas y microbiológicas de la zona de estudio, se lograron deducir las siguientes conclusiones:

En la textura del sedimento de fondo superficial del río Tucuy la fracción de arena representa alrededor del 95% del material, seguida por la fracción de limos y arcillas con un porcentaje medio de masa del 3%, mientras que la fracción de grava es la fracción más pequeña con un porcentaje de masa del 2% aproximadamente. La cantidad de partículas con diámetros menores o iguales a 63 μm se presentaron en mayor proporción en las zonas altas o de cabecera del cauce del río (P.1), mientras que aguas abajo (P2 y P3) esta fracción de sedimento disminuyó gradualmente entre punto y punto, siendo el último (P3) el de menor cantidad de partículas finas, lo que en este caso representa una mayor probabilidad de encontrar altas concentraciones de elementos metálicos en los sedimentos de cabecera con respecto a las demás zonas de la cuenca.

Con respecto a las características fisicoquímicas y microbiológicas de los sedimentos, se evidencia altas correlaciones positivas entre la materia orgánica y el Al, Fe, Cu, Pb y en general la materia orgánica resultó ser el parámetro con mayor correlación a las concentraciones de los metales estudiados en los sedimentos, confirmando lo planteado por diversos autores (Rosas, 2005; Montoya, 2013) que explican que dicho comportamiento se debe a la adherencia de formas metálicas a este componente. Las correlaciones entre el pH, conductividad eléctrica y metales corroboran que los cambios en estas variables favorecen la disolución o adherencia de los metales a los sedimentos, de ahí la importancia de monitorear dichas

variables en el área de estudio. Adicionalmente, se evidencia que ningún metal se correlaciona con los coliformes totales, lo que indica que ninguno de estos elementos proviene de la materia orgánica fecal o excremento de animales presentes en la cuenca.

La concentración media de metales en los sedimentos de fondo presenta el siguiente orden decreciente: Fe > Al > Zn > Cu > Ni > Cr > Pb > As > Cd y presentaron los siguientes valores medios: Fe (20,49g/kg), Al (5,56g/kg), Zn (163,64mg/kg), Cu (29,82mg/kg), Ni (24,25mg/kg), Cr (14,10mg/kg), Pb (7,69mg/kg), As (4,85mg/kg) y Cd (0,52mg/kg) . Todos los metales a excepción del Zn presentaron su mayor concentración en el punto de muestreo 1, lo cual indica que puede estar asociado a las características litológicas, granulométricas y fisicoquímicas de los sedimentos en la zona de cabecera del río Tucuy. Estos brindan las condiciones ideales para que se presente una mayor adsorción de metales en el sedimento, debido a que en esta zona se evidencia un mayor % de partículas finas, pH en rangos ligeramente básicos y porcentajes de materia orgánica mayores con respecto a los demás puntos de muestreo en el río. Por lo que es razonable encontrar mayores concentraciones de metales pesados en la zona de cabecera, en comparación con los demás puntos de muestreo de la cuenca.

Las concentraciones de As, Cd y Zn sobrepasan en algunos puntos de muestreo los niveles máximos permisibles del ISQG en la norma ambiental canadiense, pero no sobrepasan los valores del PEL de norma en cuestión, ubicándolos en el segundo rango de efecto posibles dentro del cual los efectos adversos ocurren ocasionalmente. Con respecto a la norma americana la cual facilita la identificación de hábitats potencialmente impactados, se evidencia que elementos como el As, Ni, Cu y Zn sobrepasan el límite máximo permisibles en todos los puntos de muestreo y periodos climáticos. Elementos como el Cd y Cr solo exceden el límite en las zonas de cabecera para ambos periodos climáticos. Esto apunta a que la principal zona

afectada por las concentraciones de metales pesados es la de cabecera del río Tucuy.

En el comportamiento de los metales se logra evidenciar una fuerte correlación entre elementos metálicos como es el caso del Cr con Cd, De igual manera el Al con Pb y Fe, así mismo se registraron correlaciones lineales moderadas entre Ni con Cu, Al con Cr, y Fe con Cd, Pb y Cr, por lo que se infiere que estos metales tienen la fuente de generación o transporte en común.

