



UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA

**POTENCIAL FITORREMEDIAADOR DE MACRÓFITAS EN CUERPOS DE
AGUA CONTAMINADOS CON MERCURIO REMANENTES DE LA MINERÍA
(POZAS) EN EL DEPARTAMENTO DEL CHOCÓ-COLOMBIA**

**POTENTIAL PHYTOREMEDIATION OF MACROPHYTES IN WATER BODIES
CONTAMINATED WITH REMAINING MERCURY FROM MINING (POOLS) IN
THE CHOCÓ DEPARTMENT-COLOMBIA.**

Estudiante:

Biólogo. Jorlin Danaust Rivas Jordan

Universidad Nacional de Colombia

Sede Medellín

Programa de Bosques y Conservación Ambiental

20 de junio de 2021

**POTENCIAL FITORREMIADOR DE MACRÓFITAS EN CUERPOS DE
AGUA CONTAMINADOS CON MERCURIO REMANENTES DE LA MINERÍA
(POZAS) EN EL DEPARTAMENTO DEL CHOCÓ-COLOMBIA**

Estudiante:

Biólogo. Jorlin Danaust Rivas Jordan

Tesis o trabajo de investigación presentada(o) como requisito parcial para optar al título
de:

Magister en Bosque y Conservación Ambiental

Director:

Ph.D. José Luis Marrugo Negrete

Universidad de Córdoba

Codirectora:

Ph.D. Elizabeth Carvajal Flórez

Universidad Nacional de Colombia

Línea de Investigación: toxicología y medio ambiente

Universidad Nacional de Colombia

Sede Medellín

Programa de Bosques y Conservación Ambiental

20 de Junio de 2021

Dedicatoria

- A Dios porque gracias a él tuve la fuerza necesaria para afrontar este reto.

- A mi familia por el apoyo incondicional, en especial a mi madre, Ruth Irma Jordan y mi padre Jorge Enrique Rivas.

Agradecimientos

Agradezco al Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico (IIAP) por el apoyo en campo, a la Universidad Nacional de Colombia por la formación académica e identificación de material vegetal, a la universidad de Córdoba por los análisis de las muestras, la Universidad Tecnológica de Chocó por el secado e identificación de plantas, y en especial al proyecto Evaluación del grado de contaminación por mercurio y otras sustancias tóxicas y su afectación en la salud humana en las poblaciones de la cuenca del río Atrato, como consecuencia de las actividades de minería. Número del Contrato 849-2018 Código Minciencias: 1112-894-66291, que gracias a su apoyo económico hizo posible la realización de este estudio. Reconocimiento especial al grupo de personas de los territorios colectivos de comunidades negras de los municipios de Condoto y Unión Panamericana que hicieron el acompañamiento en campo.

Resumen general

Las macrófitas son plantas capaces de atrapar y acumular sustancias tóxicas del ambiente, que las convierte en ideales para procesos de fitorremediación. Estos organismos son muy comunes en las pozas, donde cumplen un papel muy importante (descontaminación del agua, estabilizan los sedimentos etc.), debido a que estos cuerpos de agua léntica (pozas) son el resultado de la excavación minera que luego del abandonados se llenan de agua por la alta precipitación de la zona, donde las macrófitas llegan y acondicionan el ambiente para la llegada de nuevas especies. Por lo anterior, el objetivo de este estudio fue evaluar la capacidad de fitorremediación de cuatro especies de macrófitas presentes en cuerpos de agua contaminados con mercurio remanentes de minería (pozas) en el departamento del Chocó-Colombia. Fueron identificadas cuatro pozas, en las cuáles se caracterizaron y se colectaron muestras de agua, sedimentos y vegetales. Se obtuvo el índice de geoacumulación que mostró una contaminación moderada (2) en todos los sitios de muestreo y no se encontró contaminación por Hg en el agua; en cuanto a las plantas la especie *Heteranthera reniformis* obtuvo los valores más alto en mercurio, la bioconcentración y la traslocación obtuvieron valores bajos (>1) lo que se permite deducir que estas plantas tienen propiedades fitoestabilizadoras, y evitan que la contaminación mercurial se extienda a otros lugares.

Palabras clave: Mercurio, ambiente, sustancias tóxicas, fitorremediación, biorremediador, minería.

Abstract

Macrophytes are plants capable of trapping and accumulating toxic substances from the environment, which makes them ideal for phytoremediation processes. These organisms are very common in pools, where they play a very important role (water decontamination, sediment stabilization, etc.), because these bodies of lentic water (pools) are the result of mining excavation that after being abandoned They fill with water due to the high rainfall in the area, where the macrophytes arrive and condition the environment for the arrival of new species. Therefore, the objective of this study was to evaluate the phytoremediation capacity of four species of macrophytes present in bodies of water contaminated with mercury remnants of mining (pools) in the department of Chocó-Colombia. Four pools were identified, in which water, sediment and plant samples were characterized and collected.

The geoaccumulation index was obtained, which showed moderate contamination (2) in all the sampling sites and no Hg contamination was found in the water; Regarding the plants, the species *Heteranthera reniformis* obtained the highest values in mercury, bioconcentration and translocation obtained low values (>1), which allows us to deduce that these plants have phytostabilizing properties, and prevent mercury contamination from spreading to other places.

Key Words: Mercury, environment, toxic substances, phytoremediation, bioremediator, mining.

Contenido

Introducción	12
Objetivos	14
Objetivo general.....	14
Objetivos específicos.....	14
Métodos	14
Área de estudio	14
Fase de campo	16
Análisis de mercurio.....	17
Análisis estadístico	18
Referencias bibliográficas	20
1 CAPÍTULO 1. Absorción de mercurio en macrófitas como alternativa de fitorremediación para descontaminación de ecosistemas hídricos receptores de efluentes mineros con adición de mercurio en el Chocó Biogeográfico.....	23
1.1 Resumen.....	23
1.2 Abstract	24
1.3 Introducción	24
1.4 Desarrollo	26
1.4.1 el mercurio asociado a la minería.....	27
1.4.2 Impacto ambiental del mercurio en el aire.....	29
1.4.3 Impacto ambiental del mercurio en el suelo	30
1.4.4 Impacto ambiental el mercurio en el agua	31
1.4.5 Riesgo del mercurio en la salud humana	32
1.4.6 La fitorremediación como estrategias biológicas de descontaminación.....	36
1.5 Conclusiones	44
1.6 Referencias bibliográficas	45
2 CAPÍTULO 3. Biodiversidad de comunidades de macrófitas establecidas en cuerpos de agua impactados por minería en el departamento del Chocó.....	58
2.1 Resumen.....	58
2.2 Abstract	59
2.3 Introducción	60

2.4	Materiales y métodos	62
2.4.1	Área de estudio	62
2.4.2	Características ecológicas de los sitios de estudio.....	65
2.4.3	Parámetros fisicoquímicos	68
2.4.4	Biodiversidad de macrófitas.....	68
2.4.5	Procesamiento estadístico	71
2.5	Resultados.....	72
2.5.1	Taxonomía de macrófitas.....	72
2.5.2	Índices de diversidad alfa.....	74
2.5.3	Parámetros fisicoquímicos	76
2.5.4	Relación entre variables ambientales del agua y atributos de las comunidades de macrófitas	78
2.6	Discusión	79
2.6.1	Taxonomía de macrófitas.....	79
2.6.2	Índices de diversidad alfa.....	80
2.6.3	Índices de diversidad beta	81
2.6.4	Parámetros fisicoquímicos	81
2.6.5	Relación entre variables ambientales del agua y atributos de las comunidades de macrófitas	82
2.7	Conclusiones	82
2.8	Agradecimientos	83
2.9	Referencia bibliográfica	83
3	CAPÍTULO 4. Potencial de fitoestabilización de macrófitas en cuerpos de agua remanente de minería (pozas) contaminados con mercurio en el Chocó.....	87
3.1	Resumen.....	87
3.2	Abstract	88
3.3	Introducción	88
3.4	Materiales y métodos	91
3.4.1	Área de estudio	91
3.4.2	Muestreo.....	91
3.4.3	Análisis químico.....	92
3.4.4	Procesamiento estadístico	93
	▪ Determinación de contaminación de suelo:	94

3.5	Resultados y discusión	94
3.5.1	Mercurio en agua y suelo.....	94
3.5.2	Concentración de mercurio en macrófitas	96
3.5.3	Factores de bioconcentración y translocación.....	98
3.6	Conclusiones	100
3.7	Agradecimientos	101
3.8	Referencias bibliográficas	101
3.9	Recomendaciones	108
4	Anexos	109

Lista de figuras

Figura 1.1 Producción de oro (gramo) anual en los departamentos de Colombia en el año 2020 (SIMCO, 2020). elaboración propia.....	29
Figura 2.1 Subregión del San Juan, mapa que muestra los sitios de muestreo, en el Chocó. Elaborado por el instituto de investigaciones del Pacífico.....	63
Figura 2.2 Metodología utilizada en el estudio. Elaboración propia.....	64
Figura 2.3 características paisajísticas de los sitios C y D de Condoto Chocó.	65
Figura 2.4 Profundidad promedio de los sitios C y D del municipio de Condoto, elaboración propia.	66
Figura 2.5 características paisajísticas de los sitios A y B de Unión Panamericana Chocó.....	67
Figura 2.6. Profundidad promedio de los sitios A y B del municipio de Unión Panamericana. elaboración propia.....	67
Figura 2.7 diseño de muestreo de las pozas. Elaboración propia.....	69
Figura 2.8 Gráficos de los índices de diversidad alfa (Riqueza según Margalef, Equidad según Pielou (J), Dominancia según Simpson (D), Diversidad según Shannon (H)); elaboración propia.	75
Figura 2.9 Análisis de Jaccard de las zonas de muestreo en cuerpos de aguas remanentes de minería (pozas) en el departamento del Chocó, elaboración propia.	76
Figura 2.10 Análisis de correlación de Pearson. Para mirar la correlación entre variables ambientales, elaboración propia.....	77
Figura 2.11 Análisis de correspondencia (CA) de las variables ambientales de las pozas encontradas en el Chocó, elaboración propia.....	78
Figura 2.12 Análisis de correspondencia canónica triple entre las especies de macrófitas y las variables fisicoquímicas de agua de las pozas ubicadas en el Chocó biogeográfico, elaboración propia.	79

Lista de tablas

Tabla 1.1 Estudios realizados sobre mercurio en el departamento del Chocó entre el 2010 - 2022.	33
Tabla 1.2. Especies de macrófitas con potencial de fitorremediación en Colombia.	41
Tabla 2.1 Taxonomía y bioforma de especies de plantas encontradas en las pozas del departamento del Chocó. Su = Sumergida,	73
Tabla 2.2 Variables fisicoquímicas de los sitios estudiados, tomadas para determinar que variable influía en la calidad de agua de los sitios de estudio.	77
Tabla 3.1 Clasificación de la contaminación de mercurio según el índice de geoacumulación elaboración propia, se realizó para ver el grado de contaminación de los sitios de estudio.	94
Tabla 3.2 Concentraciones de mercurio en sedimentos y el índice de geoacumulación (Igeo) de los sitios de estudio. Elaboración propia. Se usó para ver los sitios con mayor incidencia de Hg, y el grado de contaminación por dicho metal.	96
Tabla 3.3 Mediana y desviación estándar de los niveles de mercurio en partes de la planta por cada sitio de estudio. Elaboración propia. Se realizó para ver que parte de la planta absorbía mayor cantidad de mercurio, y a su vez cuál era el porcentaje de absorción de Hg desde los sedimentos por parte de las macrófitas.	97
Tabla 3.4 Factor de traslocación y de bioacumulación de las macrófitas en los sitios de estudio. BCFraíz= factor de bioconcentración en raíz, BCFaérea= factor de bioconcentración en partes aéreas, TF= factor translocación. Elaboración propia.	99

Introducción

El mercurio (Hg) es un metal pesado encontrado de manera natural en el ambiente; considerado como uno de los metales más tóxicos (Gentes *et al.*, 2021), ampliamente distribuido en el mundo, considerado uno de los principales contaminantes de los sistemas naturales (Marrugo-Negrete *et al.*, 2008). Las concentraciones de Hg en el ambiente han aumentado considerablemente en los últimos años, debido a las actividades antrópicas, principalmente minera (extracción de oro), utilizado indiscriminadamente para la separación de metales (Raimann *et al.*, 2014). El Hg es uno de los oligoelementos que genera más afectación a los sistemas acuáticos (contaminación de las fuentes hídricas, envenenamiento de especies ícticas, posteriormente desplazamiento y, en el peor de los casos, desaparición y perturbación de las poblaciones de organismos allí presentes) (Marrugo-Negrete *et al.*, 2018).

La contaminación química que es a la que se somete el medio ambiente es un problema que va en aumento en todos los ecosistemas del mundo (Bonanno & Orlando-Bonaca, 2018), ya que su naturaleza es acumulativa y no biodegradable (en el caso de los elementos traza o metales o metaloides), esto hace que los metales pesados se conviertan en un factor de riesgo para los ecosistemas naturales, y por lo tanto para todos los organismos vivos (Tchounwou *et al.*, 2012). Los altos niveles de oligoelementos en el ambiente pueden afectar a muchos procesos naturales, y son potencialmente peligrosos en los ecosistemas acuáticos, ya que, después de que los metales se encuentren acumulados en los sedimentos, empiezan a ascender a la red trófica donde se biomagnifican hasta llegar a los niveles tróficos superiores, y en última llegar al hombre donde causa varios tipos de trastornos (Gall *et al.*, 2015).

Colombia está catalogado como uno de los países con mayor contaminación mercurial en el mundo, como resultado de la actividad minera (extracción de oro), pues se calcula que cada año son liberadas al medio ambiente cerca de 150 toneladas de Hg (Cordy *et al.*, 2011), dando como resultado muchos ecosistemas naturales contaminados, principalmente las fuentes hídricas, con serios problemas de contaminación (Salazar-Camacho *et al.*, 2021). En el departamento del Chocó la minería es una actividad de gran impacto ambiental, con una

producción calculada de 28 toneladas de oro anuales, con la utilización de hasta de 24 toneladas de mercurio al año para su extracción, que lo ubica como el segundo departamento de Colombia en el uso del Hg (Salazar-Camacho *et al.*, 2021).

La limitada eficacia de los tratamientos fisicoquímicos sumado su alto costo para la rehabilitación de ecosistemas contaminados con metales pesados ha generado que se desarrollen nuevas tecnologías, con la finalidad de recuperar sitios afectados con oligoelementos. Así, la fitorremediación se convierte en una alternativa sustentable y de bajo costo para rehabilitación de ambiente afectados por actividades mineras (Reichenauer & Germida, 2008; Tello-Zevallos *et al.*, 2016). Las plantas desempeñan un papel fundamental en los procesos geoquímicos de los humedales, como principales recolectoras y transportadoras de elementos mediante absorción activa y pasiva (Vodyanitskii & Shoba, 2015). Las especies vegetales en los ecosistemas acuáticos pueden acumular niveles altos de oligoelementos del agua y del sedimento debido a su sistema radicular bien desarrollado, la capacidad de tolerar la toxicidad, alta producción de biomasa y su naturaleza estacionaria (Rezania *et al.*, 2016; Bonanno *et al.*, 2018), razón por la cual las macrófitas cumplen una función muy importante en los humedales, ya que estos sitios son susceptible de acumular trazas de elementos en sus sistemas, lo que disminuye sus funciones ecológica pues afectan a los organismos que se desarrollan allí (Bonanno y Vymazal, 2017; Bonanno *et al.*, 2018).

Debido a que esta región tiene un proceso histórico con la minería de oro y la utilización de mercurio en dicha actividad; generando contaminación en diversos cuerpos de agua, este proyecto se enfocó en determinar el potencial fitorremediador de las macrófitas en cuerpos de agua remanentes de minería (pozas) en el departamento del Chocó, con la finalidad de aportar al conocimiento científico, que conlleve al aprovechamiento de estas plantas, para acelerar el proceso de recuperación de estas zonas devastadas por metales pesados.

Objetivos

Objetivo general

- Evaluar la capacidad de fitorremediación de cuatro especies de macrófitas presentes en cuerpos de agua contaminados con mercurio remanentes de minería (pozas) en el departamento del Chocó-Colombia.

Objetivos específicos

- Caracterizar las comunidades de macrófitas establecidas en las pozas remanentes por minería en el área de estudio.
- Determinar las concentraciones de mercurio total (HgT) en cuatro especies de macrófitas, agua y sedimento en el área de estudio.
- Establecer los factores de bioconcentración (FBC) y traslocación (FT) de 4 especies de macrófitas que colonizan las pozas.

Métodos

Área de estudio

Este estudio fue realizado en la subregión del San Juan, departamento del Chocó, en cuatro sitios impactados y remanentes de minería (pozas), con varios años de sucesión (sitios >50 años de abandono) sitio D (N 05° 03' 23.0'', W 76° 41' 09.0''), sitio C (N 05° 03' 36.0'', W 76° 41' 22.9''), ambas ubicadas en el municipio de Condoto; fueron incluidos otros sitios con pocos años de abandono (< 10 años de abandono), sitio A (N 05° 17' 16,6'', W 76° 40' 00,0'') sitio B (N 05° 17' 10,5'', W 76° 40' 00,0''), en el municipio de Unión Panamericana, donde se tuvo en cuenta las edades de las pozas para poder observar si ella influía en la biodiversidad de las plantas (Figura 1), y/o en los niveles de mercurio en el ecosistema (sedimento y agua) como en plantas.

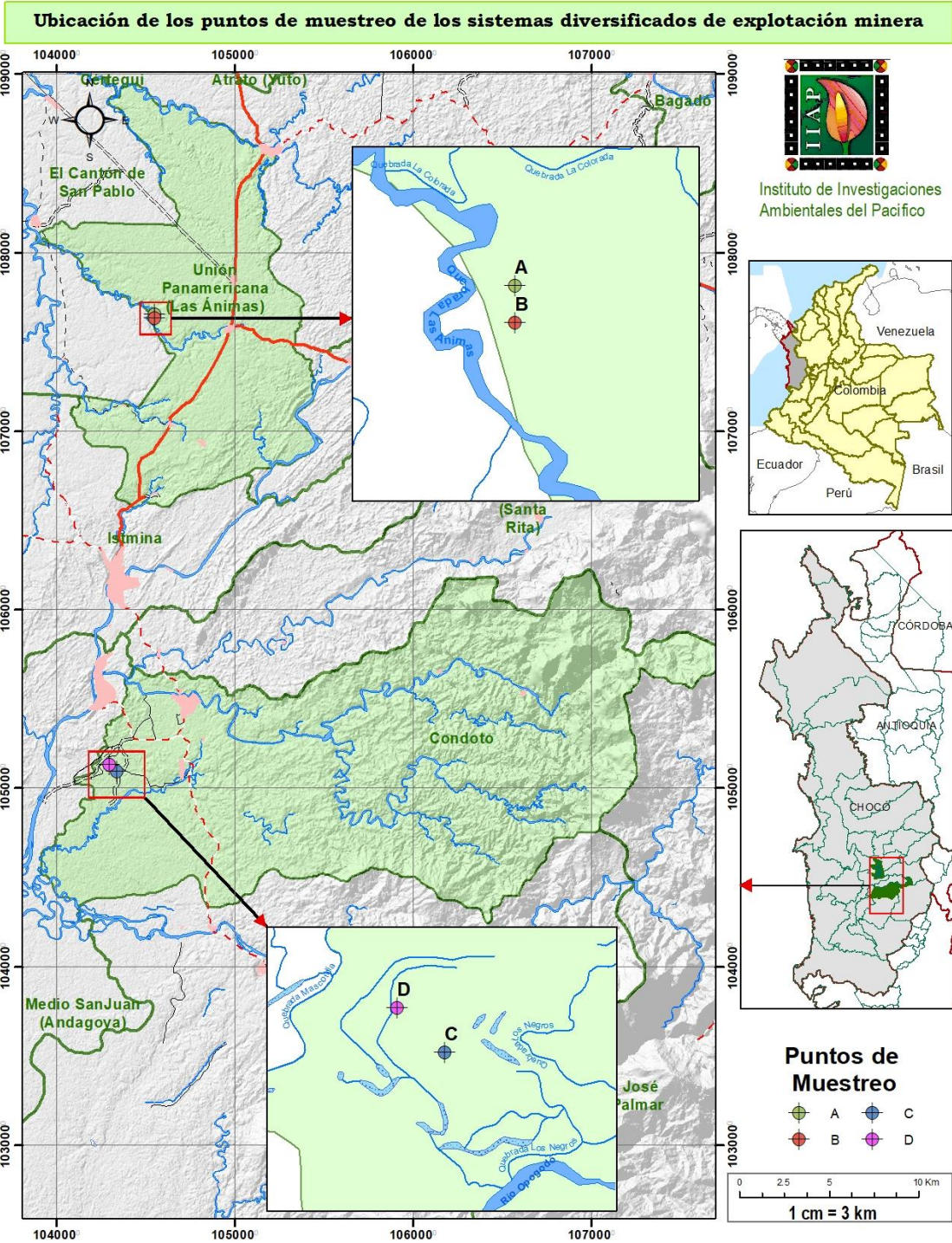


Figura 1. Mapa de Colombia, Chocó, la subregión del San Juan, y ubicación de los sitios de muestreo.