El análisis de los componentes principales ACP explicó el 90,125% de la variación de los datos en los puntos de muestreo a través de tres factores. El factor o componente I se comporta de manera similar a parámetros como pH y el contenido de Fe y Al, En este factor también se asoció en menor medida la materia orgánica y metales como el Pb, Cd, Cu, Cr, Ni. El factor II se asocia con la concentración de Zinc (Zn). Adicionalmente, se observan comportamientos similares moderados con metales como el Ni y Cu. El factor III se asocia con las concentraciones de As y de una manera moderada con el Cd y Cr, el ACP, permitió la agrupación de los puntos de muestreo en tres grupos teniendo en cuenta las características expuestas con relación a las concentraciones de los metales contenidos en los sedimentos.

Los resultados obtenidos por el índice de enriquecimiento apuntan a que las concentraciones críticas de la investigación son las de Cd en el punto 1 de verano, y la de Zn en el punto 2 de invierno, los cuales han sido documentados con una misma posible fuente de contaminación en comun que es la agricultura ATSDR, (2005), pero adicionalmente el cuenta con procesos de extracción de carbón a cielo abierto en sus cercanías, el cual puede ser una de la fuente del incremento de las concentraciones de Zn en dicho punto. Los resultados obtenidos de la comparación de los valores TEC y PEC indican que las concentraciones de Zn, Ni y Cu pueden llegar a producir efectos biológicos adversos, pero no con una gran frecuencia, debido a que en la mayoría de los puntos de muestreo superan las concentraciones

por debajo de las cuales no se esperan efectos adversos para el medio (TEC), pero se mantienen por debajo de las concentraciones por encima del cual los efectos biológicos adversos pueden ser frecuentes (PEC).

El índice de carga contaminante (PLI) indica que existe contaminación por metales pesados en todos los puntos de muestreo ($PLI > 1$), haciendo la salvedad que en el punto 3 en invierno el índice de carga contaminante ($PLI < 1$), señala que no existe contaminación por metales pesados, lo cual se relaciona a el traslado de los metales del sedimento a la columna de agua (Montoya, 2013). El índice de riesgo ecológico potencial al igual que el índice de carga contaminante (PLI) indica que el punto 1 es el que presenta un mayor riesgo asociado a la contaminación por metales pesado, más específicamente el índice de riesgo ecológico potencial revela que esto se debe a las concentraciones de Cd, las cuales generan hasta un muy fuerte nivel de contaminación , incrementando la necesidad de realizar un monitoreo de las concentraciones en sedimento para poder implementar medidas de corrección.

Los índices de toxicidad ERMQ y PELQ señalan que la probabilidad de que se presenten posibles impactos sobre la biota fluctúa en un 25% para todos los puntos de muestreo a excepción del punto 3 en invierno (con respecto al índice ERMQ), aunque se encuentra en el límite de valores ERMQ con un 25% de probabilidad de efectos adversos. De este último se puede inferir que ocurre el fenómeno descrito por Montoya (2013), el cual afirma que en invierno se observa una atenuación de la concentración de metales en los sedimentos debido a que pasan a la columna de agua, lo cual no es positivo ya que aumenta los riesgos ambientales asociados a metales pesados en el agua. A pesar de no representar unos niveles altos de toxicidad, todo apunta a que se deben implementar medidas de prevención en toda la cuenca, en especial en las zonas con influencia minera y en la cabecera del río, debido a la reactivación agrícola de esta zona.

RECOMENDACIONES

El estado debe contemplar la existencia de estos contaminantes metálicos en los sedimentos de fondo, por lo cual se hace necesario la creación de normativa que establezca los niveles máximos permisibles de metales pesados en sedimento de fondo de cuerpos de agua dulce (ríos, lagos, ciénagas, etc.).

Fomentar las investigaciones que evalúen y disminuyan el riesgo ambiental asociados a metales pesados en los cuerpos de agua dulce de Colombia, debido a que es una problemática poco explorada en el territorio nacional y es fundamental para garantizar estándares de calidad de vida en las poblaciones y la estabilidad de los ecosistemas.


Integrar esta investigación en la formulación del POMCA del río Calenturitas, con la finalidad de poder involucrar a todos los actores de la cuenca del río Tucuy en procesos de prevención y conservación.

Se recomienda que se realicen análisis de metales en los vertimientos de las minas, de las aguas residuales, etc. Esto con la finalidad de identificar las posibles fuentes de contaminación.

Monitorear las concentraciones de metales pesados en los sedimentos de fondo del río Tucuy, con la finalidad de ejercer un control efectivo y mantener unos estándares de calidad. Es fundamental que la Corporación Autónoma del Cesar “CORPOCESAR” vea esto como una prioridad y se encargué de llevar un seguimiento efectivo.