Fase de campo

Parámetros fisicoquímicos

Los muestreos se colectaron en una única salida, del 3 de noviembre al 4 de diciembre del 2019, en cuatro sitios remanentes de minería (pozas); cada poza se dividió en tres partes (A, B y C) con tamaños similares, y en cada una se montaron transectos de 0.5 x 10 m; por medio de dos muestreos, como se explica en el capítulo 2. En cada una de ellas se evaluaron las condiciones fisicoquímicas del agua por transecto, considerando variables como: la temperatura del agua, pH, oxígeno disuelto, conductividad, salinidad, resistividad, redox (MV) y sólidos disueltos, mediante la utilización de un equipo multiparámetro portátil U53G-10. En cada uno se recogieron cuatro muestras de sedimentos lo más cercanas al material vegetal, recolectado de acuerdo con la metodología descrita por Bonanno & Cirelli (2017), por medio de una draga Ekman, desde un bote inflable, y recogidas con una espátula de plástico (Canário *et al.*, 2007); que luego se mezclaron hasta homogenizarse para formar una sola muestra compuesta por parcela. Las muestras se depositaron en bolsas plásticas (herméticas) debidamente etiquetadas y se mantuvieron refrigeradas durante su transporte al laboratorio de toxicología y gestión ambiental de la Universidad de Córdoba, Montería, donde se realizaron los análisis de contenido de mercurio. Las muestras de agua se recolectaron con una botella muestreadora a 30 cm de profundidad desde la superficie del agua (como se describe en el capítulo 4); posteriormente se depositaron en recipiente de polietileno esterilizado añadiéndoles ácido (HNO_3 a pH 2) y manteniéndose refrigeradas hasta el traslado al laboratorio para su análisis (Marrugo-Negrete *et al.* 2008).

Obtención de las muestras biológicas

Se colectaron cuatro especies de macrófitas, consideradas las más abundantes y comunes, en casi todos los sitios de muestreo (Sólo individuos maduros, teniendo en cuenta: el tamaño de planta, color de la hoja, presencia de flores etc., para evitar que la diferencia en la absorción y acumulación de mercurio se debiera a la edad de las plantas); el tamaño de la muestra fue de 10 individuos diferentes de la misma especie por sitio de muestreo (Bonanno & Cirelli, 2018). Las macrófitas fueron colectadas manualmente, con la ayuda de un bote inflable para tener acceso a todos los lugares de la poza, para obtener muestras completas

(raíz, tallo y hojas). Se registró el hábito de crecimiento y/o formas de vida de la planta (emergentes, flotantes, sumergidas), nombre común, al igual que el sustrato donde se colectó, precisando por medio de evidencias fotográficas (cámara digital Canon Power Shot SX530 16MP). Las muestras fueron lavadas con agua del mismo sitio de estudio, para quitar el exceso de materia no deseable (lodo, hojas muertas, etc.); depositadas en bolsas herméticas debidamente etiquetadas, colocándose en neveras con hielo, para su transporte, bien refrigeradas, hasta el laboratorio de la Universidad de Córdoba, para su análisis de su contenido de mercurio. Es importante mencionar que para cada especie se tomó una submuestra, la cual fue puesta sobre un papel periódico debidamente etiquetado, se le roció alcohol para su preservación y luego se transportó al herbario del Chocó ubicado en Universidad Tecnológica del Chocó “Diego Luis Córdoba” (UTCH), para su secado e identificación mediante claves taxonómicas (Fernández-Pérez (1964), Velásquez (1994), Berry et al. (1995), Churchill y Linares (1995), Berry et al. (1997), Berry et al. (1998), Berry et al. (1999), Berry et al. (2001), Gradstein et al. (2001), Berry et al. (2003), Berry et al. (2004), Berry et al. (2005), Bernal et al. (2016)). Además, las determinaciones fueron confirmadas mediante comparación con ejemplares de referencia.

Análisis de mercurio

Las concentraciones totales de mercurio (T-Hg) de las muestras se analizaron siguiendo las recomendaciones de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (US-EPA 1994).

- **Análisis en plantas:** en el laboratorio, las plantas se lavaron con abundante agua de grifo para quitar el exceso de material no deseado, luego se enjuagaron con agua destilada para evitar cualquier material residual adicional en la superficie. Posteriormente las partes de las plantas se diseccionaron en raíz y/o rizoma (parte subterránea) y tallos y/o hojas (parte aérea), procediendo a secarse a temperatura ambiente; una vez secas, las plantas fueron molidas en un molino de rotor R-TE-651/2 con malla MESH 10 para el tamizaje, y así tener muestra homogénea en el polvo resultante del tamiz.

- **Análisis de sedimento:** al igual que las plantas, estos se secaron a temperatura ambiente, homogeneizándose con un mortero de porcelana (Adjorlolo-Gasokpoh *et al.*, 2012), y tamizadas para obtener un tamaño de partícula 1 mm de diámetro (Bonanno & Cirelli, 2017); procediendo a pesar 0.05 gramos en una balanza analítica.

Para el análisis de mercurio de las plantas y sedimentos se utilizó un analizador directo de mercurio DMA80 tricell marca Milestone siguiendo las indicaciones del método EPA 7473 (Descomposición térmica, amalgamación y absorción atómica) (Gutiérrez-Mosquera *et al.*, 2018).

- **Análisis de agua:** las muestras de H₂O fueron digestadas con una mezcla ácida en presencia de KMnO₄ en un baño de maría a 100 °C durante 1 hora; posteriormente se realizó la reducción del mercurio hasta Hg⁰ por adición de SnCl₂, siguiendo las recomendaciones del método EPA 7470. Finalmente, se analizó en un Lumex RA 915M equipado con el módulo RP92, utilizando la técnica de vapor frío (CVAAS) con corrección Zeeman.

Análisis estadístico

Junto con la taxonomía de las especies, el número de individuos (frecuencia), se obtuvieron los índices de diversidad Alfa y Beta (capítulo 3), se realizó un análisis de Shapiro-Wilk, para sustentar la normalidad en los datos, y pruebas de homogeneidad para realizar el ANOVA o, en caso contrario, una prueba no paramétrica de Kruskal Wallis; mediante el programa estadístico Past versión 3.17 (capítulos 3 y 4).

También se realizó un análisis de correspondencia para hacer una comparación de calidad de agua entre sitios de estudio, un análisis de correlación canónica para ver la relación entre las especies de macrófitas y las variables fisicoquímicas del agua caracterizadas, con el programa mencionado (capítulo 3).

Los resultados obtenidos en la medición de mercurio, plantas, sedimento y aguas, se llevó a una base de datos en Excel, donde al igual que a los datos anteriores, se les realizó una prueba Shapiro-Wilk, para la normalidad en los datos, aplicando los mismos supuestos que en el párrafo anterior; mediante el programa estadístico SPSS Statitics 20 (capítulo 4).

Se aplicó el factor de bioconcentración en parte aérea como subterránea, al igual que el factor de translocación. Se midió la contaminación del sedimento utilizando el índice de geoacumulación (ver en detalle en el capítulo 4).

Referencias bibliográficas

- Adjorlolo-Gasokpoh, A., Golow, A. A., & Kambo-Dorsa, J. (2012). Mercury in the surface soil and cassava, *Manihot esculenta* (flesh, leaves and peel) near goldmines at Bogoso and Prestea, Ghana. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 89(6), 1106-1110.
- Bonanno, G., & Cirelli, G. L. (2017). Comparative analysis of element concentrations and translocation in three wetland congener plants: *Typha domingensis*, *Typha latifolia* and *Typha angustifolia*. *Ecotoxicology and environmental safety*, 143, 92-101.
- Bonanno, G., & Orlando-Bonaca, M. (2018). Trace elements in Mediterranean seagrasses and macroalgae. A review. *Science of the total environment*, 618, 1152-1159.
- Bonanno, G., Vymazal, J., & Cirelli, G. L. (2018). Translocation, accumulation and bioindication of trace elements in wetland plants. *Science of the Total Environment*, 631, 252-261.
- Canário, J., Branco, V., & Vale, C. (2007). Seasonal variation of monomethylmercury concentrations in surface sediments of the Tagus Estuary (Portugal). *Environmental Pollution*, 148(1), 380-383.
- Cordy, P., Veiga, M. M., Salih, I., Al-Saadi, S., Console, S., Garcia, O., & Roeser, M. (2011). Mercury contamination from artisanal gold mining in Antioquia, Colombia: The world's highest per capita mercury pollution. *Science of the Total Environment*, 410, 154-160.
- Díaz-Arriaga, F. A. (2014). Mercurio en la minería del oro: impacto en las fuentes hídricas destinadas para consumo humano. *Revista de Salud Pública*, 16, 947-957.
- Digna, T. (2016). La Minería en Chocó en Clave de Derechos. *Investigación y propuestas para convertir la crisis socioambiental en paz y justicia territorial*. Bogotá.
- Gall, J. E., Boyd, R. S., & Rajakaruna, N. (2015). Transfer of heavy metals through terrestrial food webs: a review. *Environmental monitoring and assessment*, 187(4), 1-21.
- Gentès, S., Löhrer, B., Legeay, A., Mazel, A. F., Anschutz, P., Charbonnier, C., ... & Maury-Brachet, R. (2021). Drivers of variability in mercury and methylmercury

- bioaccumulation and biomagnification in temperate freshwater lakes. *Chemosphere*, 267, 128890.
- Gutiérrez-Mosquera, H., Sujitha, S. B., Jonathan, M. P., Sarkar, S. K., Medina-Mosquera, F., Ayala-Mosquera, H. & Arreola-Mendoza, L. (2018). Mercury levels in human population from a mining district in Western Colombia. *Journal of Environmental Sciences*, 68, 83-90.
- Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico (IIAP). (2001). Informe técnico aspectos minero en el Chocó.
- Leal León, C. (2009). La compañía minera Chocó Pacífico y el auge del platino en Colombia, 1897-1930. *Historia crítica*, (39E), 150-164.
- López-Barrera, E. A., & Barragán-Gonzalez, R. G. (2016). Metals and metalloid in eight fish species consumed by citizens of Bogota DC, Colombia, and potential risk to humans. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 79(5), 232-243.
- Marrugo-Negrete, J. L., Ruiz-Guzmán, J. A., & Ruiz-Fernández, A. C. (2018). Biomagnification of Mercury in Fish from Two Gold Mining-Impacted Tropical Marshes in Northern Colombia. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 74(1), 121-130.
- Marrugo-Negrete, J., Benitez, L. N., & Olivero-Verbel, J. (2008). Distribution of mercury in several environmental compartments in an aquatic ecosystem impacted by gold mining in northern Colombia. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 55(2), 305-316.
- Moreno, G. R., & Ledezma-Rentería, E. (2007). Efectos de las actividades socio-económicas (minería y explotación maderera) sobre los bosques del departamento del Chocó. *Revista institucional universidad tecnológica del Chocó*, 26(1), 58-65.
- Raimann, X., Rodríguez, L., Chávez, P., & Torrejón, C. (2014). Mercurio en pescados y su importancia en la salud. *Revista médica de Chile*, 142(9), 1174-1180.
- Reichenauer, T. G., & Germida, J. J. (2008). Phytoremediation of organic contaminants in soil and groundwater. *ChemSusChem: Chemistry & Sustainability Energy & Materials*, 1(8-9), 708-717.

- Rentería, L., & Antonio, M. (2016). Análisis de los impactos ecológicos generados por la actividad minera sobre los ensamblajes ícticos en complejos cenagosos de Sanceno y Puné en la cuenca media del Atrato.
- Rezania, S., Taib, S. M., Din, M. F. M., Dahalan, F. A., & Kamyab, H. (2016). Comprehensive review on phytotechnology: heavy metals removal by diverse aquatic plants species from wastewater. *Journal of hazardous materials*, 318, 587-599.
- Salazar-Camacho, C., Salas-Moreno, M., Paternina-Uribe, R., Marrugo-Negrete, J., & Díez, S. (2021). Mercury species in fish from a tropical river highly impacted by gold mining at the Colombian Pacific region. *Chemosphere*, 264, 128478.
- Tchounwou, P. B., Yedjou, C. G., Patlolla, A. K., & Sutton, D. J. (2012). Heavy metal toxicity and the environment. *Molecular, clinical and environmental toxicology*, 133-164.
- Tello-Zevallos, W., Loureiro, D. B., Reeves, M. C., Yujnovsky, F., Salvatierra, L. M., & Pérez, L. M. (2016). Evaluación de macrófitas autóctonas de flotación libre para su empleo en el tratamiento de aguas contaminadas con metales pesados.
- Vodyanitskii, Y. N., & Shoba, S. A. (2015). Biogeochemistry of carbon, iron, and heavy metals in wetlands (analytical review). *Moscow University soil science bulletin*, 70(3), 89-97.

1 CAPÍTULO 1. Absorción de mercurio en macrófitas como alternativa de fitorremediación para descontaminación de ecosistemas hídricos receptores de efluentes mineros con adición de mercurio en el Chocó Biogeográfico.

Mercury absorption in macrophytes as a phytoremediation alternative for decontamination of water ecosystems receiving mining effluents with mercury reduction in the Chocó Biogeographical region.

Rivas-Jordan Jorlin¹; Carvajal-Flórez Elizabeth²; Marrugo - Negrete José Luis³.

¹Estudiante Maestría Universidad nacional de Colombia. jorlinjordan@gmail.com

²Profesora Asociada. Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín, ecarvajalf@unal.edu.co

³Profesor Universidad de Córdoba, jmarrugo@correo.unicordoba.edu.co

1.1 Resumen

La minería es una actividad que genera bienes a la sociedad, pero a su vez impacta al medio ambiente, generando la deforestación de los bosques, la contaminación de los suelos, el agua por vertimientos de efluentes mineros y el aire por la emisión gases de combustibles y sustancias químicas; el procesamiento aurífero aluvial utiliza el mercurio en procesos de amalgamación, lo cual genera contaminación mercurial de varias matrices ambientales y afectación a la salud humano por efectos de la bioacumulación y la biomagnificación. El objetivo de este estudio fue determinar la distribución y contaminación de mercurio en humedales en el Chocó y el papel que realizan las macrófitas como posibles estrategias biológicas de descontaminación. Para este estudio se hizo una búsqueda exhaustiva en los distintos buscadores digitales, principalmente scopus y ScienceDirect. Concluyendo que la actividad minera del oro se relaciona directamente con la contaminación de mercurio en el ambiente, y que es una estrategia eficiente para disminuir las concentraciones por metales pesados en ambientes acuáticos es la fitorremediación utilizando macrófitas.

Palabras claves: mercurio, minería aurífera, contaminación mercurial, ecosistemas hídricos, fitorremediación, macrófitas.

1.2 Abstract

Mining is an activity that generates goods for society, but at the same time impacts the environment, generating deforestation of forests, contamination of soils, water due to discharges of mining effluents and the air due to the emission of fuel gases. and chemical substances; Alluvial gold processing uses mercury in amalgamation processes, which generates mercury contamination of various environmental matrices and affects human health due to the effects of bioaccumulation and biomagnification. The objective of this study was to determine the distribution and contamination of mercury in wetlands in Chocó and the role of macrophytes as possible biological decontamination strategies. For this study, an exhaustive search was made in the different digital search engines, mainly Scopus and ScienceDirect. Concluding that the gold mining activity is directly related to mercury contamination in the environment, and that it is an efficient strategy to reduce concentrations of heavy metals in aquatic environments is phytoremediation using macrophytes.

Key Words: Mercury, gold mining, mercurial pollution, hydric ecosystems, phytoremediation, macrophytes.

1.3 Introducción

La contaminación mercurial se ha convertido en un problema mundial por la facilidad que el mercurio tiene para contaminar el ambiente (aire, suelo y agua), y a esto se suma su capacidad de bioacumulación y bioconcentración (Beltrán-Pineda & Gómez-Rodríguez, 2016). El aumento de mercurio en el medio se debe a factores antrópicos, principalmente

las diversas industrias que lo utilizan en sus procesos de producción (Marrugo-Negrete *et al.*, 2017). El Hg es uno de los metales que genera alta contaminación y toxicidad en la biosfera (Olivero-Verbel *et al.*, 2015).

La actividad minera a pequeña escala (MAPE) es la principal fuente de liberación de Hg en el mundo, se estima que 37 % del mercurio liberado de forma antropogénica proviene de la MAPE (Falagán *et al.*, 2017; Corredor *et al.*, 2021). La producción de oro en Colombia se ha incrementado debido al aumento del precio de los metales preciosos en los mercados internacionales, esto ha incidido con el fomento de la minería en el país, y en consecuencia con el deterioro ambiental, estimulado principalmente el uso de Hg y otros compuestos químicos usados en el proceso minero metalúrgicos (Corredor *et al.*, 2021).

Las pozas abandonadas por la extracción minera en la subregión de San Juan se ha configurado desde comienzos del siglo XX con la industrialización minera en Colombia, con la llegada de la Anglo Colombiana Development Company (ACDC) y/o la Compañía Minera Chocó Pacífico (Leal, 2009), y luego se siguieron consolidando a finales de éste mismo siglo con la creación de nuevas lagunas con la apertura de módulos de explotación resultantes del aprovechamiento minero con retro excavadoras, proceso que persistido hasta el presente siglo; estos sitios contienen concentraciones de mercurio en su compartimiento por efectos de los efluentes mineros que fluyeron en ellos provenientes de procesos de concentración y beneficio del oro incluyendo la técnica de amalgamación que separa el oro del material estéril de origen aluvial que lo contiene (Gutiérrez-Mosquera *et al.*, 2018, 2021). Es de anotar que algunas de estas pozas o lagunas, con el tiempo son utilizadas por la población del entorno, incluso en las más antiguas dejadas por la Compañía Chocó los lugareños realizan faenas de pesca artesanal, o usan el agua allí contenida para otros usos agropecuarios y lúdicos lo cual se constituye en un riesgo latente de contaminación de la salud humana (Salazar-Camacho *et al.*, 2017; Gutiérrez-Mosquera *et al.*, 2018).

Debido a la facilidad con que el Hg pasa de un organismo a otro (biomagnificación), se considera unos de los metales pesados más tóxicos para los ecosistemas, puesto que altera el equilibrio ecológico de las poblaciones biológicas, en especial las comunidades ícticas

(Gracia *et al.* 2010), que representan una fuente esencial de proteína para el hombre. En los seres humanos al Hg se le atribuye afectaciones como intoxicación masiva, cambios epigenéticos y lesiones a diferentes órganos, como el hígado y riñones (Carranza-López *et al.*, 2019), los más graves ocurren en fetos y recién nacidos, que pueden nacer con malformaciones, y/o con la enfermedad de Minamata, caracterizada por trastornos del neurodesarrollo (Gaioli *et al.*, 2012).

El desarrollo económico basado en la minería de oro se pensó como una alternativa eficaz para alcanzar la prosperidad en muchas regiones del país, sin pensar los daños ocasionados al ecosistema, y las alteraciones de la calidad del agua, suelo y aire; lo que conllevó a tomar conciencia de que el crecimiento económico basado en actividades extractivas trae efectos adversos o puede ser contraproducente (Maqueda, 2003). Debido a que la descontaminación de suelos afectados con mercurio con técnicas físicas como la excavación, fijación y lixiviación resulta muy costosa, además contribuyen con el deterioro de las zonas tratadas con estos sistemas (Leduc & Terry, 2005), se ha llegado a la utilización de estrategias biológicas, como es el uso de algunas plantas con la capacidad de absorber metales pesados (Olsen *et al.*, 2019).

Teniendo en cuenta lo anterior, el objetivo de este estudio de revisión es analizar las macrófitas como alternativas biológicas para la descontaminación de ambientes acuáticos contaminados por mercurio, en la perspectiva de la promoción de la fitorremediación para la restauración de áreas impactadas por minería aurífera con uso del mercurio en sus procesos de beneficio metalúrgico.

1.4 Desarrollo

Este estudio se realizó gracias a la búsqueda exhaustiva de información disponible en revistas científicas y otras fuentes de información verídicas a nivel local, regional y nacional; utilizando como principales instrumentos de búsqueda las plataformas virtuales Scopus y ScienceDirect, para ambas se realizó un filtro por línea de tiempo de los últimos 10 años (2012 – 2022) y se utilizaron las mismas palabras claves (mercury, macrophytes, Colombia);

obteniendo como resultado para Scopus seis artículos científicos y para ScienceDirect 47 documentos científicos. De igual forma, se realizó otra búsqueda con las palabras clave mercury y minery; donde para scopus tuvo un total de nueve artículos para Colombia y ScienceDirect solo mostró dos documentos científicos. Artículos que sirvieron de base para la realización de este escrito.

1.4.1 el mercurio asociado a la minería.