Impulsar a la gobernación, alcaldías, “CORPOCESAR” y demás entes de control a la realización de procesos de generación de normativa y preservación del recurso hídrico.

ANEXOS.

	FORMATO ANÁLISIS FÍSICOQUÍMICO Y MICROBIOLÓGICO	VIGENCIA	
		14 - 01 - 17	
		VERSION: 1	PAG: 2

REPORTE DE ENSAYO
No 1336-2

ODS No.	1336-2
Códigos:	1117-1336-2

I. INFORMACIÓN DEL SOLICITANTE

CLIENTE:	Eduardo Gutiérrez y Martha Zequeira			NIT/C.C.	N.I.
CONTACTO/CARGO:	Eduardo Gutiérrez y Martha Zequeira		DIRECCIÓN:	Becerril	
DEPARTAMENTO:	Cesar	MUNICIPIO:	Becerril	TELÉFONO:	NI

II. INFORMACIÓN DE LA MUESTRA

CÓDIGO	NATURALEZA DE LA MUESTRA	IDENTIFICACIÓN	LUGAR DE MUESTREO	MUESTRA TOMADA POR		Laboratorio		
				FECHA DE MUESTREO	2017-11-24	HORA:	08:00 am	
1117-1336-2	SUELO	SEDIMENTO	RIO TUCUY BECERRIL	FECHA DE INGRESO MUESTRA	2017-11-24	HORA:	04:25 pm	
				FECHA INICIO DE ENSAYOS	2017-11-24			
				FECHA FINALIZ. DE ENSAYO	2017-12-05			
				FECHA DE REPORTE	2017-12-05			

N.A. No aplica

N.I. Información no suministrada

III. RESULTADOS

FÍSICO-QUÍMICOS

MICROBIOLÓGICOS

ENSAYO	METODO DE REFERENCIA	UNIDAD	VALOR DE REFERENCIA	RESULTADOS		
				1117-1336-2 P1	1117-1336-2 P2	1117-1336-2 P3
Coliformes totales	NPM/g	UFC/100ml	-	39x10 ⁴	45x10 ⁴	59x10 ⁴

Nota: Los resultados sólo están relacionados con las muestras analizadas. Es válido únicamente con firmas y en original. Este informe de resultados no deberá reproducirse parcial ni totalmente sin la aprobación por escrito del Laboratorio. LABORATORIOS BIOINDALAMAB se compromete a mantener la confidencialidad de los resultados de los ensayos.

PEDRO JOSÉ FRAGOSO
BACTERIÓLOGO MSc, PhD
TP: 507-02

PEDRO JOSE FRAGOSO C.
Bacteriólogo MSc. Ciencia y Tecnología de Alimentos

Dirección calle 8ª N 22-80 Valledupar. TEL.5700657, CEL. 3166954067. www.bioindalamb.com
E – mail. pedrojosefragoso@gmail.com, bioindalamb@gmail.com



**FORMATO ANÁLISIS FÍSICOQUÍMICO Y
MICROBIOLÓGICO**

VIGENCIA

14 - 01 - 17

VERSION: 1

PAG:2

REPORTE DE ENSAYO
No 1402-2

ODS No.	1402-2
Códigos:	0318-1402-2

I. INFORMACIÓN DEL SOLICITANTE

CLIENTE:	Eduardo Gutiérrez y Martha Zequeira			NIT/C.C.	N.I.
CONTACTO/CARGO:	Eduardo Gutiérrez y Martha Zequeira		DIRECCIÓN:	Becerril	
DEPARTAMENTO:	Cesar	MUNICIPIO:	Becerril	TELÉFONO:	NI

II. INFORMACIÓN DE LA MUESTRA

CÓDIGO	NATURALEZA DE LA MUESTRA	IDENTIFICACIÓN	LUGAR DE MUESTREO	MUESTRA TOMADA POR		Laboratorio	
				FECHA DE MUESTREO	HORA:	FECHA DE INGRESO MUESTRA	HORA:
0318-1402-2	SUELO	SEDIMENTO	RIO TUCUY BECERRIL	2018-03-16	08:00 am	2018-03-16	04:25 pm
				FECHA INICIO DE ENSAYOS		2018-03-16	
				FECHA FINALIZ. DE ENSAYO		2018-03-25	
				FECHA DE REPORTE		2018-03-26	

N.A. No aplica

N.I. Información no suministrada

III. RESULTADOS

FISICO-QUÍMICOS

MICROBIOLÓGICOS

ENSAYO	METODO DE REFERENCIA	UNIDAD	VALOR DE REFERENCIA	RESULTADOS		
				0318-1402-2 P1	0318-1402-2 P2	0318-1402-2 P3
Coliformes totales	NPM/g	NPM/g	-	27x10 ⁴	39x10 ⁴	74x10 ⁴

Nota: Los resultados sólo están relacionados con las muestras analizadas. Es válido únicamente con firmas y en original. Este informe de resultados no deberá reproducirse parcial ni totalmente sin la aprobación por escrito del Laboratorio. LABORATORIOS BIOINDALAMAB se compromete a mantener la confidencialidad de los resultados de los ensayos.

PEDRO JOSE FRAGOSO
BACTERIOLOGO MSC, PhC
TP: 507-02

PEDRO JOSE FRAGOSO C.
Bacteriólogo MSc. Ciencia y Tecnología de Alimentos

Dirección calle 8ª N 22-80 Valledupar. TEL.5700657, CEL. 3166954067. www.bioindalamb.com
E - mail. pedrojosefragoso@gmail.com, bioindallab@gmail.com



INFORME DE RESULTADOS

CÓDIGO:
FLTX-002
VERSIÓN: 01

EMISIÓN:
01/06/2017

PÁGINA
1 de 1

LABORATORIO DE TOXICOLOGÍA Y GESTIÓN AMBIENTAL

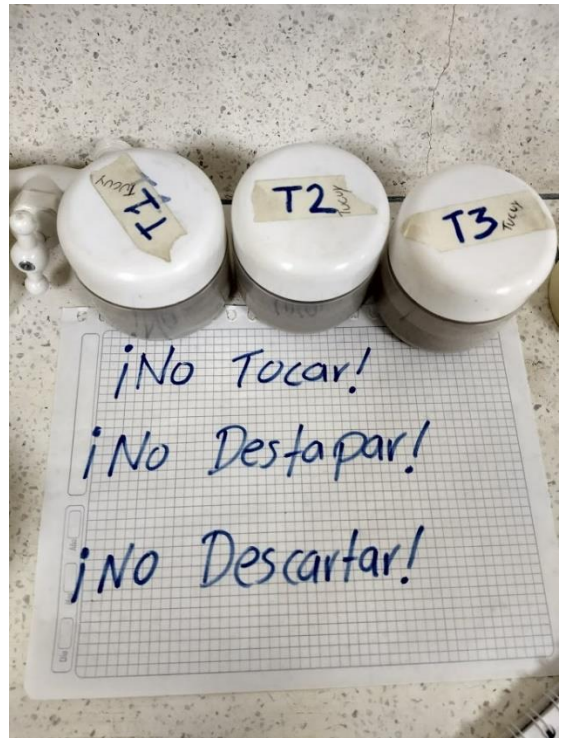
Cons. N°: 18-177

CLIENTE: Universidad Popular del Cesar	SOLICITADO POR: Luis Montoya
CONVENIO/PROYECTO: -	
TIPO DE MUESTRA: Sedimentos y material en suspensión	
TOTAL MUESTRAS: 31	
RESPONSABLES DE MUESTREO: CLIENTE	RECEPCIÓN EN LABORATORIO: S.B.
FECHA DE MUESTREO: N.A.	RESPONSABLES DE ANALISIS: I.U.
FECHA RECEPCIÓN MUESTRAS:	18/07/2018
MÉTODO DE ANALISIS: Método de digestión EPA3051A. Pb, Cd: GFAAS; As:HGAAS; Cu, Zn, Ni, Fe, Al, Cr: FLAAS	