La minería artesanal y de pequeña escala (MAPE) es una actividad económica subsistencia que trae muchos beneficios a las comunidades, empresas y gobierno (Halland *et al.* 2016; Corredor *et al.*, 2021), la MAPE ha crecido de tal manera, que según el banco mundial (2019) ya es considerada una actividad económica de importancia en todo el mundo; si bien la industria minera es importante para el desarrollo económico, es preocupante el efecto alterno que causa en los sistemas naturales, principalmente por uso de metales pesados y en especial el mercurio (Raimann *et al.*, 2014; Hilson, 2016; Gerson *et al.*, 2018; Viana, 2018). La utilización del Hg en la MAPE se debe a que para la separación del oro los mineros elaboran una amalgama con mercurio elemental que se une al oro, una vez formada esta unión se calienta hasta que el Hg se evapore o se separe, dejando solo el oro (Baena *et al.*, 2021).

La utilización de Hg en la minería del oro a pequeña escala y sus afectaciones han sido reportadas por muchos autores (Camizuli *et al.*, 2018; Aliyu y Majeti, 2018; Vargas- Licona & Marrugo - Negrete, 2019; Agudelo-Echavarría *et al.*, 2020; Gutiérrez-Mosquera *et al.*, 2020). Según los estudios reportados por el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente - PNUMA (2018), la minería a pequeña escala representa aproximadamente el 15% de las emisiones globales totales de mercurio (Hg) y el 80% de las emisiones totales de metales de América del Sur y África. Además, datos reportados por PNUMA (2013) indican que las emisiones de mercurio generadas por la minería aurífera a pequeña escala en América Latina se encuentran entre un rango de 128-465 t/año. Informe que revela lastimosamente, que la minería ilegal a pequeña escala no ha sido controlada en muchos países del mundo (más de 70) (Agudelo-Echavarría *et al.*, 2020) a los que incluimos a Colombia, donde las nuevas políticas buscan potencializar el sector minero (López-Barrera

& Barragán-González, 2016), convirtiéndose en unos de los países en América del sur con más producción de oro (Digna, 2016). Según los estudios realizados por Díaz-Arriaga (2014), Colombia solo en el 2010 liberó 75 t/año de mercurio, lo que convirtió en el país más contaminante en América Latina y el segundo a nivel mundial después de China (444,5 t/año). El departamento del Chocó es uno de los departamentos con mayor producción de oro en el país, de la misma manera, se ubica como la segunda región que más utiliza mercurio en sus procesos mineros, se estima la utilización de 24 t/año de Hg para la extracción de oro (Salazar-Camacho *et al.*, 2021).

El incontrolable crecimiento de la minería ilegal a pequeña escala en Colombia está causando grandes impactos ambientales en muchas de las regiones del país (Betancur-Corredor *et al.*, 2018), las áreas más afectadas por minería en el país son Antioquia, noroeste de Bolívar y occidente del Chocó (Salazar-Camacho *et al.*, 2017). Importante mencionar que según SIMCO (Sistema de información minero colombiano) para el 2020 los departamentos con mayor producción de oro fueron Antioquia, Chocó y Córdoba (Figura 1.1). La minería ilegal se ha trasladado al departamento del Chocó, trayendo consigo consecuencias perjudiciales para el ambiente, ya que a medida que el valor del oro aumenta, la producción del metal en la región crece, llegando al punto que durante el período 2005-2008 se producía 2000 kg/año y entre 2010-2012 se extrajeron 25,627 kg/año (Salazar-Camacho *et al.*, 2017). Además, es importante mencionar que el departamento del Chocó es el segundo lugar de Colombia con más producción de oro, al mismo tiempo que presenta los indicadores más bajos de pobreza, violencia y desnutrición (Tubb, 2015).

Además, es importante destacar que el departamento del Chocó alberga la más grande riqueza ecosistémica y biodiversidad de Colombia; registrando 4584 especies de espermatofitas, 793 de aves (Rangel-Ch y Rivera-Díaz, 2004), 188 reptiles (Castaño *et al.*, 2004), 139 anfibios, 196 peces de agua dulce (Mojica *et al.*, 2004), 206 mamíferos (Muñoz-Saba y Alberico, 2004) y 176 escarabajos (Amat-García *et al.*, 2004). Lo que hace de la minería un factor de amenaza para los ecosistemas y por ende de la riqueza de especies establecida en el departamento del Chocó, debido a que muchos lugares donde se realiza minería corresponden a áreas de alta importancia para la biodiversidad del departamento.

Donde además se usa el Hg que es potencialmente tóxico y ejerce una gran presión en la biota, provocando problemas como la pérdida de biodiversidad, el agotamiento de los recursos de subsistencia y el desarrollo de enfermedades, que al final ponen en riesgo la salud y el sustento de la población humana (Palacios-Torres *et al.*, 2018; Betancur-Corredor *et al.*, 2018).

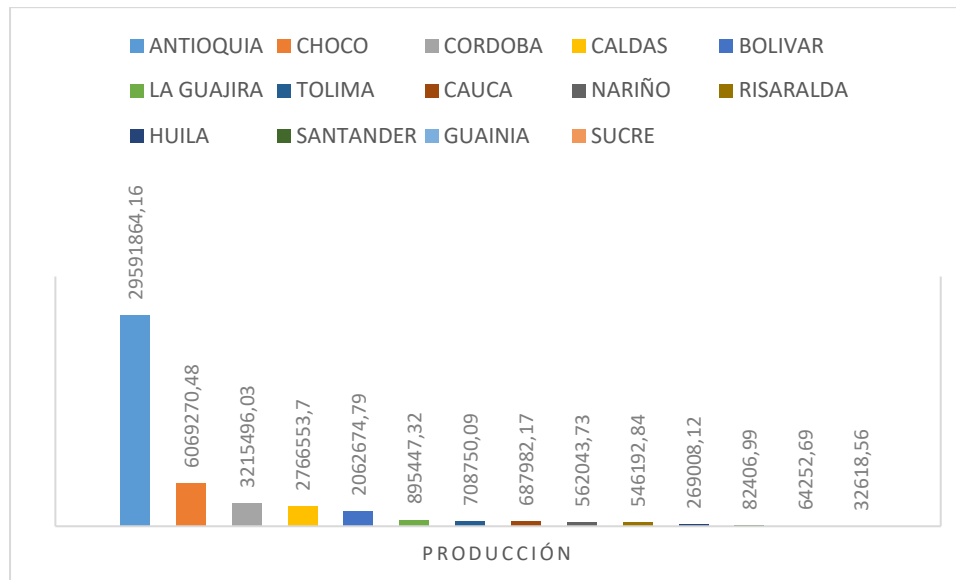


Figura 1.1 Producción de oro (gramo) anual en los departamentos de Colombia en el año 2020 (SIMCO, 2020). elaboración propia.

1.4.2 Impacto ambiental del mercurio en el aire

La extracción de oro artesanal y en pequeña escala (ASGM) es el mayor contribuyente de emisión de mercurio atmosférico en el mundo (37 % anual), las cuales se emiten principalmente por América del Sur, África subsahariana, el este y sudeste de Asia (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, PNUMA, 2013). La PNUMA (2013 y 2019) calcula que cada año la ASGM emite 727 toneladas de mercurio (estimado entre 410-1040 t/año) directamente a la atmósfera. Del mercurio liberado al ambiente utilizado en la MAPE, el 70 % es emitido a la atmósfera durante el proceso de amalgamación y aproximadamente el 30 % es vertido a las fuentes hídricas de forma directa o indirecta (Olivero-Verbel *et al.*, 2014).

Para explicar mejor como llega el mercurio al aire es necesario saber que en la actividad minera se utiliza el mercurio para crear amalgama con el oro; para separar los metales se utiliza calor o descomposición térmica (Veiga *et al.*, 2014), donde trazas de mercurio se volatizan y suben a la atmósfera y luego se precipitan a los suelos y fuentes hídricas por medio de la lluvia, contaminando incluso zonas donde no hay actividad minera. Su impacto principal en el aire es relacionado con la intoxicación y afectaciones nocivas que ocurren en el mismo sitio de la descomposición térmica (Ramírez-Morales *et al.*, 2019). Sin embargo, en Colombia existen pocos estudios que evidencien el impacto de la MAPE sobre el aire que respira las personas de los sitios minero (Olivero-Verbel *et al.*, 2014). Y el departamento del Chocó no es un caso aparte, ya que solo reporta un artículo sobre contaminación mercurial en el aire (Palacios-Torres *et al.*, 2018).

1.4.3 Impacto ambiental del mercurio en el suelo

El Hg puede aparecer de forma natural en el suelo, aunque en concentraciones muy bajas se calcula a nivel mundial los niveles de mercurio en el ambiente de forma natural son de 0.06 $\mu\text{g/g}$ (Berrow & Reaves, 1984). Pero los últimos años, los niveles de mercurio en los suelos han aumentado significativamente debido a diferentes factores antrópicos, la contaminación mercurial en el ambiente depende en gran medida de la fuente contaminante o de emisión, como es el caso de la minería cinabrio, la metalúrgica (Llanos *et al.* 2011), la industria química (Miller *et al.* 2013) y la extracción de oro (Kpan *et al.* 2014) entre otras. En este último la contaminación se puede dar de manera de deposición directa o con pérdida indirecta en el proceso de amalgama (Cordy *et al.*, 2011; Marrugo-Negrete *et al.*, 2017); una situación ocurre cuando el Hg es liberado al ambiente por medio de las aguas residuales, en lo que conocemos como colero o relave (forma directa); otra forma es como se explicó en el párrafo anterior donde el mercurio que se evapora y sube a la atmósfera en el proceso de separación de metales se condensa en partículas más gruesas y cae en forma de lluvia (forma indirecta) contaminando los suelos (Adjorlolo-Gasokpoh *et al.* 2012).

Una vez el Hg se encuentra depositado en el suelo, es afectado por las condiciones del lugar (pH, la temperatura y el contenido de ácido húmico), y forma uniones con otros elementos del suelo; lo más preocupante es que muchas especies de plantas absorben dicho metal y lo

incorporan en sus órganos, y luego esas plantas son consumidas por otros animales y el hombre realizando el proceso de biomagnificación de mercurio (Ramírez-Morales *et al.*, 2019). El estudio de Hg en suelos contaminados en Colombia ha sido reportado por muchos autores (Araújo *et al.*, 2019; Montoya *et al.*, 2019; Marrugo-Negrete *et al.*, 2020; Marrugo-Madrid *et al.*, 2021; Morosini *et al.*, 2021). Sin embargo, a pesar de la mucha información que existe sobre los efectos de la minería aluvial y la contaminación por mercurio en el departamento del Chocó (tabla 1.1), la mayoría de las investigaciones han sido relacionadas con otras matrices, y son muy pocos los estudios en suelo (Rodríguez, 2019; Llano, 2022). Basado en la información encontrada, la generación de este artículo sirve como base para que se aumente las investigaciones sobre mercurio en suelo.

1.4.4 Impacto ambiental el mercurio en el agua

El mercurio puede encontrarse en los ambientes acuáticos por escorrentías que arrastran partículas de los suelos, por precipitación y por el vertimiento directo en los procesos mineros (UNEP, 2013; Ramírez-Morales *et al.*, 2019); una vez el metal está en el agua es transformado por bacterias en un nuevo elemento llamado metilmercurio (MeHg), siendo este el más perjudicial para la biota; se bioacumula con mucha facilidad y es más tóxica que la forma inorgánica, es relevante mencionar que dicho elemento es pasado de un organismo a otro por medio de la cadena alimenticia, incluso afectando al hombre (Male *et al.*, 2013; Vargas-Licon & Marrugo-Negrete, 2019). Los pobladores de zonas cercanas donde se realiza la extracción de oro son los más afectados por la contaminación mercurial, esto se debe a que las emisiones de Hg contaminan directamente los cuerpos de agua cercanos (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, 2019), que a su vez contaminan a los residentes de las comunidades ASGM a través del consumo de pescado contaminado; en el organismo el MeHg, se transporta por el tracto intestinal hasta llegar el torrente sanguíneo desde donde puede cruzar las barreras hematoencefálica y hemotoplacentaria (Horvat *et al.*, 2012) causando un sin número de afectaciones en el cuerpo humano.

En Colombia las afectaciones causadas por la minería de oro en el medio ambiente son preocupantes debido a las fragmentaciones de los sistemas naturales y al acelerado crecimiento de la actividad en el país, reportándose en 17 departamentos y 80 municipios

(Díaz-Arriaga, 2014). No obstante, existen otros aspectos importantes de las afectaciones relacionadas con la minería aluvial, como es el consumo y utilización de aguas contaminadas con Hg utilizadas por las poblaciones aguas abajo, generando un impacto negativo en las actividades humanas, al igual que en su salud (Díaz-Arriaga, 2014). Existen muchos estudios que confirman la contaminación por mercurio en el agua en Colombia (Olivero-Verbel *et al.*, 2015; Corredor *et al.*, 2021; Corredor *et al.*, 2021; Vélez *et al.*, 2021). Sin embargo, la utilización clandestina de mercurio, el poco control de las autoridades ambientales y la falta de conciencia por parte de los mineros informales establece la contaminación mercurial como una problemática sin resolver. El Chocó no es ajeno a la problemática ambiental por mercurio en el país, reportando muchos estudios que evidencian contaminación por mercurio en diversos cuerpos hídricos (Palacios-Torres *et al.*, 2018; Palacios-Torres *et al.*, 2020; Salazar-Camacho *et al.*, 2021; Gutiérrez-Mosquera *et al.*, 2021). Situación que pone en riesgo a los pobladores de las zonas afectadas por contaminación por Hg.

1.4.5 Riesgo del mercurio en la salud humana

En humanos el Hg puede ingresar al cuerpo a través del tracto respiratorio, digestivo y la absorción dérmica (Eqani *et al.*, 2016). Pero en su mayoría el mercurio absorbido por el hombre viene a través de la cadena alimenticia (Vargas-Licona & Marrugo-Negrete, 2019), donde la transformación de Hg inorgánico a orgánico (metilmercurio MeHg) inicia cuando el Hg se deposita en los sedimentos, luego las bacterias lo metilizan y lo convierten en MeHg que es absorbido por fito y zooplancton, que a su vez son consumidos por peces, y estos son consumidos por otros peces y animales (biomagnificación) en la cadena trófica hasta llegar al hombre (Gutiérrez-Mosquera *et al.*, 2018; Vargas-Licona & Marrugo-Negrete, 2019).

El Hg inhalado en los procesos mineros (quema de amalgama) llega a los pulmones y es absorbido por los glóbulos rojos donde se oxidan rápidamente al catión inorgánico divalente (Hg inorgánico, InHg). Los daños ocasionados por las elevadas cantidades de Hg el cuerpo puede causar daño en los sistemas respiratorio, cardiovascular, digestivo e inmunitario (Clarkson & Magos, 2006), pero principalmente afecta el sistema nervioso y los riñones, donde el InHg se acumula preferentemente después de la inhalación de vapor de Hg

elemental (Santa-Rios *et al.*, 2021). Los principales problemas para la salud humana por exposición de Hg incluyen neurotoxicidad, teratogenicidad, nefrotoxicidad e inmunotoxicidad (Calao-Ramos *et al.*, 2021). Además, la exposición con Hg durante el embarazo puede alterar el desarrollo cerebral del feto; incluso existe evidencia que relaciona la formación de cáncer con la exposición a los compuestos de mercurio (Casas *et al.*, 2015).

Según los datos mundiales de biomonitorio en humanos, entre 3.3 y 6.5 millones de minero sufren intoxicación por vapor de mercurio de forma modera o crónica (Casas *et al.*, 2015). Los riesgos del Hg en la salud humana y en el ambiente ha generado una gran preocupación en el ámbito científico (Gutiérrez-Mosquera *et al.*, 2018), lo que ha motivado a muchos investigadores a monitorear el comportamiento del mercurio en humanos; para Colombia existen muchas investigaciones que aportan información sobre la relación entre el mercurio y afecciones en humanos (Casas *et al.*, 2015; Calao & Marrugo 2015; Rodríguez-Villamizar *et al.*, 2015; Galeano-Páez *et al.*, 2021; Calao-Ramos *et al.*, 2021). Para el departamento del Chocó se pueden destacar los trabajos realizados por Salazar-Camacho *et al.* (2017), Gutiérrez-Mosquera *et al.* (2018) y Palacios-Torres *et al.* (2018), que evidencia los niveles de mercurio en seres humanos.

Tabla 1.1 Estudios realizados sobre mercurio en el departamento del Chocó entre el 2010 - 2022.

Autor	Título	Año de publicación
Arriaga, D. E. S., & Barriga, J. E. C.	Análisis documental del efecto de vertimientos domésticos y mineros en la calidad del agua del río Condoto (Chocó, Colombia). <i>Gestión y Ambiente</i> , 13(3), 115-130.	2010
MOSQUERA, F. M., AMB, I., MOSQUERA, H. J. A., & MINAS, I.	Determinación de la contaminación mercurial en personas vinculadas con la minería de oro en el Distrito Minero del San Juan, departamento	2011

	del Chocó, Colombia Determination of pollution in people involved in mercurial mining gold in the Mining District of San Juan, department of Chocó, Colombia. <i>Revista Bioetnia, Volumen 8 N 2 julio-diciembre, 2011</i> , 8(2), 195.	
Tubb, D.	Muddy Decisions: Gold in the Chocó, Colombia	2015
Bastidas G., K.G., Barrera B., Sierra A., C.A., Zea R., H.R.	Preparation and characterization of (FURCRAEA spp) as green support of iron nanostructured catalyst	2016
Salazar-Camacho, C., Salas-Moreno, M., Marrugo-Madrid, S., Marrugo-Negrete, J., Díez, S.	Dietary human exposure to mercury in two artisanal small-scale gold mining communities of northwestern Colombia	2017
Palacios-Torres, Y., Caballero-Gallardo, K., Olivero-Verbel, J.	Mercury pollution by gold mining in a global biodiversity hotspot, the Choco biogeographic region, Colombia	2018
Lara-Rodríguez, J.S.	All that glitters is not gold or platinum: Institutions and the use of mercury in mining in Chocó Colombia	2018
Gutiérrez-Mosquera, H., Sujitha, S. B., Jonathan, M. P., Sarkar, S. K., Medina-Mosquera, F., Ayala-	Mercury levels in human population from a mining district in Western Colombia. <i>Journal of Environmental Sciences</i> , 68, 83-90.	2018

Mosquera, H., ... & Arreola-Mendoza, L.		
Gutiérrez-Mosquera, H., Marrugo-Negrete, J., Díez, S., (...), Montoya-Jaramillo, L.J., Jonathan, M.P.	Distribution of chemical forms of mercury in sediments from abandoned ponds created during former gold mining operations in Colombia	2020
Salazar-Camacho, C., Salas-Moreno, M., Paternina-Uribe, R., Marrugo-Negrete, J., & Díez, S.	Dataset of concentrations of mercury and methylmercury in fish from a tropical river impacted by gold mining in the Colombian Pacific.	2020
Gutiérrez-Mosquera, H., Marrugo-Negrete, J., Díez, S., Morales-Mira, G., Montoya-Jaramillo, L. J., & Jonathan, M. P.	Mercury distribution in different environmental matrices in aquatic systems of abandoned gold mines, Western Colombia: Focus on human health. Journal of Hazardous Materials.	2021
Salazar-Camacho, C., Salas-Moreno, M., Paternina-Uribe, R., Marrugo-Negrete, J., & Díez, S.	Mercury species in fish from a tropical river highly impacted by gold mining at the Colombian Pacific region.	2021
Marrugo-Madrid, S., Salas-Moreno, M., Gutiérrez-Mosquera, H., Salazar-Camacho, C., Marrugo-Negrete, J., & Díez, S.	Assessment of dissolved mercury by diffusive gradients in thin films devices in abandoned ponds impacted by small scale gold mining.	2022

Salazar-Camacho, C., A human health risk assessment of 2022
Salas-Moreno, M., methylmercury, arsenic and metals
Marrugo-Madrid, S., in a tropical river basin impacted by
Paternina-Uribe, R., gold mining in the Colombian
Marrugo-Negrete, J., & Pacific region.
Díez, S.

1.4.6 La fitorremediación como estrategias biológicas de descontaminación

Uno de los mayores desafíos para los investigadores es logra remediar el mercurio que se encuentra depositado en las fuentes hídricas y sedimentos, con la finalidad de anular los riesgos de toxicidad por Hg, tal preocupación es debido a que los metales pesados no se pueden degradar o mineralizarse como otros contaminantes orgánicos. Por lo anterior, la única manera para remediar el Hg es, convertir el mercurio orgánico (forma más tóxica) en una menos tóxica y volátil que no pueda ingresar a la cadena alimenticia. La utilización de métodos físicos convencionales utilizados para la remediación de Hg presenta la desventaja de dejar atrás un gran volumen de biomasa y lodos de Hg cuya eliminación no es ambiental ni económicamente favorable (Kumari *et al.*, 2020).

Se han buscado nuevas alternativas para remediar zonas afectadas con metales, lo que llevó al empleo de plantas, debido a que son las principales recolectoras y transportadoras de oligoelementos mediante la absorción activa y pasiva (Bonanno & Cirelli, 2018). Además, muchas especies de plantas pueden acumular altos niveles de metales pesados del ambiente gracias a su sistema de raíces bien desarrollado, tolerancia a la toxicidad y biomasa altamente productiva (Rezania *et al.*, 2016); estas propiedades de los vegetales se han utilizado en una técnica llamada fitorremediación, que consiste en el uso de plantas para remover, acumular e inactivar contaminantes del suelo (Padmavathiamma & Li, 2007).

La técnica de fitorremediación ha sido muy utilizada en ecosistemas terrestres como en acuáticos, cumpliendo con la finalidad de mejorar las condiciones ambientales de esos sitios, en Colombia ha aumentado el uso de dicha técnica, de igual forma se han realizado muchas

investigaciones en diferentes plantas sobre sus propiedades acumulativas de metales pesados (Vidal *et al.*, 2010; Núñez *et al.*, 2011; Olivero-Verbel *et al.*, 2015; Marrugo-Negrete *et al.*, 2010, 2016, 2017).

Sumado a lo anterior, la practicidad de los procesos de biorremediación de convertir sustancias tóxicas como los metales pesados, hidrocarburos aromáticos policíclicos y otros compuestos tóxicos en compuestos no tóxicos o menos tóxicos (Patel *et al.*, 2022). Por esta razón, en los últimos años se ha aumentado el uso de tecnología de remediación biológica, que a diferencia de las otras técnicas, ofrecen las siguientes ventajas: “(1) La remediación impulsada biológicamente elimina los elementos peligrosos de los medios contaminados en lugar de simplemente transferirlos, (2) Es notablemente menos perjudicial para el medio ambiente y en (3) el tratamiento de sitios con desechos peligrosos puede ser significativamente menos costoso que cualquier método convencional” (Azubuike *et al.*, 2016).

Las macrófitas y su potencial acumulador de mercurio

El aumento de las actividades antropogénicas inapropiadas y la industrialización han resultado en una grave contaminación ambiental en todo el mundo. Su tratamiento eficaz es vital para los problemas generales de salud. Dependiendo de las características de los contaminantes, la gravedad de la contaminación puede diferir. Para el tratamiento sostenible de ambientes contaminados, la biorremediación se acepta como el método más eficiente, económico y amigable con el medio ambiente, por lo que se prefiere en gran medida (Patel *et al.*, 2022).

El estudio a nivel mundial sobre distintas estrategias para remoción de mercurio de los sistemas naturales ha tenido mucho interés, debido a la capacidad que tiene dicho metal para biomagnificarse fuertemente por medio de la cadena trófica (Beauvais-Flück, *et al.*, 2017, Bonanno *et al.*, 2017). Por tal motivo se están utilizando plantas para los procesos de fitorremediación (Medina-Marcos, *et al.*, 2014), siendo muy aceptada la utilización de las macrófitas como mecanismo de reducción de los contaminantes en el ambiente (Tabla 2.2), debido a su gran producción de biomasa, junto con su capacidad de acumular metales pesados (Beauvais-Flück, *et al.*, 2017, Bonanno *et al.*, 2017, Bonanno *et al.*, 2018).

Estudios realizados afirman que las macrófitas tienen la capacidad de acumular concentraciones de mercurio en sus tejidos más altas que los que se encuentra depositados en los sedimentos (Cardwell *et al.*, 2002; Marrugo-Negrete *et al.*, 2010; Beauvais-Flück, *et al.*, 2017). Además, es relevante mencionar que los órganos subterráneos de las plantas (raíces y rizoma) tienden a captar y acumular niveles más altos de metales pesados que los otros órganos (Bonanno, 2012; Cicero-Fernández *et al.*, 2017). Existen muchas hipótesis que tratan de explicar la razón del por qué los metales se acumulan principalmente en dichos órganos; la primera, es que exista un sistema de toleración de la planta que evite que los metales invadan con mayor fuerza o facilidad otras partes de la planta (Hozhina *et al.*, 2001; Bonanno *et al.*, 2017). Otra hipótesis indica que las raíces de las macrófitas están cubiertas de muchas bacterias que favorecen el proceso de metilación (Achá *et al.*, 2005). Otros estudios afirman que se debe a la capacidad de desintoxicación de las raíces internamente, o más específicamente, en las células que conforman las paredes de este órgano, que tienen espacios de aire intercelular que se caracterizan por presentar parénquima en la corteza de los órganos subterráneos, permitiéndole mayor acumulación de elementos tóxicos (Hall, 2002; Mishra *et al.*, 2008).

Sin contradecir el párrafo anterior, es importante mencionar que existen muchas especies de macrófitas, a las que se les encuentran altas concentraciones de metales en sus raíces y concentraciones similares en hojas, así generando un flujo constante entre esos dos órganos, independientemente de las concentraciones en el sedimento (Jiménez *et al.*, 2011). A este flujo de contaminantes se le denomina factor de traslocación (FT), y se puede decir que es una medida del transporte interno de un metal e indica la relación entre la concentración acumulada en la parte aérea y la raíz de una planta (Mattina *et al.*, 2003). Las especies que tienen esta estrategia poseen la capacidad de adaptarse y desarrollarse en ambientes altamente contaminados (Fischerová *et al.*, 2006, Bonanno & Cirelli, 2017). Lo contrario ocurre con las especies de plantas que el factor de translocación de sustancias tóxicas desde la raíz a los órganos aéreos es bajo (Inferior a la unidad), lo que quiere decir que estas plantas son menos adecuadas para realizar fitoextracción y/o fitorremediación (Yoon *et al.*, 2006; Pandey, 2012, Bonanno *et al.*, 2018).

La capacidad de acumulación de metales de la macrófitas depende de muchos factores, el principal es el tipo especie de planta, la clase de oligoelemento y formas de vida de la planta (Bonanno *et al.*, 2018), muchos autores afirman que las especies emergentes, tiene una mayor capacidad bioacumulativa de metales, debido a que puede capturar elementos tóxicos directamente de la columna de agua contaminada por medio de las hojas y los materiales dañinos depositados en el sedimento por medio de las raíces; debido a que la mayor proporción de metales pesados se encuentran depositados en los sedimentos (Bonanno *et al.* 2017, Marrugo-Negrete *et al.*, 2010). A este proceso se le denomina factor de bioconcentración (FBC), y se utiliza para medir la capacidad de captación de un metal por una planta con relación a su concentración en el ambiente (Audet & Charest, 2007; Olivares & Peña, 2009).

Es difícil tratar de explicar los factores que se involucran en la captación y acumulación de metales por las macrófitas, ya que este proceso depende de muchas variables, e inclusive difiere entre las plantas, incluso entre especies congéneres (Bonanno *et al.*, 2018). Sin embargo, existen múltiples componentes que nos ayudan a entender este proceso, por ejemplo: la estacionalidad del lugar, en vista de que durante los meses de verano, los niveles de las aguas bajan y las raíces de las plantas están más cercas y/o fijas en el sedimento por lo que son capas de acumular cantidades significativas de metales (Hadad & Maine, 2007, Marrugo-Negrete *et al.*, 2010), además en la estación seca del año, el aumento de la temperatura acelera la actividad de metilación, y por consiguiente las plantas tienen mayor disponibilidad de Hg en el ambiente (Ullrich *et al.*, 2001); lo contrario ocurría en invierno, donde la capacidad de acumulación decreció, debido a la disminución de la biomasa por el aumento del nivel de las aguas (Hadad & Maine, 2007). Otro factor muy importante es la edad de las plantas, debido a que, con el envejecimiento de la planta, la sensibilidad a los oligoelementos aumenta, los que aumenta la capacidad de bioacumulación (Kabata-Pendias, 2000).

Complementando lo anterior, existen otras variables que influyen en la bioconcentración y translocación de elementos tóxicos en las plantas, tales como el pH, la temperatura, la

salinidad y el contenido de material orgánico (Yang & Ye, 2009). Además, existen estudios que afirman que el azufre en los suelos o sedimentos actúa como un estimulante para que las plantas acumulen Hg en sus tejidos (Moreno *et al.*, 2005; Muddarisna *et al.*, 2013).

En Colombia, como en muchas partes del mundo, se han buscado estrategias para disminuir las concentraciones de mercurio en el ambiente, y con mayor esfuerzo en los ecosistemas acuáticos (Reyes., *et al.* 2016). Para el país se han descrito las siguientes especies de macrófitas que tienen la capacidad de remover metales: *Salvinia biloba*, es una especie muy resistente con alta capacidad adaptativa a distintos ambientes, e incluso en condiciones de invernadero, tiene una gran capacidad de absorción de metales (Tello-Zevallos *et al.*, 2016); el género *Salvinia* ha sido utilizado ampliamente para procesos de biorremediación (Olguín *et al.*, 2005; Suñe *et al.*, 2007; Sánchez-Galván *et al.*, 2008; Dhir, 2009, Tello-Zevallos *et al.*, 2015; Tello-Zevallos *et al.*, 2016). La especie *Limncharis flava*, es una planta con alta producción de biomasa (Marrugo-Negrete *et al.*, 2017), por tal motivo es adecuada para la utilización en proceso de remoción de mercurio y otros metales (Abhilash *et al.*, 2009; Marrugo-Negrete *et al.*, 2017). *Eichhornia crassipes* es una planta acuática dulceacuícola, común en Sur América y que se desarrolla con facilidad en zonas pantanosas (aguas lénticas), presenta una alta tasa de reproducción y un denso sistema radicular, ha sido una especie muy estudiada en Colombia (Tabla 1.2) y ha tenido muy buenos resultados en los procesos de fitorremediación (Olivero & Solano, 1998; Marrugo-Negrete *et al.*, 2010; Núñez *et al.*, 2011 y Olivero-Verbel *et al.*, 2015; Perez *et al.*, 2019), *E. crassipes* es una especie que puede ser utilizada para fitorremediación por su alta ramificación en sus raíces; además, puede alcanzar porcentajes de metilación 30 veces más alto que en sedimentos, esto se debe a que las raíces están cubiertas de muchas bacterias que aceleran dicho proceso (Guimaraes *et al.*, 2000; Mauro *et al.*, 2001). *Ludwigia helminthorrhiza* y *Polygonum punctatum*, son especies que crecen en humedales y que pueden servir como plantas fitorremediadoras de ecosistemas contaminados con metales pesados (Núñez *et al.*, 2011), las especies *Typha latifolia*, *Phragmites australis*, *Phragmites karka*, y otras especies fueron resaltadas en el trabajo de revisión de Kataki *et al.*, (2021). Por otro lado, en el departamento del Chocó el estudio sobre la capacidad acumulativa de las plantas es escaso, ya que solo se documentó el trabajo realizado por Gutiérrez-Mosquera *et al.*, 2021 en la especie *Eleocharis*

elegans, por tal motivo, se recomienda iniciar procesos investigativos sobre la capacidad de absorción de las plantas de dicha región.

Tabla 1.2. Especies de macrófitas con potencial de fitorremediación en Colombia.

Referencia	VARIABLES Y METALES	Especies de macrófitas
Marrugo-Negrete, J., Enamorado-Montes, G., Durango-Hernández, J., Pinedo-Hernández, J., & Díez, S. (2017). Removal of mercury from gold mine effluents using <i>Limnocharis flava</i> in constructed wetlands. <i>Chemosphere</i> , 167, 188-192.	Mercurio Variables fisicoquímicas del agua.	<i>Limnocharis flava</i>
Olivero-Verbel, J., Caballero-Gallardo, K., & Turizo-Tapia, A. (2015). Mercury in the gold mining district of San Martín de Loba, South of Bolívar (Colombia). <i>Environmental Science and Pollution Research</i> , 22(8), 5895-5907.	Mercurio humano, pescado, agua, macrófito, y muestras de sedimentos	<i>Eichhornia crassipes</i>
Núñez, S. R., Negrete, J. M., Ríos, J. A., Hadad, H. R., & Maine, M. A. (2011). Hg, Cu, Pb, Cd, and Zn accumulation in macrophytes growing in tropical wetlands. <i>Water, Air, & Soil Pollution</i> , 216(1), 361-373.	Hg, Cu, Pb, Cd, y Zn	<i>Pistia stratiotes</i> L. y <i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms.) Y <i>Cyperus longus</i> L., <i>Marsilea quadrifolia</i> L., <i>Neptunia oleracea</i> Lour., <i>Ludwigia helminthorrhiza</i> (Mart.) H. Hara, <i>Polygonum punctatum</i> Elliott y

		<i>Eichhornia azurea</i> (Sw.) Kunth.
Marrugo-Negrete, J., Benítez, L. N., Olivero-Verbel, J., Lans, E., & Gutierrez, F. V. (2010). Spatial and seasonal mercury distribution in the Ayapel Marsh, Mojana region, Colombia. International Journal of Environmental Health Research, 20(6), 451-459.	Mercurio	<i>Eichhornia crassipes</i>
Perez, M. P. T., Deimer, V. R., & Alexander, P. C. (2019). Biorremediación de mercurio y níquel por bacterias endófitas de macrófitas acuáticas. Revista Colombiana de Biotecnología, 21(2), 36-44.	Mercurio y níquel	<i>Neptunia oleracea</i> Lour, <i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms y <i>Paspalum repens</i> Bergius
Domínguez, M. C., Gómez, S., & Ardila, A. N. (2016). Fitorremediación de mercurio presente en aguas residuales provenientes de la industria minera. UGCiencia, 22(1), 227-237.	Mercurio	<i>Eichhornia crassipes</i>
Olivero, J., & Solano, B. (1998). Mercury in environmental samples from a waterbody contaminated by gold mining in Colombia, South America. Science of	Mercurio	<i>Eichhornia crassipes</i>

the total environment, 217(1-2), 83-89.

<p>Tello Zevallos, W., Salvatierra, L. M., & Perez, L. M. (2015). Evaluación de los mecanismos de eliminación de Pb²⁺ en sistemas de fitorremediación en lotes operados con <i>Salvinia biloba</i> raddi (acordeón de agua).</p>	<p>Plomo (Pb²⁺)</p>	<p><i>Salvinia biloba</i></p>
--	--------------------------------	-------------------------------

<p>Marrugo-Negrete, J., Enamorado-Montes, G., Durango-Hernández, J., Pinedo-Hernández, J., & Díez, S. (2017). Removal of mercury from gold mine effluents using <i>Limnocharis flava</i> in constructed wetlands. <i>Chemosphere</i>, 167, 188-192.</p>	<p>Mercurio</p>	<p><i>Limnocharis flava</i></p>
--	-----------------	---------------------------------

<p>Gutiérrez-Mosquera, H., Marrugo-Negrete, J., Díez, S., Morales-Mira, G., Montoya-Jaramillo, L. J., & Jonathan, M. P. (2021). Mercury distribution in different environmental matrices in aquatic systems of abandoned gold mines, Western Colombia: Focus on human health. <i>Journal of Hazardous Materials</i>, 404, 124080</p>	<p>Mercurio</p>	<p><i>Eleocharis elegans</i></p>
---	-----------------	----------------------------------

1.5 Conclusiones

El aumento de los niveles de mercurio en el ambiente se debe a factores antrópicos, principalmente procesos industriales entre ella la minería; la toxicidad de este metal es preocupante y se considera un problema ambiental severo, debido a la capacidad que tiene de contamina distintas matrices ambientales; generando preocupación a nivel mundial, donde se focalizan en estrategias eficaces para reducir la contaminación de Hg en el mundo.

La utilización de macrófitas como estrategia de fitorremediación es una alternativa viable para la descontaminación de entornos acuosos contaminados por mercurio; pero es importante, generar más estudios que evalúen el potencial fitorremediador de las especies de plantas acuáticas presentes en el departamento del Chocó, ya que se carece de información que permitan conocer el potencial bioacumulador de metales y otras sustancias en las especies de macrófitas de la región. Para poder utilizarse como estrategia de fitorremediación de áreas contaminadas con metales pesados.

1.6 Referencias bibliográficas

- Abhilash, P. C., Pandey, V. C., Srivastava, P., Rakesh, P. S., Chandran, S., Singh, N., & Thomas, A. P. (2009). Phytofiltration of cadmium from water by *Limnocharis flava* (L.) Buchenau grown in free-floating culture system. *Journal of hazardous materials*, 170(2-3), 791-797.
- Achá, D., Iniguez, V., Roulet, M., Guimaraes, J. R. D., Luna, R., Alanoca, L., & Sanchez, S. (2005). Sulfate-reducing bacteria in floating macrophyte rhizospheres from an Amazonian floodplain lake in Bolivia and their association with Hg methylation. *Appl. Environ. Microbiol.*, 71(11), 7531-7535.
- Adjorlolo-Gasokpoh, A., Golow, A. A., & Kambo-Dorsa, J. (2012). Mercury in the surface soil and cassava, *Manihot esculenta* (flesh, leaves and peel) near goldmines at Bogoso and Prestea, Ghana. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 89(6), 1106-1110.
- Agudelo-Echavarría, D. M., Olid, C., Molina-Pérez, F., Vallejo-Toro, P. P., & Garcia-Orellana, J. (2020). Historical reconstruction of Small-scale gold mining activities in tropical wetland sediments in Bajo Cauca-Antioquia, Colombia. *Chemosphere*, 126733.
- Araújo, P. R. M., Biondi, C. M., do Nascimento, C. W. A., da Silva, F. B. V., & Alvarez, A. M. (2019). Bioavailability and sequential extraction of mercury in soils and organisms of a mangrove contaminated by a chlor-alkali plant. *Ecotoxicology and environmental safety*, 183, 109469.
- Arriaga, D. E. S., & Barriga, J. E. C. (2010). Análisis documental del efecto de vertimientos domésticos y mineros en la calidad del agua del río condoto (Chocó, Colombia). *Gestión y Ambiente*, 13(3), 115-130.
- ASSESSMENT, UNEP Global Mercury. Sources, Emissions, Releases and Environmental Transport; UNEP Chemicals Branch: Geneva, Switzerland, 2013. *There is no corresponding record for this reference. [Google Scholar]*, 2013.
- Audet, P., & Charest, C. (2007). Heavy metal phytoremediation from a meta-analytical perspective. *Environmental Pollution*, 147(1), 231-237.

- Azubuike, C. C., Chikere, C. B., & Okpokwasili, G. C. (2016). Bioremediation techniques—classification based on site of application: principles, advantages, limitations and prospects. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 32(11), 1-18.
- Baena, O. J. R., Aristizábal, G., Pimentel, M. S., Flórez, C. A., & Argumedo, C. E. (2021). Waste Management and the Elimination of Mercury in Tailings from Artisanal and Small-Scale Gold Mining in the Andes Municipality of Antioquia, Colombia. *Mine Water and the Environment*, 40(1), 250-256.
- Banco Mundial (2019) Estado del sector minero artesanal y de pequeña escala. Banco Mundial, Washington, DC
www.plataformaintegraldemineria.org/sites/default/files/2019-04/Delve-2019-State-of-the-Artisanal-and-Small-Scale-Mining-Sector.pdf. Accedido el 2019-12-10.
- Beauvais-Flück, R., Gimbert, F., Méhault, O., & Cosio, C. (2017). Trophic fate of inorganic and methyl-mercury in a macrophyte-chironomid food chain. *Journal of hazardous materials*, 338, 140-147.
- Beltrán-Pineda, M. E., & Gómez-Rodríguez, A. M. (2016). Biorremediación de Metales Pesados Cadmio (Cd), Cromo (Cr) y Mercurio (Hg), Mecanismos Bioquímicos e Ingeniería Genética: Una Revisión. *Revista Facultad de Ciencias Básicas*, 12(2), 172-197.
- Berrow, M. L., & Reaves, G. A. (1984). Background of trace elements in soils. *Memorias. In 1st International Conference on Environmental Contamination. CEP Consultants. Edimburgo, Reino Unido (pp. 333-340).*
- Betancur-Corredor, B., Loaiza-Usuga, J. C., Denich, M., & Borgemeister, C. (2018). Gold mining as a potential driver of development in Colombia: Challenges and opportunities. *Journal of cleaner production*, 199, 538-553.
- Bonanno, G. (2012). *Arundo donax* as a potential biomonitor of trace element contamination in water and sediment. *Ecotoxicology and environmental safety*, 80, 20-27.
- Bonanno, G., & Cirelli, G. L. (2017). Comparative analysis of element concentrations and translocation in three wetland congener plants: *Typha domingensis*, *Typha latifolia* and *Typha angustifolia*. *Ecotoxicology and environmental safety*, 143, 92-101.