SEDIMENTOS										
CÓDIGO	DESCRIPCIÓN	Pb (LDM: 80)	Cd (LDM:25)	As (LDM: 80)	Cu (LDM:15)	Zn (LDM:8)	Ni (LDM:10)	Fe (LDM:25)	Al (LDM: 400)	Cr (LDM:10)
		µg/kg			mg/kg					
TX-180718-01	Río Tucuy - 24/11/2017 - Invierno - P1	10534,54	376,09	6048,69	34,68	160,69	29,78	25803,00	7484,29	20,24
TX-180718-02	Río Tucuy - 24/11/2017 - Invierno - P2	7756,37	46,23	4858,57	34,09	241,51	27,80	19065,46	5205,58	11,51
TX-180718-03	Río Tucuy - 24/11/2017 - Invierno - P3	4787,94	42,23	3640,64	20,69	88,72	15,18	16607,81	3990,31	10,55
TX-180718-04	Río Tucuy - 16/03/2018 - Verano - P1	12267,03	805,59	3682,88	34,93	134,96	22,54	28107,67	8225,58	16,07
TX-180718-05	Río Tucuy - 16/03/2018 - Verano - P2	7672,30	41,88	4063,59	33,42	155,80	25,52	21013,74	6060,63	13,37
TX-180718-06	Río Tucuy - 16/03/2018 - Verano - P2	10120,60	35,62	4968,60	27,71	137,47	18,70	19288,23	6015,73	12,60
TX-180718-07	Río Maracas - 25/11/2017 - Invierno - P1	5386,70	124,95	3943,93	22,50	84,98	14,94	19464,27	7681,49	13,92
TX-180718-08	Río Maracas - 25/11/2017 - Invierno - P2	6870,48	38,31	4202,43	16,00	106,59	11,45	14112,00	5433,02	<10
TX-180718-09	Río Maracas - 25/11/2017 - Invierno - P3	9437,09	34,22	3922,05	19,30	106,13	12,23	15474,84	5612,25	10,60
TX-180718-10	Río Maracas - 17/03/2018 - Verano - P1	6924,46	208,55	3404,11	19,32	80,77	16,68	19178,53	7635,46	14,45
TX-180718-11	Río Maracas - 17/03/2018 - Verano - P2	8173,08	160,21	3296,08	<15	148,33	10,09	12844,76	4291,93	<10
TX-180718-12	Río Maracas - 17/03/2018 - Verano - P3	14737,10	70,29	4405,80	<15	131,37	17,70	19266,88	3687,95	13,91
TX-180718-13	Río Calenturitas - 26/11/2017 - Invierno - P1	10639,34	86,66	4522,11	45,02	142,70	22,21	20292,48	2121,64	13,94







BIBLIOGRAFÍA

- Alloway, B. (2013). *Heavy Metals in Soils, Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability (3ra Ed)*. United Kingdom: Springer Netherlands.
- Alonso, L., Latorre, S., Castillo, E., & Brandão, P. (2014). Environmental occurrence of arsenic in Colombia. *Environmental Pollution*, 186, 272-281.
- Álvarez, S. (2005). La descomposición de materia orgánica en humedales: la importancia del componente microbiano. . *Ecosistemas Vol. 14, núm. 2,,* 17-29.
- Angulo, E. (1996). The Tomlinson Pollution Load Index applied to heavy metal, 'Mussel-Watch' data: a useful index to assess coastal pollution. *Science of The Total Environment*, 187(1 ,15), 19-56.
- Ankers, C., Walling, D., & Smith, R. (2003). The influence of catchment characteristics on suspended sediment properties. *Hydrobiologia*, 494, 159-67.
- ATSDR. (2005). *Toxicological profile for Nickel*. Springfield: U.S Department of Health and Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
- ATSDR. (2005). *Toxicological profile for Zinc*. Atlanta: U.S Department of Health and Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
- Beck, H., & Birch, G. (2011). Spatial and Temporal Variance of Metal and Suspended Solids Relationships in Urban Stormwater-Implications for Monitoring. *Water, Air, & Soil Pollution.,* 223(3), 1005-1015.

- Bhattacharij, S. (1987). Contaminated Sediments. *Lecture Notes in Earth Sciences*, Ed. by Förstner U, 21, 1-157.
- Bilandžić, N., Đokić, M., Sedak, M., Solomun, B., Varenina, I., Knežević, Z., & Benić, M. (2012). Trace element levels in raw milk from northern and southern regions of Croatia. *Food Chemistry*, 62-66.
- Blake, W., Walsh, R., Barnsley, M., Palmer, G., Dyrinda, P., & James, J. (2003). Heavy metal concentrations during storm events in a rehabilitated industrialized catchment. *Hydrol. Process*, 17, 1923-1939.
- Cáceres, D., & Osorio, R. (2018). *Evaluacion del riesgo ambiental asociado a metales en los sedimentos de fondo del rio Maracas, Becerril Cesar*. (Proyecto de grado inedito), Universidad Popular del Cesar.
- Carson, B. L., Ellis, H. V., & McCann, J. L. (1986). *Toxicology and biological monitoring of metals in humans: Including feasibility and need*. Chelsea, Mich: Lewis publishers.
- Chan, M., & Peña, W. (2015). Evaluación de la calidad del agua superficial con potencial para consumo humano en la cuenca alta del Sislcán, Guatemala. *Cuadernos de Investigación UNED*, 7(1), 19-23.
- Chávez, Á. (2010). Descripción de la nocividad del cromo proveniente de la industria curtiembre y de las posibles formas de removerlo. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, vol. 9, No. 17, 41-50 .
- Codina, J., & Perez, A. (1993). Los metales pesados como polucionantes tóxicos. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* (25), 250 - 254.

- Combariza, D. (2009). *Contaminación por metales pesados en el embalse de Muña y su relación con los niveles de sangre de plomo, mercurio y cadmio y alteraciones de salud en los habitantes de municipio de Sibaté (Cundinamarca)*. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia.
- Consortio Calenturitas. (2016). *Formulación del POMCA del río Calenturitas - Cesar*. Bucaramanga.
- Corpocesar. (2018). *Plan de gestión ambiental regional 2018 - 2038*. Valledupar.
- de La Cruz, N., Alderete, Á., & Laffón, S. (2013). Acumulación de metales pesados en sedimentos del ecosistema manglar en Laguna de Términos, Campeche, México. *Foresta Veracruzana, Vol. 15, N° 1, 25-30*.
- Dhir, B., & Kumar, R. (2010). Adsorption of Heavy Metals by *Salvinia* Biomass and Agricultural Residues. *Journal of Environmental*, 427-432.
- Eggleton, J., & Thomas, K. (2004). A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events. . En *Environmental International* (págs. 973-800).
- Esteves, J., Gil, M., & Harvey, M. (1996). *Evaluación de la contaminación por metales en sedimentos y materiales en suspensión de la cuenca Turbio-Gallegos*. Puerto Madryn, Argentina: Técnico N°12 del Plan de Manejo Integrado de la Zona Costera Patagónica.
- Ferreccio, C., González, C., Milosavjlevic, V., Marshall, G., Sancha, A., & Smith, A. (2000). Lung cancer and arsenic concentrations in drinking water in Chile. *Epidemiology, Vol 11, 673-679*. .

- Fontalvo, A. M. (2017). *Metales pesados en sedimentos de la cuenca baja del río Magdalena, Colombia*. Barranquilla - Colombia.
- Forstner, U., & Wittmann, G. (1982). Heavy metal pollution in the aquatic environment. *2nd Ed., Springer-Verlag*, 486.
- Galán, E., & Romero, A. (2008). Contaminación de Suelos por Metales Pesados. *Revista de la sociedad española de mineralogía*, 48-60.
- Garcia, J., Mendez, J., Pasaro, E., & Laffon, B. (2012). Genotoxic effects of lead: An updated review. *Environment International*, 623-636.
- Gidlow, D. (2004). Lead toxicity. *Occupational Medicine, Vol. 54 No. 2*, 76-81.
- Giraldo, G. (1995). *Manual de análisis de aguas*. Manizales: Universidad Nacional de Colombia.
- Goldfrank, L., Lewin, N., Flomenbaum, N., Hoffman, R., & Howland, M. (2006). *Toxicologic emergencies. Octava Edición. Capítulos 87 (1274-1278), 91 (1308-1321), 92 (1334-1342)*. McGraw Hill.
- Guo, W., Liu, X., Liu, Z., & Li, G. (2010). Pollution and Potential Ecological Risk Evaluation of Heavy Metals in the Sediments around Dongjiang Harbor, Tianjin. *Procedia Environmental Sciences*, 2, 729–736.
- Hakanson, L. (1980). Ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *The Journal of Water Research.*, 14, 975-1001.