- Bonanno, G., & Orlando-Bonaca, M. (2018). Trace elements in Mediterranean seagrasses and macroalgae. A review. *Science of the total environment*, 618, 1152-1159.
- Bonanno, G., & Vymazal, J. (2017). Compartmentalization of potentially hazardous elements in macrophytes: insights into capacity and efficiency of accumulation. *Journal of Geochemical Exploration*, 181, 22-30.
- Bonanno, G., Vymazal, J., & Cirelli, G. L. (2018). Translocation, accumulation and bioindication of trace elements in wetland plants. *Science of the Total Environment*, 631, 252-261.
- Bonanno, G., Vymazal, J., & Cirelli, G. L. (2018). Translocation, accumulation and bioindication of trace elements in wetland plants. *Science of the Total Environment*, 631, 252-261.
- Calao, C. R., & Marrugo, J. L. (2015). Efectos genotóxicos asociados a metales pesados en una población humana de la región de La Mojana, Colombia, 2013. *Biomédica*, 35(SPE), 139-151.
- Calao-Ramos, C., Bravo, A. G., Paternina-Uribe, R., Marrugo-Negrete, J., & Díez, S. (2021). Occupational human exposure to mercury in artisanal small-scale gold mining communities of Colombia. *Environment International*, 146, 106216.
- .
- Camizuli, E., Scheifler, R., Garnier, S., Monna, F., Losno, R., Gourault, C., & Alibert, P. (2018). Trace metals from historical mining sites and past metallurgical activity remain bioavailable to wildlife today. *Scientific reports*, 8(1), 1-11.
- Cardwell, A. J., Hawker, D. W., & Greenway, M. (2002). Metal accumulation in aquatic macrophytes from southeast Queensland, Australia. *Chemosphere*, 48(7), 653-663.
- Carranza-Lopez, L., Caballero-Gallardo, K., Cervantes-Ceballos, L., Turizo-Tapia, A., & Olivero-Verbel, J. (2019). Multicompartment Mercury Contamination in Major Gold Mining Districts at the Department of Bolivar, Colombia. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 1-10.
- Casas, I. C., Gómez, E., Rodríguez, L. M., Girón, S. L., & Mateus, J. C. (2015). Hacia un plan nacional para el control de los efectos del mercurio en la salud en Colombia. *Biomédica*, 35(SPE), 8-19.

- Castaño, O. V., Cárdenas, G., Hernández, E. J., & Castro, F. (2004). Reptiles en el Chocó biogeográfico (No. Doc. 21403) CO-BAC, Bogotá).
- Cicero-Fernández, D., Peña-Fernández, M., Expósito-Camargo, J. A., & Antizar-Ladislao, B. (2017). Long-term (two annual cycles) phytoremediation of heavy metal-contaminated estuarine sediments by *Phragmites australis*. *New biotechnology*, 38, 56-64.
- Clarkson, T. W., & Magos, L. (2006). The toxicology of mercury and its chemical compounds. *Critical reviews in toxicology*, 36(8), 609-662.
- Cordy, P., Veiga, M. M., Salih, I., Al-Saadi, S., Console, S., Garcia, O. & Roeser, M. (2011). Mercury contamination from artisanal gold mining in Antioquia, Colombia: The world's highest per capita mercury pollution. *Science of the Total Environment*, 410, 154-160.
- Corredor, J. A. G., González, G. L. V., Granados, M. V., Gutiérrez, L., & Pérez, E. H. (2021). Use of the gray water footprint as an indicator of contamination caused by artisanal mining in Colombia. *Resources Policy*, 73, 102197.
- Corredor, J. A. G., Pérez, E. H., Figueroa, R., & Casas, A. F. (2021). Water quality of streams associated with artisanal gold mining; Suárez, Department of Cauca, Colombia. *Heliyon*, 7(6), e07047.
- Dhir, B. (2009). *Salvinia*: an aquatic fern with potential use in phytoremediation. *Environ. We Int. J. Sci. Tech*, 4, 23-27.
- Díaz-Arriaga, F. A. (2014). Mercurio en la minería del oro: impacto en las fuentes hídricas destinadas para consumo humano. *Revista de salud pública*, 16, 947-957.
- Digna, T. (2016). La Minería en Chocó en Clave de Derechos. *Investigación y propuestas para convertir la crisis socio-ambiental en paz y justicia territorial*. Bogotá.
- Eqani, S. A. M. A. S., Bhowmik, A. K., Qamar, S., Shah, S. T. A., Sohail, M., Mulla, S. I., & Shen, H. (2016). Mercury contamination in deposited dust and its bioaccumulation patterns throughout Pakistan. *Science of the Total Environment*, 569, 585-593.
- Falagán, C., Grail, B. M., & Johnson, D. B. (2017). New approaches for extracting and recovering metals from mine tailings. *Minerals Engineering*, 106, 71-78.

- Fischerová, Z., Tlustoš, P., Száková, J., & Šichorová, K. (2006). A comparison of phytoremediation capability of selected plant species for given trace elements. *Environmental Pollution*, 144(1), 93-100.
- Forero, E., & Gentry, A. H. (1989). Lista Anotada de las plantas del departamento del Chocó, Colombia (No. Doc. 21394) CO-BAC, Bogotá).
- Gaioli, M., Amoedo, D., & González, D. (2012). Impacto del mercurio sobre la salud humana y el ambiente. *Archivos argentinos de pediatría*, 110(3), 259-264.
- Galeano-Páez, C., Espitia-Pérez, P., Jimenez-Vidal, L., Pastor-Sierra, K., Salcedo-Arteaga, S., Hoyos-Giraldo, L. S., ... & Espitia-Pérez, L. (2021). Dietary exposure to mercury and its relation to cytogenetic instability in populations from “La Mojana” region, northern Colombia. *Chemosphere*, 265, 129066.
- García, G. D. A., Vargas, E. B., & Castillo, P. R. (2004). Lista de especies de los escarabajos pasálidos (Coleoptera: Passalidae) de Colombia. *Biota Colombiana*, 5(2), 173-181.
- Gerson, J. R., Driscoll, C. T., Hsu-Kim, H., & Bernhardt, E. S. (2018). Senegalese artisanal gold mining leads to elevated total mercury and methylmercury concentrations in soils, sediments, and rivers. *Elem Sci Anth*, 6(1).
- Gracia, L., Marrugo, J. L., & Alvis, E. M. (2010). Contaminación por mercurio en humanos y peces en el municipio de Ayapel, Córdoba, Colombia, 2009. *Facultad Nacional de Salud Pública*, 28(2).
- Guimaraes, J. R. D., Meili, M., Hylander, L. D., e Silva, E. D. C., Roulet, M., Mauro, J. B. N., & de Lemos, R. A. (2000). Mercury net methylation in five tropical flood plain regions of Brazil: high in the root zone of floating macrophyte mats but low in surface sediments and flooded soils. *Science of the Total Environment*, 261(1-3), 99-107.
- Gutiérrez-Mosquera, H., Marrugo-Negrete, J., Díez, S., Morales-Mira, G., Montoya-Jaramillo, L. J., & Jonathan, M. P. (2020). Distribution of chemical forms of mercury in sediments from abandoned ponds created during former gold mining operations in Colombia. *Chemosphere*, 127319.
- Gutiérrez-Mosquera, H., Marrugo-Negrete, J., Díez, S., Morales-Mira, G., Montoya-Jaramillo, L. J., & Jonathan, M. P. (2021). Mercury distribution in different

- environmental matrices in aquatic systems of abandoned gold mines, Western Colombia: Focus on human health. *Journal of Hazardous Materials*, 404, 124080.
- Gutiérrez-Mosquera, H., Sujitha, S. B., Jonathan, M. P., Sarkar, S. K., Medina-Mosquera, F., Ayala-Mosquera, H., & Arreola-Mendoza, L. (2018). Mercury levels in human population from a mining district in Western Colombia. *Journal of Environmental Sciences*, 68, 83-90.
- Hadad, H. R., & Maine, M. A. (2007). Phosphorous amount in floating and rooted macrophytes growing in wetlands from the Middle Paraná River floodplain (Argentina). *Ecological engineering*, 31(4), 251-258.
- Hall, J. L. (2002). Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. *Journal of experimental botany*, 53(366), 1-11.
- Halland, H., Lokanc, M., Nair, A., & Kannan, S. P. (2016). El sector de las industrias extractivas: Aspectos esenciales para economistas, profesionales de las finanzas públicas y responsables de políticas. World Bank Publications.
- Hilson, G. (2016). Farming, small-scale mining and rural livelihoods in Sub-Saharan Africa: A critical overview. *The Extractive Industries and Society*, 3(2), 547-563.
- Horvat, M., Tratnik, J. S., & Miklavčič, A. (2011). H: Mercury: Biomarkers of Exposure and Human Biomonitoring. In *Biomarkers and Human Biomonitoring* (pp. 381-417).
- Hozhina, E. I., Khramov, A. A., Gerasimov, P. A., & Kumarkov, A. A. (2001). Uptake of heavy metals, arsenic, and antimony by aquatic plants in the vicinity of ore mining and processing industries. *Journal of Geochemical Exploration*, 74(1-3), 153-162.
- Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico (IIAP). (2001). Informe técnico aspectos minero en el Chocó.
- Jiménez, M. N., Bacchetta, G., Casti, M., Navarro, F. B., Lallena, A. M., & Fernández-Ondoño, E. (2011). Potential use in phytoremediation of three plant species growing on contaminated mine-tailing soils in Sardinia. *Ecological Engineering*, 37(2), 392-398.
- Kabata-Pendias, A. (2000). Trace elements in soils and plants. CRC press.
- Kataki, S., Chatterjee, S., Vairale, M. G., Dwivedi, S. K., & Gupta, D. K. (2021). Constructed wetland, an eco-technology for wastewater treatment: A review on types

- of wastewater treated and components of the technology (macrophyte, biofilm and substrate). *Journal of Environmental Management*, 283, 111986.
- Kpan, J. D., Opoku, B. K., & Gloria, A. (2014). Heavy metal pollution in soil and water in some selected towns in Dunkwa-on-Offin District in the Central Region of Ghana as a result of small scale gold mining. *Journal of Agricultural Chemistry and Environment*, 3(02), 40.
- Kumari, S., Jamwal, R., Mishra, N. y Singh, DK (2020). Avances recientes en la biorremediación del mercurio ambiental y su toxicidad: una revisión. *Nanotecnología ambiental, monitoreo y gestión* , 13 , 100283.
- Lara-Rodríguez, J. S. (2018). All that glitters is not gold or platinum: Institutions and the use of mercury in mining in Chocó, Colombia. *The Extractive Industries and Society*, 5(3), 308-318.
- Leduc, D. L., & Terry, N. (2005). Phytoremediation of toxic trace elements in soil and water. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*, 32(11-12), 514-520.
- Llano Vasquez, J. D. (2022). Metales pesados en suelos bajo la influencia de la minería aurífera en los departamentos de Antioquia, bolívar y chocó.
- Llanos, W., Kocman, D., Higuera, P., & Horvat, M. (2011). Mercury emission and dispersion models from soils contaminated by cinnabar mining and metallurgy. *Journal of Environmental Monitoring*, 13(12), 3460-3468.
- López-Barrera, E. A., & Barragán-Gonzalez, R. G. (2016). Metals and metalloid in eight fish species consumed by citizens of Bogota DC, Colombia, and potential risk to humans. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 79(5), 232-243.
- Male, Y. T., Reichelt-Brushett, A. J., Pocock, M., & Nanlohy, A. (2013). Recent mercury contamination from artisanal gold mining on Buru Island, Indonesia—Potential future risks to environmental health and food safety. *Marine pollution bulletin*, 77(1-2), 428-433.
- Marrugo-Madrid, S., Turull, M., Montes, G. E., Pico, M. V., Marrugo-Negrete, J. L., & Díez, S. (2021). Phytoremediation of mercury in soils impacted by gold mining: a case-study of Colombia. In *Bioremediation for Environmental Sustainability* (pp. 145-160). Elsevier.

- Marrugo-Negrete, J. L., Ruiz-Guzmán, J. A., & Ruiz-Fernández, A. C. (2018). Biomagnification of Mercury in Fish from Two Gold Mining-Impacted Tropical Marshes in Northern Colombia. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 74(1), 121-130.
- Marrugo-Negrete, J., Benitez, L. N., & Olivero-Verbel, J. (2008). Distribution of mercury in several environmental compartments in an aquatic ecosystem impacted by gold mining in northern Colombia. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 55(2), 305-316.
- Marrugo-Negrete, J., Benítez, L. N., Olivero-Verbel, J., Lans, E., & Gutierrez, F. V. (2010). Spatial and seasonal mercury distribution in the Ayapel Marsh, Mojana region, Colombia. *International journal of environmental health research*, 20(6), 451-459.
- Marrugo-Negrete, J., Durango-Hernández, J., Díaz-Fernández, L., Urango-Cárdenas, I., Araméndiz-Tatis, H., Vergara-Flórez, V., ... & Díez, S. (2020). Transfer and bioaccumulation of mercury from soil in cowpea in gold mining sites. *Chemosphere*, 250, 126142.
- Marrugo-Negrete, J., Enamorado-Montes, G., Durango-Hernández, J., Pinedo-Hernández, J., & Díez, S. (2017). Removal of mercury from gold mine effluents using *Limnocharis flava* in constructed wetlands. *Chemosphere*, 167, 188-192.
- Mattina, M. I., Lannucci-Berger, W., Musante, C., & White, J. C. (2003). Concurrent plant uptake of heavy metals and persistent organic pollutants from soil. *Environmental pollution*, 124(3), 375-378.
- Mauro, J. B., Guimarães, J. R., & Melamed, R. (2001). Mercury methylation in macrophyte roots of a tropical lake. *Water, air, and soil pollution*, 127(1-4), 271-280.
- Medina-Marcos, K. D., Chávez, M., & Nayclin, Y. (2014). Determinación del factor de bioconcentración y traslocación de metales pesados en el *Juncus arcticus* Willd y *Cortaderia rudiusscula* Stapf, de áreas contaminadas con el pasivo ambiental minero Alianza-Ancash 2013.
- Miller, C. L., Watson, D. B., Lester, B. P., Lowe, K. A., Pierce, E. M., & Liang, L. (2013). Characterization of soils from an industrial complex contaminated with elemental mercury. *Environmental Research*, 125, 20-29.

- Mishra, V. K., Upadhyaya, A. R., Pandey, S. K., & Tripathi, B. D. (2008). Heavy metal pollution induced due to coal mining effluent on surrounding aquatic ecosystem and its management through naturally occurring aquatic macrophytes. *Bioresource Technology*, 99(5), 930-936.
- Mojica, J. I., Usma, J. S., & Galvis, G. (2004). Peces dulceacuícolas en el Chocó biogeográfico (No. Doc. 21403) CO-BAC, Bogotá).
- Montoya, A. J., Lena, J. C., & Windmüller, C. C. (2019). Adsorption of gaseous elemental mercury on soils: Influence of chemical and/or mineralogical characteristics. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 170, 98-106.
- Moreno, F. N., Anderson, C. W., Stewart, R. B., Robinson, B. H., Ghomshei, M., & Meech, J. A. (2005). Induced plant uptake and transport of mercury in the presence of sulphur-containing ligands and humic acid. *New Phytologist*, 166(2), 445-454.
- Moreno, G. R., & Ledezma-Rentería, E. (2007). Efectos de las actividades socio-económicas (minería y explotación maderera) sobre los bosques del departamento del Chocó. *Revista institucional universidad tecnológica del Chocó*, 26(1), 58-65.
- Morosini, C., Terzaghi, E., Raspa, G., Zanardini, E., Anelli, S., Armiraglio, S., ... & Di Guardo, A. (2021). Mercury vertical and horizontal concentrations in agricultural soils of a historically contaminated site: Role of soil properties, chemical loading, and cultivated plant species in driving its mobility. *Environmental Pollution*, 285, 117467.
- Mosquera, F. M. M., Amb, I., Mosquera, H. J. A., & Minas, I. (2011). Determinación de la contaminación mercurial en personas vinculadas con la minería de oro en el Distrito Minero del San Juan, departamento del Chocó, Colombia Determination of pollution in people involved in mercurial mining gold in the Mining District of San Juan, department of Chocó, Colombia. *Revista Bioetnia*, Volumen 8 N 2 julio-diciembre, 2011, 8(2), 195.
- Muddarisna, N., Krisnayanti, B. D., Utami, S. R., & Handayanto, E. (2013). Phytoremediation of mercury-contaminated soil using three wild plant species and its effect on maize growth. *Applied Ecology and Environmental Sciences*, 1(3), 27-32.

- Muñoz-Saba, y., & Alberico, M. (2004). Mamíferos en el Chocó biogeográfico: 559-598 (en) RANGEL, JO (ed.) Diversidad Biótica IV. El chocó Biogeográfico/Costa Pacífica.
- Núñez, S. R., Negrete, J. M., Rios, J. A., Hadad, H. R., & Maine, M. A. (2011). Hg, Cu, Pb, Cd, and Zn accumulation in macrophytes growing in tropical wetlands. *Water, Air, & Soil Pollution*, 216(1-4), 361-373.
- Olguín, E. J., Sánchez-Galván, G., Pérez-Pérez, T., & Pérez-Orozco, A. (2005). Surface adsorption, intracellular accumulation and compartmentalization of Pb (II) in batch-operated lagoons with *Salvinia minima* as affected by environmental conditions, EDTA and nutrients. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*, 32(11-12), 577-586.
- Olivares, E., & Peña, E. (2009). Bioconcentración de elementos minerales en *Amaranthus dubius* (bledo, pira), creciendo silvestre en cultivos del estado Miranda, Venezuela, y utilizado en alimentación. *Interciencia*, 34(9), 604-611.
- Olivero -Verbel, J., Caballero-Gallardo, K., & Turizo-Tapia, A. (2015). Mercury in the gold mining district of San Martin de Loba, South of Bolivar (Colombia). *Environmental Science and Pollution Research*, 22(8), 5895-5907.
- Olivero-Verbel, J., Caballero-Gallardo, K., & Turizo-Tapia, A. (2015). Mercury in the gold mining district of San Martin de Loba, South of Bolivar (Colombia). *Environmental Science and Pollution Research*, 22(8), 5895-5907.
- Olivero-Verbel, J., Young-Castro, F., & Caballero-Gallardo, K. (2014). Contaminación por mercurio en aire del distrito minero de San Martín de Loba en el departamento de Bolívar, Colombia. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 30(1), 07-13.
- Olsen, M., Fjeld, E., & Lydersen, E. (2019). The influence of a submerged meadow on uptake and trophic transfer of legacy mercury from contaminated sediment in the food web in a brackish Norwegian fjord. *Science of The Total Environment*, 654, 209-217.
- Padmavathiamma, P. K., & Li, L. Y. (2007). Phytoremediation technology: hyper-accumulation metals in plants. *Water, Air, and Soil Pollution*, 184(1-4), 105-126.

- Palacios-Torres, Y., Caballero-Gallardo, K., & Olivero-Verbel, J. (2018). Mercury pollution by gold mining in a global biodiversity hotspot, the Choco biogeographic region, Colombia. *Chemosphere*, *193*, 421-430.
- Palacios-Torres, Y., Jesus, D., & Olivero-Verbel, J. (2020). Trace elements in sediments and fish from Atrato River: an ecosystem with legal rights impacted by gold mining at the Colombian Pacific. *Environmental Pollution*, *256*, 113290.
- Pandey, V. C. (2012). Phytoremediation of heavy metals from fly ash pond by *Azolla caroliniana*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *82*, 8-12.
- Patel, A. K., Singhanian, R. R., Albarico, F. P. J. B., Pandey, A., Chen, C. W., & Dong, C. D. (2022). Organic wastes bioremediation and its changing prospects. *Science of The Total Environment*, 153889.
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (2019). Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Evaluación mundial del mercurio 2018 Ginebra, Suiza
- Ramírez-Morales, D., Rodríguez-Artavia, B., Sáenz-Vargas, W., Sánchez-Gutiérrez, R., Villalobos-González, W., & Mora-Barrantes, J. C. (2019). Minerías artesanales para la extracción de oro mediante el uso de mercurio: Estado del arte del impacto ambiental en los medios agua, aire y suelo. *Revista Tecnología en Marcha*, ág-3.
- Rangel-Ch, J. O., & Rivera-Díaz, O. (2004). Diversidad y riqueza de espermatófitos en el Chocó biogeográfico. Colombia Diversidad Biótica IV: el Chocó Biogeográfico/Costa pacífica. Instituto de Ciencias Naturales, Bogotá, 83-104.
- Rentería, L., & Antonio, M. (2016). Análisis de los impactos ecológicos generados por la actividad minera sobre los ensamblajes ícticos en complejos cenagosos de Sanceno y Puné en la cuenca media del Atrato.
- Reyes, Y., Vergara, I., Torres, O., Lagos, M. D., & Jimenez, E. E. G. (2016). Contaminación por metales pesados: Implicaciones en salud, ambiente y seguridad alimentaria. *Ingeniería Investigación y Desarrollo: I2+ D*, *16*(2), 66-77.
- Rezania, S., Taib, S. M., Din, M. F. M., Dahalan, F. A., & Kamyab, H. (2016). Comprehensive review on phytotechnology: heavy metals removal by diverse aquatic plants species from wastewater. *Journal of hazardous materials*, *318*, 587-599.

- Rodríguez Arcila, L. V. (2019). Caracterización de la concentración de metales en agua, sedimentos y suelos a lo largo del Río Quito (Chocó), zona de explotación de oro aluvial.
- Rodríguez-Villamizar, L. A., Jaimes, D. C., Manquían-Tejos, A., & Sánchez, L. H. (2015). Human mercury exposure and irregular menstrual cycles in relation to artisanal gold mining in Colombia. *Biomedica*, 35, 38-45.
- Salazar-Camacho, C., Salas-Moreno, M., Marrugo-Madrid, S., Marrugo-Negrete, J., & Díez, S. (2017). Dietary human exposure to mercury in two artisanal small-scale gold mining communities of northwestern Colombia. *Environment International*, 107, 47-54.
- Salazar-Camacho, C., Salas-Moreno, M., Paternina-Uribe, R., Marrugo-Negrete, J., & Díez, S. (2021). Mercury species in fish from a tropical river highly impacted by gold mining at the Colombian Pacific region. *Chemosphere*, 264, 128478.
- Sánchez-Galván, G., Monroy, O., Gómez, J., & Olguín, E. J. (2008). Assessment of the hyperaccumulating lead capacity of *Salvinia minima* using bioadsorption and intracellular accumulation factors. *Water, air, and soil pollution*, 194(1), 77-90.
- Santa-Rios, A., Barst, B. D., Tejeda-Benitez, L., Palacios-Torres, Y., Baumgartner, J., & Basu, N. (2021). Dried blood spots to characterize mercury speciation and exposure in a Colombian artisanal and small-scale gold mining community. *Chemosphere*, 266, 129001.
- Suñe, N., Sánchez, G., Caffaratti, S., & Maine, M. A. (2007). Cadmium and chromium removal kinetics from solution by two aquatic macrophytes. *Environmental pollution*, 145(2), 467-473.
- Tello Zevallos, W., Loureiro, D. B., Reeves, M. C., Yujnovsky, F., Salvatierra, L. M., & Pérez, L. M. (2016). Evaluación de macrófitas autóctonas de flotación libre para su empleo en el tratamiento de aguas contaminadas con metales pesados.
- Tello Zevallos, W., Salvatierra, L. M., & Pérez, L. M. (2015). Evaluación de los mecanismos de eliminación de Pb^{2+} en sistemas de fitorremediación en lotes operados con *Salvinia biloba raddi* (acordeón de agua).
- Tubb, D. (2015). Muddy decisions: gold in the Chocó, Colombia. *The Extractive Industries and Society*, 2(4), 722-733.

- Ullrich, S. M., Tanton, T. W., & Abdrashitova, S. A. (2001). Mercury in the aquatic environment: a review of factors affecting methylation. *Critical reviews in environmental science and technology*, 31(3), 241-293.
- United Nations Environment Program, 2013. United Nations Environment Program Global Mercury Assessment. UNEP Chemicals Branch, Geneva, Switzerland (2013) <http://www.unep.org/hazardoussubstances/Mercury/Informationmaterials/ReportsandPublications/tabid/3593/Default.aspx>
- United Nations Environment Programme-UNEP, 2018. Global Mercury Assessment 2018: Sources, Emissions, Releases and Environmental Transport. UNEP Chemicals Branch, Geneva, Switzerland
- Vargas Licona, S. P., & Marrugo Negrete, J. L. (2019). Mercury, Methylmercury and other Heavy Metals in Fish in Colombia: Risk From Ingestion. *Acta Biológica Colombiana*, 24(2), 232-242.
- Veiga, M. M., Angeloci-Santos, G., & Meech, J. A. (2014). Review of barriers to reduce mercury use in artisanal gold mining. *The Extractive Industries and Society*, 1(2), 351-361.
- Vélez, N., Bessudo, S., Barragán-Barrera, D. C., Ladino, F., Bustamante, P., & Luna-Acosta, A. (2021). Mercury concentrations and trophic relations in sharks of the Pacific Ocean of Colombia. *Marine pollution bulletin*, 173, 113109.
- Viana Ríos, R. (2018). Minería en América Latina y el Caribe, un enfoque socioambiental.
- Vidal Durango, J. V., Marrugo Negrete, J. L., Jaramillo Colorado, B., & Perez Castro, L. M. (2010). Remediation of contaminated soil with mercury using the guarumo (*Cecropia peltata*) trees. *Ingeniería y Desarrollo*, (27), 113-129.
- Warra, A. A., & Prasad, M. N. (2018). Artisanal and small-scale gold mining waste rehabilitation with energy crops and native flora—a case study from Nigeria. In *Biogeotechnologies for mine site rehabilitation* (pp. 473-491). Elsevier.
- Yang, J., & Ye, Z. (2009). Metal accumulation and tolerance in wetland plants. *Frontiers of Biology in China*, 4(3), 282-288.
- Yoon, J., Cao, X., Zhou, Q., & Ma, L. Q. (2006). Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *Science of the total environment*, 368(2-3), 456-464.

2 CAPÍTULO 2. Biodiversidad de comunidades de macrófitas establecidas en cuerpos de agua impactados por minería en el departamento del Chocó.

Biodiversity of macrophyte communities established in bodies of water impacted by mining in the department of Chocó.

Rivas-Jordan Jorlin¹; Carvajal-Flórez Elizabeth²; Marrugo - Negrete José Luis³.

¹Estudiante Maestría Universidad nacional de Colombia. jorlinjordan@gmail.com

²Profesora Asociada. Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín, ecarvajalf@unal.edu.co

³Profesor Universidad de Córdoba, jmarrugo@correo.unicordoba.edu.co

2.1 Resumen

Las macrófitas son plantas que crecen y se desarrollan en ambientes acuáticos y/o inundables; estas plantas son muy importantes ya que realizan diversas funciones en el ambiente, tales como: estabilizan los sedimento, sirven de refugio y alimento de muchos organismos, reciclaje de nutrientes y además de tienen la capacidad de absorber sustancias tóxicas de lugares contaminados. Teniendo en cuenta lo anterior, esta investigación tuvo como objetivo caracterizar las macrófitas presentes en fuentes hídricas impactadas por minería aluvial en el departamento del Chocó. Para la caracterización de la macrófitas se utilizaron la técnica de cuadrantes y subcuadrantes, de esa manera se estimó la frecuencia; que sirvió para determinar la abundancia de especies, la cual se utilizó para estimar algunos índices de diversidad alfa y beta. Teniendo como resultado que el Sitio C presentó los valores más altos de diversidad ($H' = 1,85$), riqueza de Margalef ($D_{mg} = 1,48$) y equidad Pielou ($J' = 0,74$); el sitio B obtuvo los valores superiores en la dominancia de Simpson ($D = 0,64$). El gráfico de similitud de Jaccard permitió evidenciar la formación de dos grupos,

formando parejas de sitios del mismo municipio, lo que posiblemente se deba a que los grupos presente características de biotopo similares según el estado de sucesión natural. Según el análisis de correlación los sitios A y B presentaron correlación alta con la turbidez y el oxígeno disuelto. Según el análisis de correspondencia canónica el sitio C se correlaciona con el mayor número de especies (*Apalanthe granatensis*, *Websteria confervoides*, *Ichnanthus tenuis*, *Ottlelia sp.* y *Xyris jupicai*), resultado que obedece posiblemente a las condiciones ambientales del sitio.

Palabras claves: diversidad, minería, pozas, macrófitas, Chocó.

2.2 Abstract

Macrophytes are plants that grow and develop in aquatic and/or flooded environments; These plants are very important since they perform various functions in the environment, such as: they stabilize sediments, serve as shelter and food for many organisms, recycle nutrients and also have the ability to absorb toxic substances from polluted places. Taking into account the above, this research aimed to characterize the macrophytes present in water sources impacted by alluvial mining in the department of Chocó. For the characterization of the macrophytes, the quadrant and subquadrant technique was used, in this way the frequency was estimated, which served to determine the abundance of species, which was used to estimate some alpha and beta diversity indices. Having as a result that Site C presented the highest values of diversity ($H' = 1.85$), Margalef richness ($D_{mg} = 1.48$) and Pielou equity ($J' = 0.74$); Site B obtained the highest values in Simpson's dominance ($D = 0.64$). Jaccard's similarity graph made it possible to show the formation of two groups, forming pairs of sites in the same municipality, which is possibly due to the fact that the groups present similar biotope characteristics according to the state of natural succession. According to the correlation analysis, sites A and B presented a high correlation with turbidity and dissolved oxygen. According to the canonical correspondence analysis, site C correlates with the highest number of species (*Apalanthe granatensis*, *Websteria confervoides*, *Ichnanthus tenuis*, *Ottlelia sp.* and *Xyris jupicai*), a result that is possibly due to the environmental conditions of the site.

Key Words: Diversity, mining, pools, macrophytes, Chocó.

2.3 Introducción

Las macrófitas comprenden un grupo grande organismos fotosintéticos que viven y se desarrollan en el agua (Ranieri, 2015), que incluyen especies pertenecientes a las angiospermas, helechos, musgos, hepáticas y algunas macroalgas (Chambers *et al.*, 2007; Padial *et al.*, 2008; Ranieri, 2015). No obstante, la afinidad al hábitat acuático ha marcado estrategias de vida que permiten reconocerla como un grupo definido y así poder clasificarlas según su estrategia. Lo anterior a dado lugar a diferentes sistemas de clasificación ecológica de acuerdo con sus formas de vida y crecimiento (Atuesta-Ibargüen, 2019). En la actualidad, el sistema de clasificación más utilizado es el propuesto por Sculthorpe (1967), donde las clasifica cuatro formas de vida en: sumergidas, flotantes libres, flotantes arraigadas y emergentes arraigadas (Rial, 2003).

Las macrófitas son una parte fundamental de los ecosistemas acuáticos debido a que cumplen diversas funciones como: servir de alimento a otros organismos (productores primarios), oxigenar las aguas, absorber sustancias tóxicas y ayudan con la estabilización del sedimento (Thomaz *et al.*, 2009). Debido a dichas funciones, se puede decir que las macrófitas cumplen la función muy importante en los ecosistemas acuáticos, ya que intervienen en el mejoramiento de las áreas dañadas, y mantienen sano y estables los ecosistemas acuáticos (Bornette & Puijalon, 2011). Es relevante mencionar que, en los hábitats acuáticos que son habitados por macrófitas, presentan mejores condiciones para el poblamiento de otras especies, lo que constituye que sean las zonas más diversas, productivas y heterogéneas de los ecosistemas acuáticos (Chambers *et al.*, 2007).

La zona tropical alberga la más grande biodiversidad de macrófitas del planeta (Chambers *et al.*, 2007), sin embargo, el estudio de las macrófitas se considera escaso (Gómez, *et al.*, 2016); por otro lado, son evidentes los esfuerzos que se han realizado en Colombia por el estudio de las plantas acuáticas, algunos de los consultados en la investigación correspondieron a los trabajos realizados por: Schmidt-Mumm (1988); Schmidt-Mumm (2002); Schmidt-Mumm, (2012); Posada & López (2011); Gómez, *et al.*, (2016); Atuesta-

Ibargüen (2019), publicaciones que ayudaron a conocer un poco la distribución, y la taxonomía de muchas macrófitas en el país; con los resultados obtenidos en el presente artículo se pretende contribuir al fortalecimiento de la información disponible en Colombia sobre estudios de macrófitas, aportando conocimiento de las especies de plantas acuáticas en el Chocó.

La actividad minera auroplatinífera en el departamento del Chocó en los municipios de la subregión del San Juan, se ha constituido en una de las principales actividades socioeconómicas, esta actividad se inició 1.530 cuando fue creado el real de minas de Monte Carmelo por los españoles, y en la época de la colonia fue desarrollada de forma artesanal, usando mano de obra de esclavos africanos, sustentándose en prácticas amigables con el ambiente, cuyos impactos eran pocos y de fácil asimilación por los procesos de resiliencia. Con la llegada de multinacionales como: The Frontino and Bolivia South American Gold Mining Company Ltda. (1907), The New Timbiqui Gold Mine Limited (1910), Compañía Minera Alemana Colombiana (1912), Pacific Metals Corporation (1917); comenzó su desarrollo industrial o mecanizado (Negret & Gallego, 2013), hasta la actualidad con la utilización de retroexcavadoras, causando una fuerte modificación del paisaje, dejando excavaciones que al transcurrir el tiempo se transformaron en pozas, que son ecosistemas acuáticos que pueden tener una dinámica diferente a los sistemas naturales (Luque, 2018).

Estos cuerpos de agua impactados o remanentes de minería (pozas) en el departamento del Chocó se han convertido en hábitats propicios para muchas especies, tanto vegetales como animales; presentando características funcionales o/y estructurales semejantes a humedales naturales que brindan bienes y servicios a las poblaciones humanas cercanas. La investigación pretendió la realización de un estudio que permitiera identificar la diversidad biológica allí existente, y así ayudar a entender la ecología de estos sistemas hídricos perturbados y remanentes por minería, incluyendo el papel que desempeñan en los procesos adaptativos de muchos organismos.

De acuerdo con lo anterior, la finalidad del estudio persiguió constituir una línea base, que analice la distribución de las macrófitas en las pozas, a partir del objetivo de caracterizar las

comunidades de macrófitas establecidas en estos cuerpos de agua impactados o derivados de las faenas extractivas mineras.

2.4 Materiales y métodos

2.4.1 Área de estudio

Este estudio se realizó en dos municipios de Departamento del Chocó, en el Pacífico Colombiano, en lugares con muchos años de sucesión (sitios >50 años de abandono) sitio D (05° 03' 23.0'' N, 76° 41' 09.0'' W), sitio C (05° 03' 36.0'' N, 76° 41' 22.9'' W) ambas ubicadas en el municipio de Condoto, reconocido históricamente por ser el lugar con más afectación minera en el Departamento (Negret & Gallego, 2013). Es importante mencionar que estos lugares fueron dejados por la compañía minera Chocó Pacífico. De igual manera, se incluyeron en el estudio sitios con pocos años de abandono (< 10 años de abandono) sitio A (05° 17' 16,6'' N, 76° 40' 00,0'' W) sitio B (05° 17' 10,5'' N, 76° 40' 00,0'' W) ubicados en el municipio de Unión Panamericana, lugar donde se encuentran comunidades indígenas, además, sus aguas desembocan al río Atrato, considerado uno de los más importantes en Colombia (Figura 2.1). Cabe mencionar que las edades de los sitios fueron registradas gracias a la información prestada por los consejos comunitarios y alcaldías de las zonas de estudio.

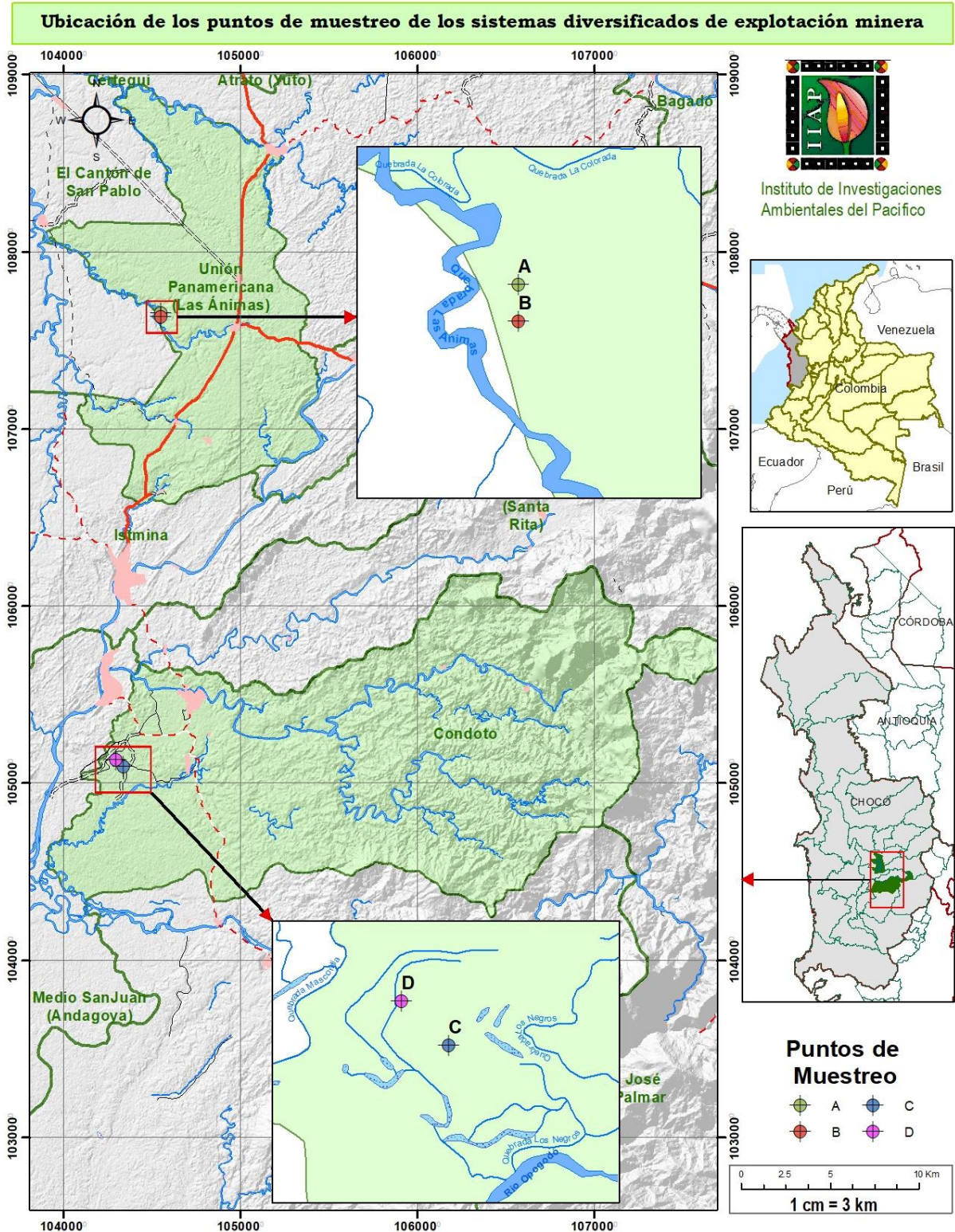


Figura 2.1 Subregión del San Juan, mapa que muestra los sitios de muestreo, en el Chocó.
Elaborado por el instituto de investigaciones del Pacifico.

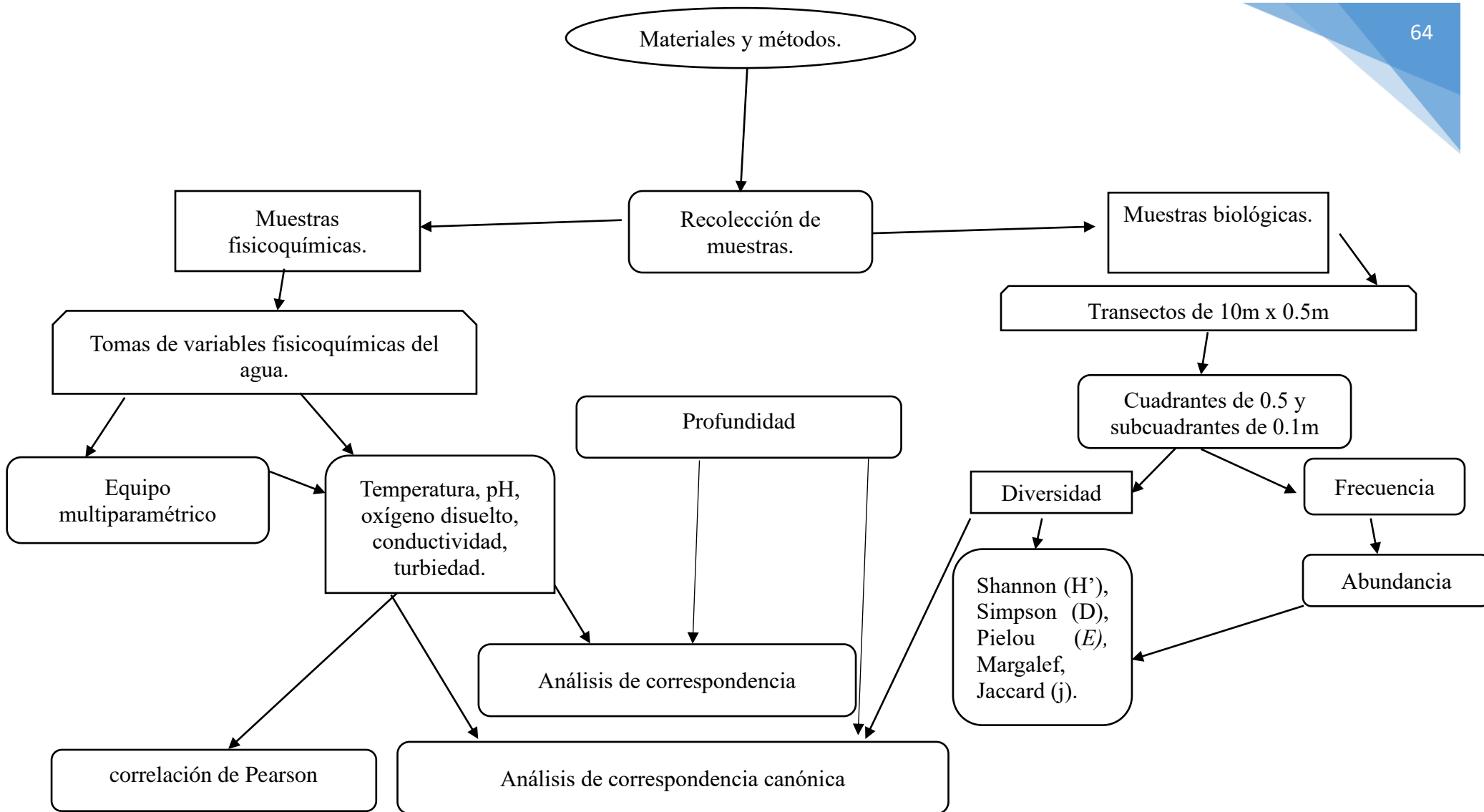


Figura 2.2 Metodología utilizada en el estudio. Elaboración propia

2.4.2 Características ecológicas de los sitios de estudio.

Como se mencionó en el párrafo anterior los sitios estudiados se dividen por estado de sucesión, lo que conlleva a que los sitios con edades similares presenten características ambientales y ecológica parecidas.