- Herrera, J., Rodríguez, J., Coto, J., Salgado, V., & Borbón, H. (2013). Evaluación de metales pesados en los sedimentos superficiales del río Pirro. *Tecnología en Marcha*, Vol. 26, N° 1, 28-36.
- Hou, D., He, J., L. C., Ren, L., Fan, Q. W., & Xie, Z. (2013). Distribution characteristics and potential ecological risk assessment of heavy metals (Cu, Pb, Zn, Cd) in water and sediments from Lake Dalinouer, China. En *Ecotoxicology and Environmental Safety* (págs. 135-144). Dalinouer.
- Huaranga, F., Méndez, E., Quilcat, V., & Huaranga, F. (2012). Contaminación por metales pesados en la Cuenca del Río Moche, 1980-2010. *Scientia Agropecuaria*, 3, 235 - 247.
- IDEAM. (2009). *Procedimiento paara el muestreo de aguas y sedimentos para determinación de metales*. Bogota D.C: Instituto de Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial.
- International Cadmium Association. (29 de Septiembre de 2018). Obtenido de <http://www.cadmium.org>
- Læg Reid, M., Bockman, O., & Kaarstad, O. (1999). *Agriculture, fertilizers and the environment*. Wallingford: CABI publishing.
- Larios, M. (2014). *Niveles de Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, y Zn en los suelos de ribera de la cuenca del río Turia*. Barcelona: Universidad de Lleida.
- Lockwood, A., Welker-Hood, K., Rauch, M., & Gottlieb, B. (2009). *El Impacto del Carbón sobre la Salud Humana*. Resumen ejecutivo, Physicians for Social.

- Long, E, MacDonalds. D, Smith. S, & Calder. F. (1995). Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management*. , 19, 81-97.
- López, A. (2004). *Retención de compuestos gaseosos de Hg, As y Se en sorbentes sólidos: Aplicación a combustión y gasificación de carbón*. Oviedo: Universidad de Oviedo, Departamento de Química Orgánica e Inorgánica.
- MacDonald. D, Ingersoll. C, & Berger. T. (2000). Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *The Journal of Archives of Environmention Contamination Toxicology* , 39, 20-31.
- Mandal, B., & Susuki, T. (2002). Arsenic round the world: A review. *Talanta*, 201-235.
- Marruecos, L., Nogué, S., & Nolla, J. (1993). *Toxicología clínica*. Barcelona: Springer-Verlag Ibérica.
- Marrugo, J. (2011). *Evaluación de la contaminación por metales pesados en la ciénaga La Soleada y bahía de Cispatá, cuenca del bajo Sinú*. Cordoba: Universidad de Cordoba.
- Ministerio de Minas y Energía. (2015). *Incidencia real de la minería del carbón, del oro y del uso del mercurio en la calidad ambiental con énfasis especial en el recurso hídrico - Diseño de herramientas para la para la planeación sectorial*. Bogota, Colombia: Unidad de planeación minero energético y Universidad de Córdoba.

- Montoya, L. (2013). *Efectos de las crecidas en el transporte de material particulado y contaminantes asociados: aplicación al caso del río Oka (Urdaibai), País Vasco*. Bilbao, España: Universidad del País Vasco-Euskal Herriko Unibertsitatea.
- Morales, C., & Arias, A. (1997). *Mapa Geológico generalizado del departamento del Cesar memoria explicativa*. Bogota D.C: INGEOMINAS.
- Nava, C., & Méndez, M. (2011). Efectos neurotóxicos de metales pesados (cadmio, plomo, arsénico y talio). *Archivos de Neurociencias*, 16, 140-147.
- NIH. (2016). *Datos sobre el Zinc*. National Institutes of Health, Office of dietary Supplements.
- Planas, M. (2010). *Estudio sobre metales pesados en sedimentos en la cuenca del Jequetepeque*. Jequetepeque, Peru: Escola Tècnica Superior d'Enginyeria Industrial de Barcelona.
- Rakib, M., & Bhuiyan, M. (2014). Arsenic contamination: Food toxicity and local perception. *Int. J. Sci. Res. Environ. Sci.* 2, 1 - 7.
- Ramakritinan, C., Chandurvelan, R., & Kumaraguru, A. (2012). Acute toxicity of metals: Cu, Pb, Cd, Hg and Zn on marine mollusks, *Cerithedia cingulata* G. y *Modiolus philippinarum* H. *Indian Journal of Geo-Marine Sciences*, Vol 2, 141-145.
- Repetto, M., & Sanz, J. (2012). *Toxicología de los metales*. Sevilla (España): Colegio oficial de Químicos.