Sitio > de 50 años: estos sitios se caracterizan por presentar una vegetación circundante tipo arbórea(Figura 2.3), el fondo generalmente se encuentra cubierto por material vegetal en descomposición (hojas, ramas, flores y frutos); presentan especies de plantas sumergidas y gran parte de su superficie se encuentra cubierto por plantas (tanto en su zona litoral como en la limnética), que aunque no son especies flotantes adquieren comportamiento como plantas flotantes (un alfombra de diversas especies que se entrelazan sus raíces y crean un soporte de su propia materia orgánica para no hundirse); además, esto sitios presenta una profundidad que oscila entre 0.7m a 4.3m (Figura 2.4).



Figura 2.3 características paisajísticas de los sitios C y D de Condoto Chocó.

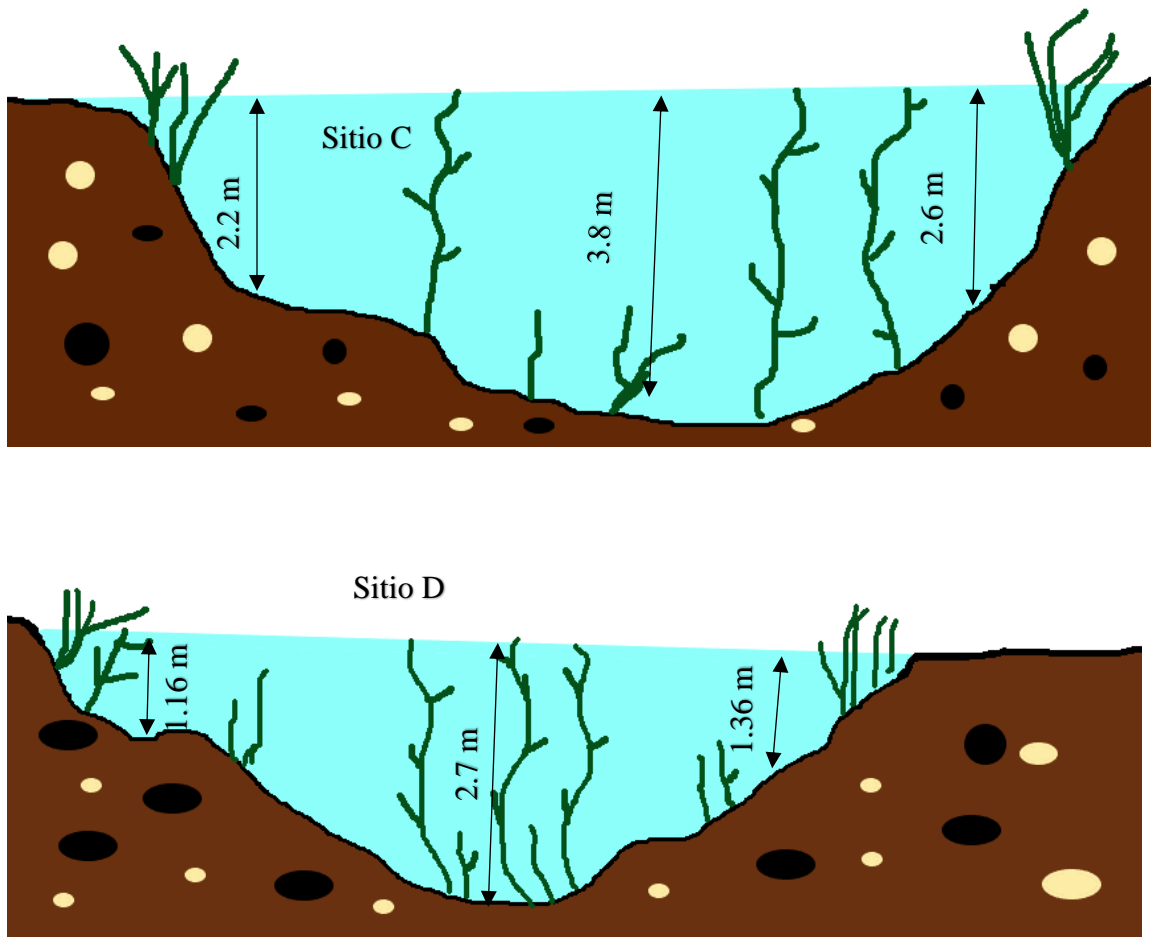


Figura 2.4 Profundidad promedio de los sitios C y D del municipio de Condoto, elaboración propia.

Sitios < 10 años: se caracterizan por presentar vegetación circundante tipo herbácea, su fondo presenta poca materia vegetal y principalmente es fangoso y areno, sin presencia de especies vegetales sumergida (Figura 2.5), las macrófitas se encuentran en los bordes de la poza (zona litoral), el centro esta desprovisto de vegetación, sitios poco profundos (1.2m a 1.5m de profundidad) y especies de macrófitas emergentes (Figura2.6).



Figura 2.5 características paisajísticas de los sitios A y B de Unión Panamericana Chocó.

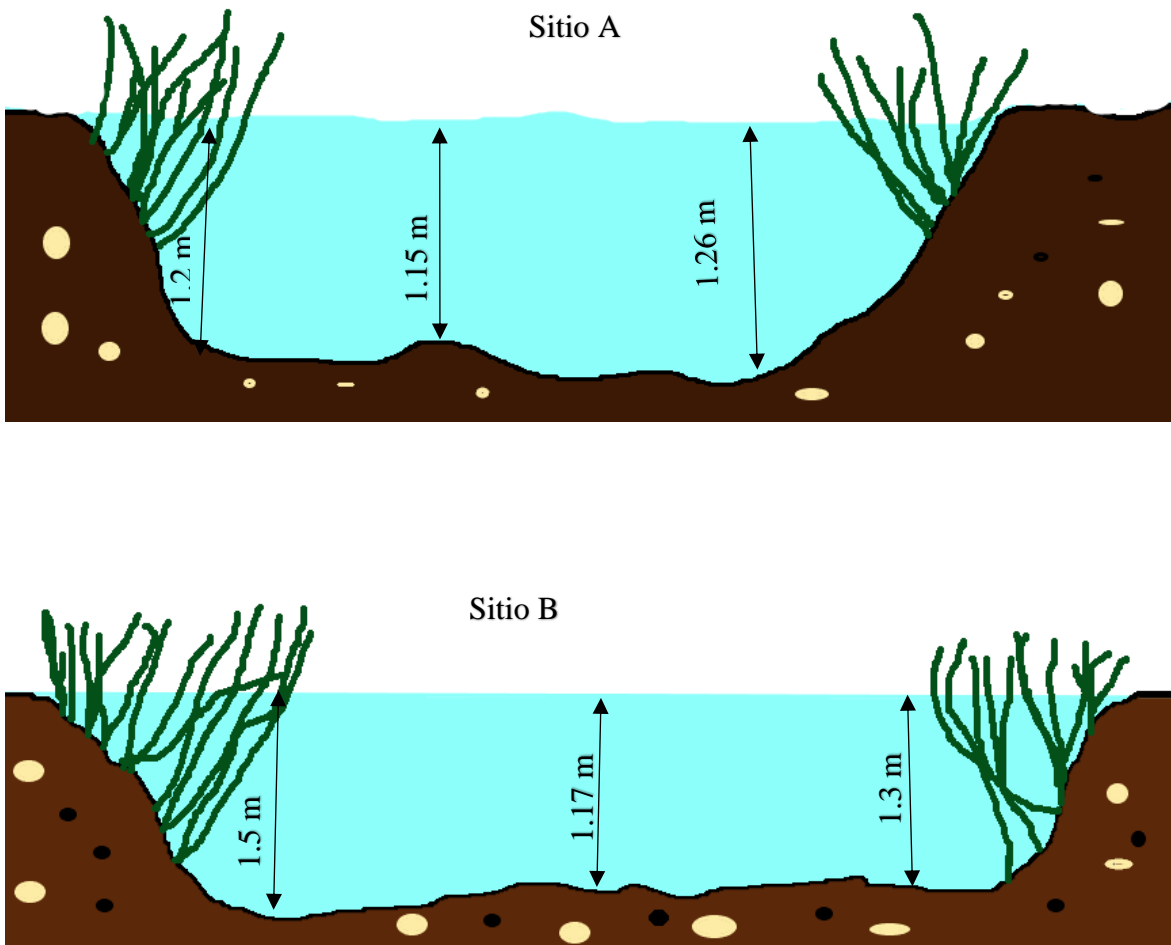


Figura 2.6. Profundidad promedio de los sitios A y B del municipio de Unión Panamericana. elaboración propia.

2.4.3 Parámetros fisicoquímicos

En cada una de las pozas estudiadas se dividieron en tres partes, donde se realizaron 3 transectos (Figura 2.7) a cada división se les evaluaron las condiciones fisicoquímicas del agua por muestreo, considerando variables como: la temperatura del agua, pH, oxígeno disuelto, conductividad, turbiedad. Para ello se usó un equipo multiparamétrico portátil U53G-10. Además, se midió la profundidad de los sitios por medio de una vara graduada, es importante aclarar que la profundidad se midió a un metro de cada orilla y en el centro, estas medidas fueron apuntadas en tres márgenes a lo largo de la poza.

2.4.4 Biodiversidad de macrófitas

En este estudio solamente las especies con hábitos totalmente acuáticos se tuvieron en cuenta; las plantas que toleran largos tiempos en lugares inundados (anfíbias) no fueron tenidas en cuenta, debido a que el estudio se realizó en épocas de lluvia, lo que ocasionaría que sobreestimáramos la biodiversidad de macrófitas en los sitios de estudio; además, únicamente fueron muestreadas las plantas que estuvieran dentro de las pozas (en el espejo de agua). Es importante mencionar que, para la caracterización, los transectos fueron ubicados a un metro de distancia de la orilla o borde de la poza, debido a que las pozas de menor edad (< 15 años) no presentaban vegetación en el centro del cuerpo de agua (Figura 2.7), lo que generaría ruido o una subestimación de datos. Por otro lado, las plantas colectadas se les hicieron el respectivo registro fotográfico y se tomaron apuntes como el hábito de crecimiento, presencia de floración, forma y coloración de las hojas, información indispensable para la identificación del material vegetal en el herbario. Sumado a lo anterior, se colectaron dos individuos por especies, se colocaron en papel periódico rotulado con la información de planta y se le roció alcohol con un atomizador, para la preservación de las muestras biológicas y finalmente se transportaron al herbario de la Universidad Tecnológica del Chocó Diego Luis Córdoba, para su secado e identificación mediante claves taxonómicas (Velásquez (1994); Gradstein *et al.* (2001); Bernal *et al.* (2016)) y comparación con ejemplares ya existentes en el herbario.

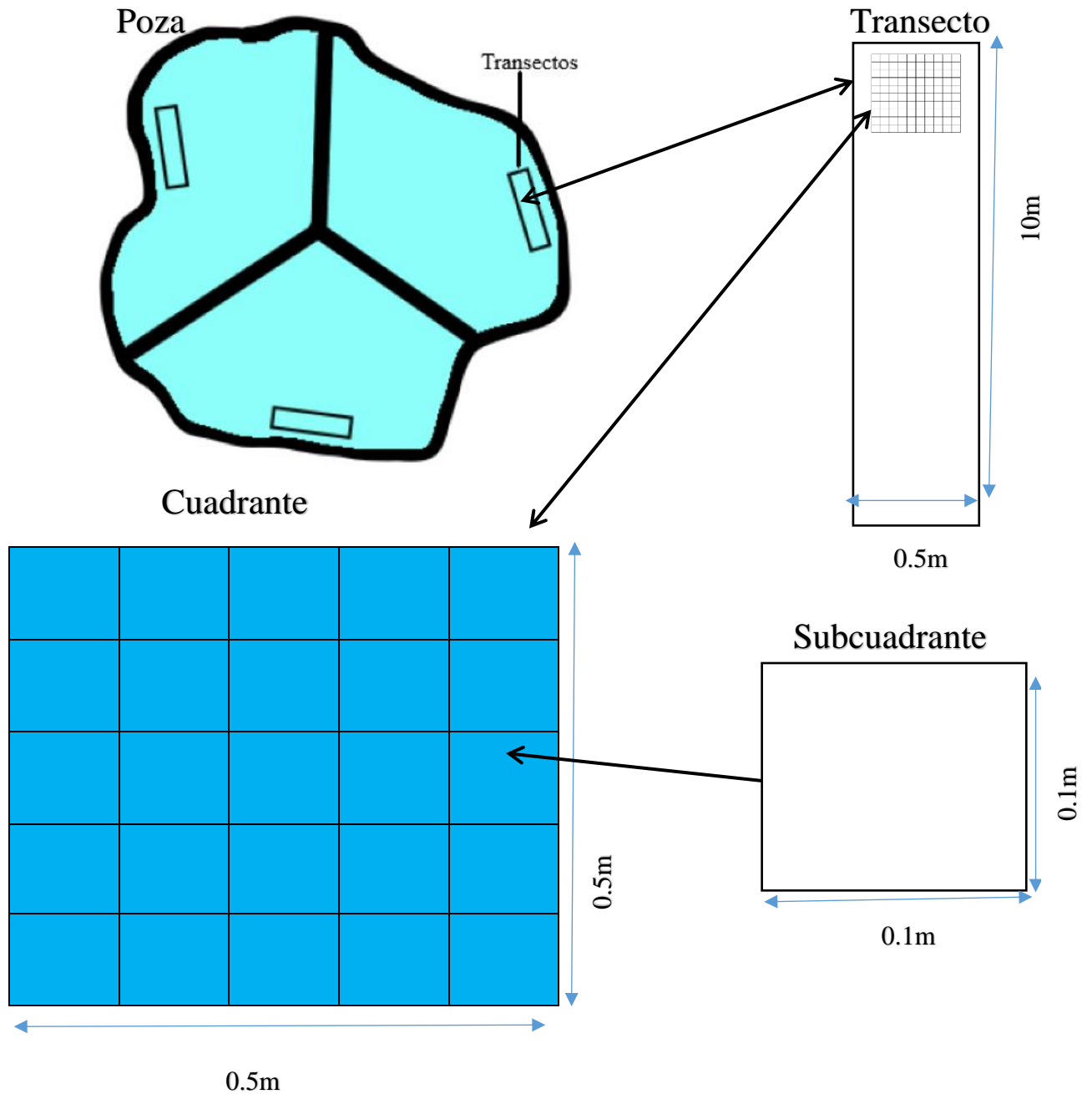


Figura 2.7. Diseño de muestreo en pozas. Elaboración propia.

Para este estudio se recurrió a la metodologías utilizadas por Kent & Coker, (1992) modificada por Ramos *et al.* (2013), para determinar la frecuencia de cada especie y poder usarla como un estimador de abundancia, se trazaron tres transectos de 10m x 0.5m ubicados aleatoriamente en todos los puntos cardinales de la poza, dentro de cada transecto se ubicó

cuadrantes de 0.5m x 0.5m, que a su vez tenían subcuadrantes de 0.1m x 0.1m (es decir 25 subcuadrantes) para así poder calcular la frecuencia (cada subcuadrante se tomaba como un individuo), registrando así el número de especie y las veces que se repetía en el cuadrante (el número de subcuadrantes en que estaban presentes), de esta forma se obtuvieron los porcentajes de frecuencia en función de la totalidad de los cuadrantes (figura 2.7). Los datos anteriores fueron importantes para poder estimar los siguientes índices:

Diversidad alfa:

- **Diversidad de Shannon (H')** (Shannon & Weaver, 1949), (Ver ecuación **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**)

$$H' = - \sum_{i=1}^s P_i \log_2 p_i \quad (3.1)$$

Shannon,

Donde:

S – número de especies.

P_i - proporción de individuos de la especie i respecto al total de individuos (es decir la abundancia relativa de la especie i) $\frac{n_i}{N}$

n_i – número de individuos de la especie i

N– número de todos los individuos de todas las especies

- **Dominancia de Simpson (D)** (Simpson, 1949). (Ver ecuación 3.2)

$$D' = \frac{\sum_{i=1}^s n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)} \quad (3.2)$$

Donde:

S= es el número de especies

n = el número total de individuos de una especie en particular.

N = el número total de individuos de todas las especies.

- **Equidad de Pielou (E)** (Pielou, 1969.) (Ver ecuación 3.3)

$$J' = \frac{H'}{\log_2 S} \quad (3.3)$$

Donde:

H' = índice de Shannon-Wiener

$\log_2 S$ = es la diversidad máxima (H' max) que se obtendría si la distribución de las abundancias de las especies en la comunidad fuera perfectamente equitativa.

➤ **Riqueza de Margalef** (Margalef, 1958.) (Ver ecuación 3.4)

$$R1 = \frac{s-1}{\ln(n)} \quad (3.4)$$

Donde:

S = es el número de especies presentes

N = es el número total de individuos encontrados (pertenecientes a todas las especies).

\ln = denota el logaritmo neperiano de un número

Diversidad beta:

➤ **Índice de Jaccard** (j) (Real, R., & Vargas, J. M., 1996), (ver ecuación 3.5)

$$J = \frac{c}{a+b-c} \quad (3.5)$$

Donde:

- **a:** es el número de especies presentes en el sitio A.
- **b:** es el número de especies presentes en el sitio B.
- **c:** es el número de especies presentes en ambos sitios, A y B

2.4.5 Procesamiento estadístico

Luego de tener una base de datos con los nombres de las especies y su abundancia, se les realizaron un análisis de Shapiro-Wilk, para ver la normalidad en los datos, en el caso que

los datos cumplieran con los supuestos de normalidad homogeneidad de varianza se aplicó una ANOVA y en el caso contrario una prueba no paramétrica de Kruskal Wallis; esto se realizó en el programa estadístico Past versión 3.17.

También se realizó un análisis de correspondencia para hacer una comparación de calidad de agua entre sitios de estudio al igual que un análisis de correlación de Pearson y por ultimo un análisis de correlación canónica para ver la relación entre las especies de macrófitas y las variables fisicoquímicas del agua caracterizadas lo anterior se realizó en el programa estadístico past 3.17.

2.5 Resultados

2.5.1 Taxonomía de macrófitas

Se obtuvo una abundancia relativa de 6296 individuos, representado en nueve familias, 14 géneros y 16 especies de plantas; la familia más representativa fue Cyperaceae con 6 especies, seguido por Hydrocharitaceae y Poaceae ambas con dos especies, el resto de familias solo tenía una especie; el género con mayor representación fue *Eleocharis* con tres especies, el resto solo obtuvieron un espécimen; la especie *Eleocharis interstincta* fue la más representativa con frecuencia en todos los sitios y mayor abundancia, seguida por *Eleocharis mutata* y fueron las únicas especies que se encontraron en todos los sitios de muestreo (Tabla 3.)

Habito de crecimiento.

El mayor porcentaje de bioforma lo obtuvo las especies emergentes arraigadas con un numero de 11 especies, seguido por cobertura vegetal sumergido (5 especies), solo un espécimen (Tabla 2.1).

Tabla 2.1 Taxonomía y bioforma de especies de plantas encontradas en las pozas del departamento del Chocó. Su = Sumergida, AF = Arraigada flotante, AE = Arraigada emergente.

Bioforma	Código	Nombre científico	Familia	Sitio A	Sitio B	Sitio C	Sitio D	Total
AE	sp1	<i>Eleocharis interstincta (Vahl) Roem. & Schult</i>	Cyperaceae	472	618	175	1021	2286
AE	sp2	<i>Eleocharis mutata (L.) Roem. & Schult.</i>	Cyperaceae	253	53	1	139	446
AE	sp3	<i>Hymenachne amplexicaulis (Rudge) Nees</i>	Poaceae	21	0	223	0	244
AE	sp6	<i>Spathiphyllum friedrichsthali Schott</i>	Araceae	43	0	58	53	154
AE	sp8	<i>Bacopa salzmännii (Benth.) Edwall</i>	Plantaginaceae	17	15	5	0	37
AE	sp10	<i>Fuirena umbellata Rottb</i>	Cyperaceae	0	73	0	103	176
AE/Su	sp11	<i>Tonina fluviatilis Aubl</i>	Eriocaulaceae	0	16	0	0	16
AE	sp13	<i>Xyris jupicai Rich</i>	Xyridaceae	0	5	0	0	5
AE	sp14	<i>Ichnanthus tenuis (J.Presl) Hitchc. & Chase</i>	Poaceae	0	0	69	4	73
AE	sp15	<i>Eleocharis sp.</i>	Cyperaceae	0	0	53	0	53
AF	sp16	<i>Heteranthera reniformis Ruiz & Pav</i>	Pontederiaceae	0	0	28	301	329
Su	sp17	<i>Cabomba furcata Schult. & Schult.f.</i>	Cabombaceae	0	0	618	1397	2015
Su	sp18	<i>Websteria confervoides (Poir.) SShooper</i>	Cyperaceae	0	0	83	0	83
Su	sp19	<i>Ottelia sp.</i>	Hydrocharitaceae	0	0	24	0	24
Su	sp20	<i>Apalanthe granatensis (Humb. & Bonpl.) Planch</i>	Hydrocharitaceae	0	0	355	0	355
AE	sp26	<i>Becquerelia cymosa Brongn</i>	Cyperaceae	62	0	0	0	62
Total			0	806	780	1692	3018	6296

2.5.2 Índices de diversidad alfa

➤ **Diversidad según Shannon (H)**

En este estudio el ecosistema que presentó los índices de mayores de diversidad fue el sitio C (1,85), seguido del sitio D (1,29) ambas pertenecientes a la subcuenca de río Condoto; los lugares con diversidad más baja fueron sitio A (1,19) y sitio B (0,78) pertenecientes al municipio de Unión Panamericana (Figura 2.8).