- Reyes, Y., Vergara, I., Torres, O., Diaz, M., & Gonzales, E. (2016). Contaminación por metales pesados: Implicaciones en salud, ambiente y seguridad alimentaria. *Revista Ingeniería, Investigación y Desarrollo*, Vol. 16 N° 2, 66-77.
- Rinehart, W., & Gad, S. (1986). Current Concepts in Occupational Health: Metals - Chromium. *American Industrial Hygiene Association Journal*, Vol. 47, no. 11, 696-699.
- Roach, A. (2005). Assessment of metals in sediments from Lake Macquarie, New South Wales, Australia, using normalisation models and sediment quality guidelines. *Mar. Environ*, 453-472.
- Rocha, C. (2000). *Principios Básicos de Espectroscopía*. Chihuahua: Editorial UACH.
- Rodríguez, D. (2017). Intoxicación ocupacional por metales pesados. *MEDISAN*, 3372-3385.
- Rosas, H. (2005). Contaminación de sedimentos del río Anoja por metales pesados (Barcelona - España). *INVESTIGACIÓN & DESARROLLO*, No. 5, 75 - 89.
- Sakan, S., Dordević, D., Manojlović, D., & Predrag, P. (2009). Assessment of heavy metal pollutants accumulation in the Tisza river sediments. *Journal of Environmental Management*, 3382-3390.
- Salomon, W., & Förstner, U. (1984). Metals in the Hydrocycle. *Springer-Verlag*, 349.
- Singh, A., Hasnain, S., & Banerjee, D. (1999). Grain size and geochemical partitioning of heavy metals Environmental Geology in sediments of the

Damodar River, a tributary of the lower Ganga, India. *Environmental Geology*, 90 - 98.

Singh, P., & Tewari, R. (2006). Cadmium toxicity induced changes in plant water relations and oxidative metabolism of *Brassica juncea* L. plants. *Journal of Environmental Biology*, 24, 107-112.

Song, J., Yang, X., Zhang, J., Long, Y., Zhang, Y., & T., Z. (2015). Assessing the Variability of Heavy Metal Concentrations in Liquid-Solid Two-Phase and Related Environmental Risks in the Weihe River of Shaanxi Province. *The International Journal Environmental Research Public Health*, Vol 12, 8243-8262.

Tsai, S., Singh, S., & Chen, W. (2009). Arsenic metabolism by microbes in nature and the impact on arsenic remediation. *Current Opinion in Biotechnology*, 659-667.

Usero, J., Morillo, J., & Garcia, I. (1997). Contaminación por metales en sedimentos acuáticos. *Tecnología del agua* 166, 0(170), 44 - 50.

Van Assche, F., & Green, A. (2006). *Reivew of Bioavailability Studies in the European Union Risk Assessment for Zinc*. Napoles, Italia: 21st International Galvanizing Conference.

Varol, M. (2011). Assessment of heavy metal contamination in sediments of the Tigris. *Journal of Hazardous Materials*, 355- 364.

Violintzis, C., Arditoglou, A., Voutsas, & D. (2009). Elemental composition of suspended particulate matter and sediments in the coastal environment of

Thermaikos Bay, Greece: Delineating the impact of inland waters and wastewaters. *Journal of Hazardous*, 166: 1250-1260.

Waithaka, P., Maingi, J., & Nyamache, A. (2015). Physico-chemical Analysis, Microbial Isolation, Sensitivity Test of the Isolates and Solar Disinfection of Water Running in Community Taps and River Kandutura in Nakuru North Sub-county, Kenya. *The Open Microbiology Journal*, 9, 117-124.

Wakida, F., Lara-Ruiz, D., Temores-Peña, J., Rodriguez-Ventura, J., Diaz, C., & Garcia-Flores, E. (2007). Heavy metals in sediments of the Tecate River, Mexico. *Environmental Geology*, Vol 54, N° 3 , 637–642.

Wilcke, W., & Döhler, H. (1995). Heavy metals in agriculture. *German. KTBL-Arbeitspap*, 217.

Wolley, T. (2008). *La galvanizacion y la contruccion Sostenible*. Madrid, España: Asociación Técnica Española de falvanización.

Xiaoqing, Y. (2003). *Manual on Sediment Management and Measurement*. Secretariat of the World Meteorological Organization. Geneva - Switzerland.: World Meteorological Organization (WMO-948) Operational Hydrology Report No. 47.

Zagal, E., & Sadzawka, A. (2007). *PROTOCOLO DE MÉTODOS DE ANÁLISIS PARA SUELOS Y LODOS*. Universidad de Concepción Facultad de de Agronomía Chillán.