➤ **Equidad según Pielou (J)**

los sitios que presentaron mayor equidad fueron, el sitio C (0,74) y sitio A (0,68); los lugares con valores más bajos fueron sitio D = 0,66 y Sitio B= 0,43), (Figura 2.8).

➤ **Dominancia según Simpson (D)**

Los ecosistemas con los valores más altos de dominancia fueron el sitio B (0,64) y el sitio A (0,39), ambas pertenecientes al municipio de Unión Panamericana; los resultados más bajos fueron los del sitio D (0,34) y sitio C (0,21) de Condoto (Figura 2.8).

➤ **Riqueza según Margalef**

El índice de Margalef revela que el sitio con la riqueza más alta fue sitio C (1,48) seguida del sitio B (0,750), seguida por el sitio D 0,749) y por último sitio A (0,74) (Figura 2.8).

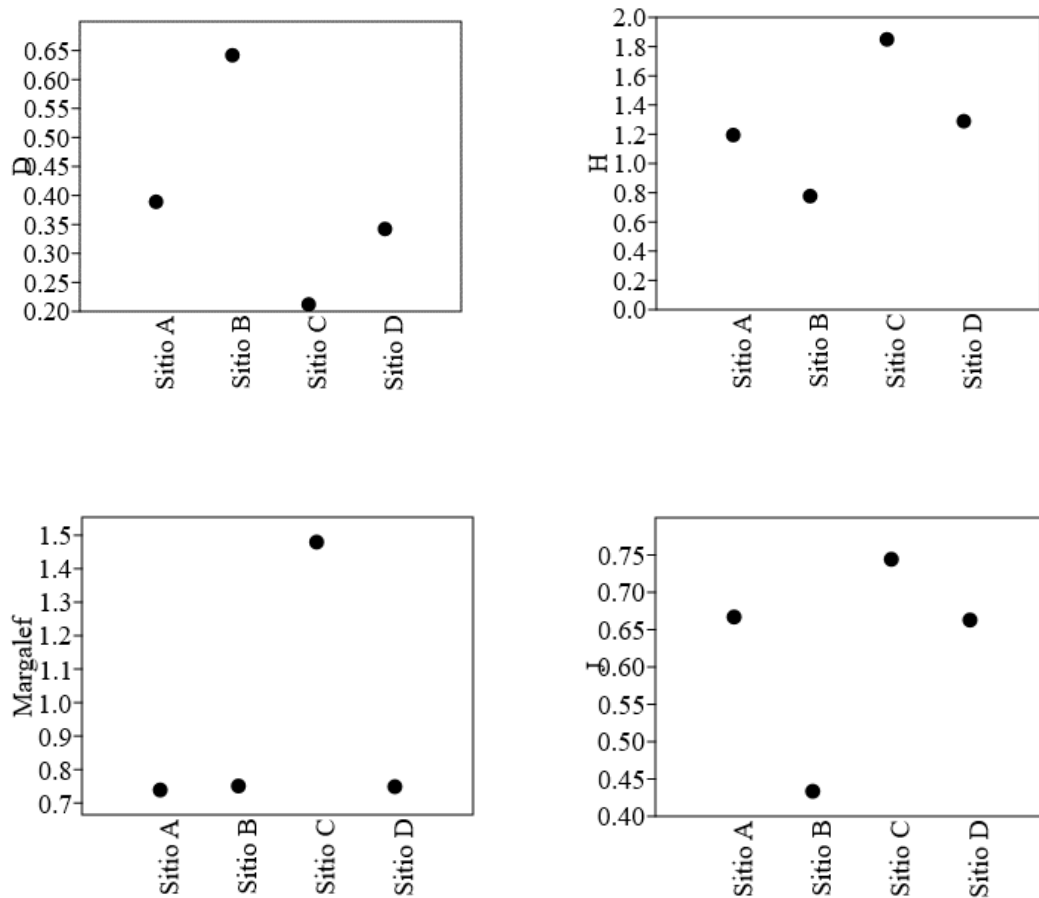


Figura 2.8 Gráficos de los índices de diversidad alfa (Riqueza según Margalef, Equidad según Pielou (J), Dominancia según Simpson (D), Diversidad según Shannon (H)); elaboración propia.

Índices de diversidad beta

➤ Índices de Jaccard

El análisis de similitud de Jaccard, se puede observar la formación de dos grupos; que solo comparten un 30 % de similitud, es decir un 70% de diferencia entre grupos. El primer grupo conformado por los sitio A y B perteneciendo al municipio de Unión Panamericana (33% de similitud entre sitios), el segundo grupo lo conforma el sitio C y D ubicados geográficamente en el municipio de Condoto (47% de similitud entre sitios); a pesar de las pocas semejanzas entre grupos, este gráfico expone claramente las diferencias entre las zonas de estudio, ilustrando un poco más de similitud entre la estructura taxonómica de los

sitios estudiados de las mismas edades, los que puede evidenciar que dicha diferencia entre los grupos se debe al estado de sucesión de los sitios (Figura 2.9).

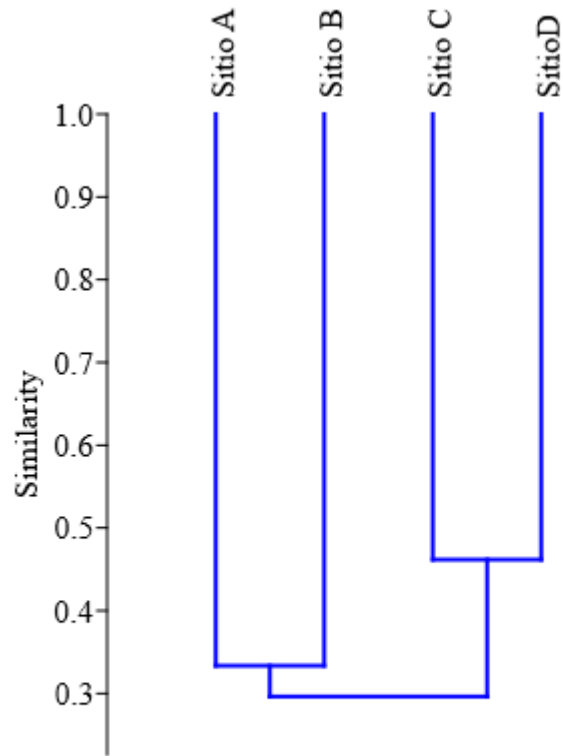


Figura 2.9 Análisis de Jaccard de las zonas de muestreo en cuerpos de aguas remanentes de minería (pozas) en el departamento del Chocó, elaboración propia.

2.5.3 Parámetros fisicoquímicos

Al realizar el Test de normalidad (Test de Shapiro–Wilk), se evidenció que el pH no presentó una distribución normal ($P=0.016$), las otras variables estadísticamente fueron paramétricas, además, es importante mencionar que el pH presentó diferencias estadísticas significativa (kruskal Wallis= 0.023) con relación a los sitios de estudio (Tabla 2.2), el resto de las variables ambientales no mostraron diferencias estadísticamente significativas entre sitios (ANOVA $P> 0.05$). En cuanto al análisis de correlación de Pearson se pudo evidenciar que el pH se correlacionaba negativamente con el oxígeno disuelto y la turbidez. Caso contrario sucedió entre oxígeno disuelto y la turbidez que presentaron correlación positiva (Figura 2.10).

Tabla 2.2 Variables fisicoquimicas de los sitios estudiados.

	Temperatura C°	pH	Conductividad mS/cm	Turbidez NTU	Oxígeno disuelto mg/L
Sitio A 1	27,48	4,48	0,022	33,5	7,52
Sitio A 2	27,13	4,39	0,022	30,4	5,97
Sitio A 3	26,82	4,31	0,022	17,3	5,63
Sitio B 1	28,09	5,19	0,017	15	5,89
Sitio B 2	28	5,09	0,1017	10,6	5,07
Sitio B 3	28,17	5,35	0,017	15,3	4,15
Sitio C 1	27,27	6,19	0,028	0,2	4,52
Sitio C 2	27,6	6,8	0,028	1,4	3,6
Sitio C 3	27,51	6,64	0,029	9,4	3,81
Sitio D 1	27,48	4,48	0,022	33,5	7,52
Sitio D 2	27,13	4,39	0,022	30,4	5,97
Sitio D 3	26,82	4,31	0,022	17,3	5,63
P valor	0,48	0,023	0,22	0,78	0,91

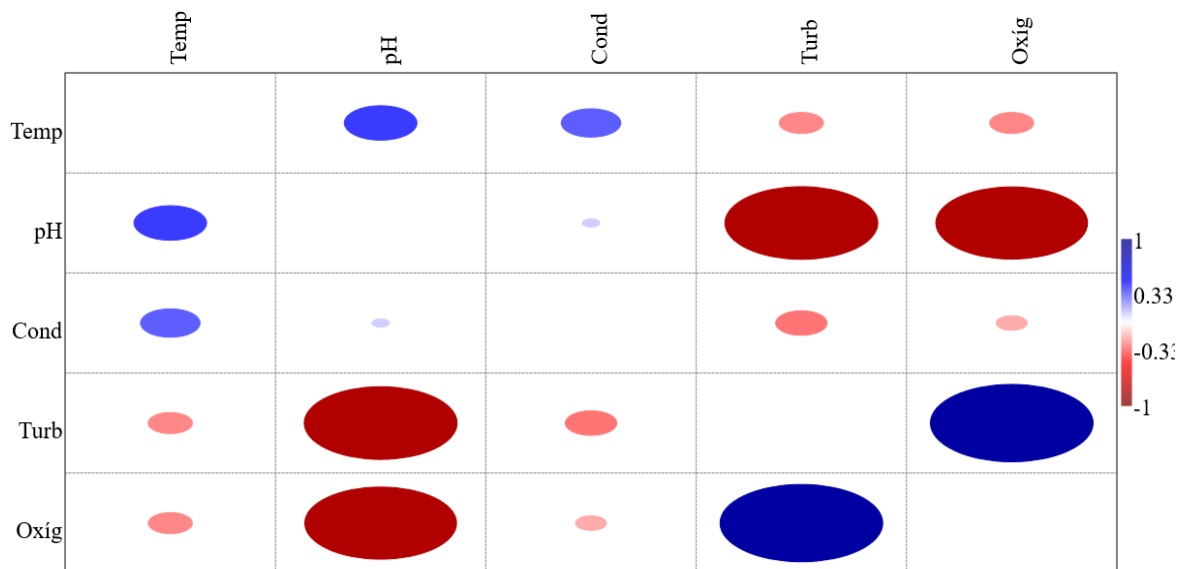


Figura 2.10 Análisis de correlación de Pearson. Para mirara la correlación entre variables ambientales, elaboración propia.

El análisis de correspondencia (CA) permite evidencia que el sitio A presentó relación con niveles altos de turbidez y el sitio B presentaron relación con el oxígeno disuelto; es curioso observar cómo esta grafica reconfirma lo evidenciado en el análisis correlación de Pearson, donde evidencia la relación negativa entre la turbidez y el pH. Además, se observa una relación entre el sitio C y la profundidad, relación que denota que estos sitios son los más profundos del estudio (Figura 2.11).

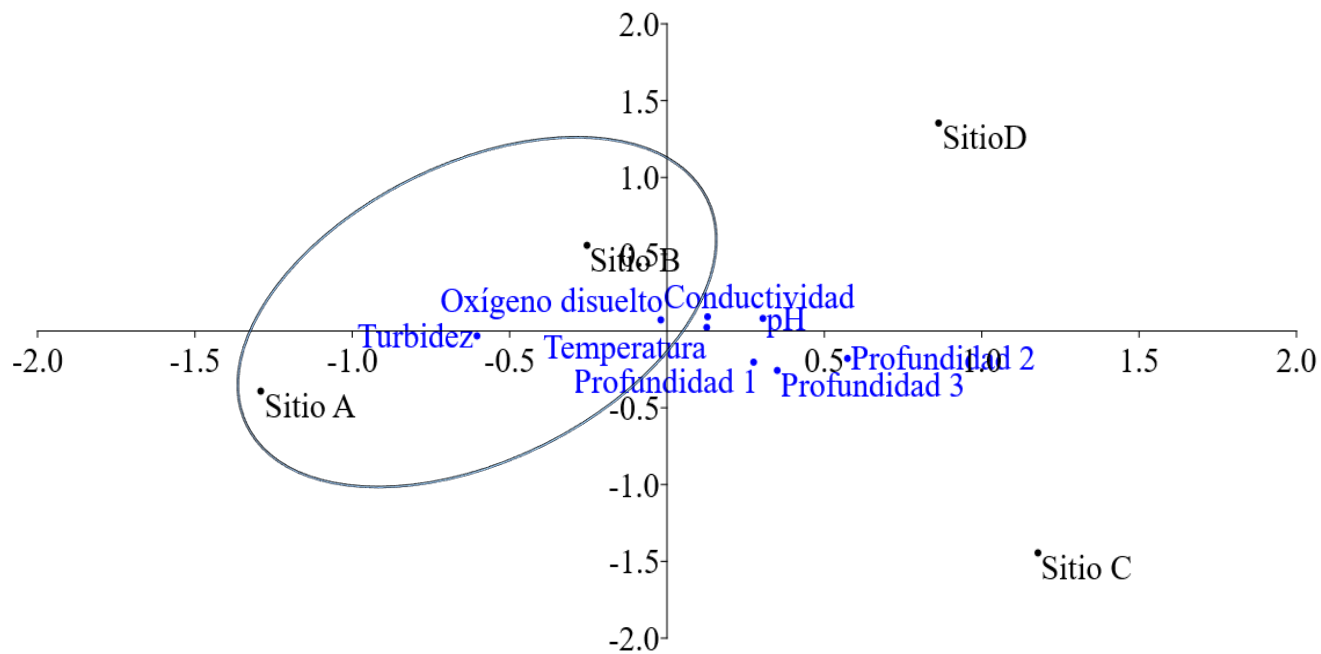


Figura 2.11 Análisis de correspondencia (CA) de las variables ambientales de las pozas encontradas en el Chocó, elaboración propia.

2.5.4 Relación entre variables ambientales del agua y atributos de las comunidades de macrófitas

Al igual que la figura anterior (CA), este grafico nuevamente evidencia la relación que tiene la turbidez con el sitio A, estas condiciones ambientales (altos niveles de turbidez) posiblemente favorecen la preferencia y abundancia de algunas especies en esos sitios *Bacopa salzmännii* (sp8), *Becquerelia cymosa* (sp26) y *Eleocharis mutata* (sp2), lo que posibilita la relación de dichas especies a altos niveles de turbidez. Así mismo, las especies *Xyris jupicai* (sp13) y *Tonina fluviatilis* (sp11) ubicadas gráficamente cerca al sitio B, se

puede hacer una pequeña conjetura de preferencia por los sitios con alto contenido de oxígeno disuelto. Además, se evidencia una relación entre la *Heteranthera reniformis* (sp16) con el sitio D. En el sitio C se evidenció una alta presencia de las especies *Apalanthe granatensis* (sp20), *Websteria confervoides* (sp18), *Ichnanthus tenuis* (sp14), *Ottelia* sp. (sp19) y *Hymenachne amplexicaulis* (sp3). Al igual que el grafico de correlación de Pearson se evidencia una correlación negativa entre el pH y turbidez (Figura 2.12).

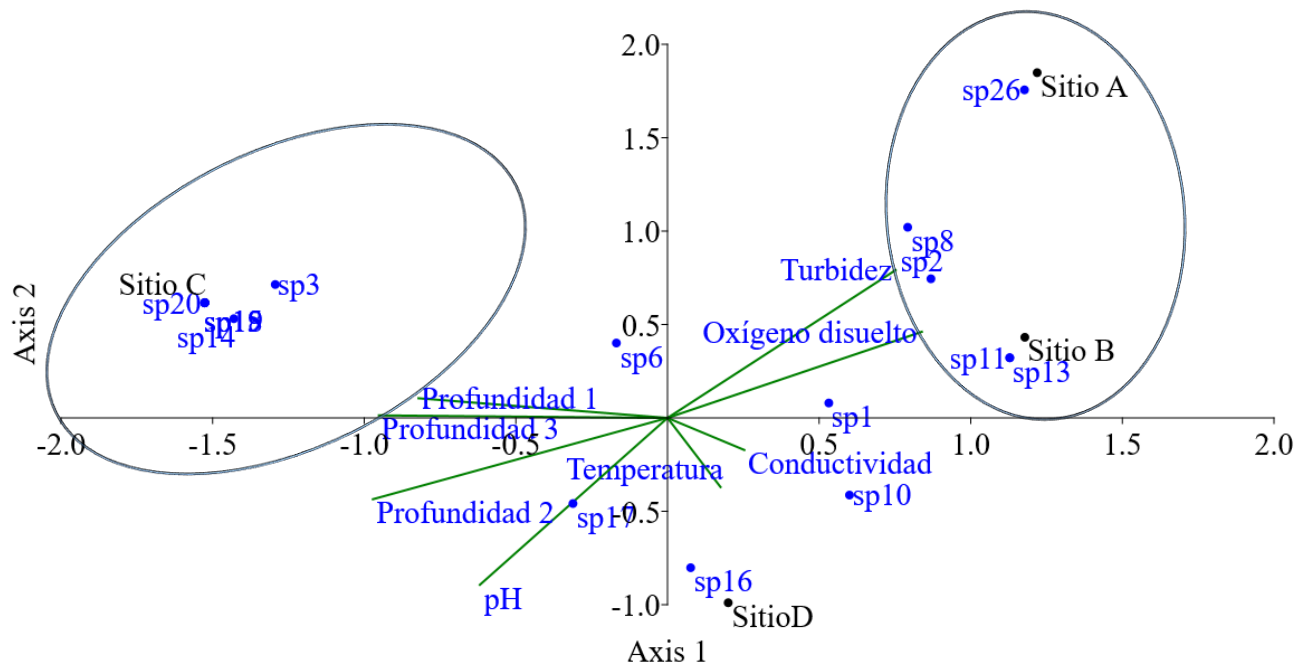


Figura 2.12 Análisis de correspondencia canónica triple entre las especies de macrófitas y las variables fisicoquímicas de agua de las pozas ubicadas en el Chocó biogeográfico, elaboración propia.

2.6 Discusión

2.6.1 Taxonomía de macrófitas

La familia Cyperaceae fue la que mayor cantidad de especies presentó en el estudio, esto puede deberse a la gran capacidad de colonización que tienen las especies de dicha familia, considerada una de las más diversas del mundo (Starr *et al.*, 2009). De igual forma la familia

Hydrocharitaceae fue representada con dos especies, es común encontrar estas especies en estos lugares debido a la fortaleza que tienen para habitar ambientes acuáticos (plantas sumergidas), de hecho, especies de esta familia son muy conocidas y son utilizadas como plantas para acuarios (Langeland, 1996; Xu & Chang, 2017; Guo *et al.*, 2019). De igual manera, la familia Poaceae obtuvo dos especies dentro del muestreo, también conocida como gramíneas se componen con más de 820 géneros y cerca de 10.000 especies descritas, posesionada como una de las familias con mayor riqueza de especies (Mathews *et al.*, 2000), esta familia se encuentra en casi todos los nichos ecológicos del planeta (distribución cosmopolita), lo que evidencia su gran capacidad de colonización (Giraldo-Cañas, 2011). El género con mayor número de especies fue *Eleocharis*, debido principalmente a la alta capacidad adaptativa de estas especies, se encuentran generalmente en las márgenes de los lagos, cursos de agua y en llanuras de inundación efímeras (Higginson & Dyer, 2021), es importante mencionar que se distribuye en regiones tropicales y subtropicales de América, comprendiendo aproximadamente 250 especies (Maciel-Silva *et al.*, 2018).

En cuanto al hábito de crecimiento, el biotopo emergente arraigado fue el más evidenciado en todo el estudio, posiblemente se debe a la topografía de las pozas (zonas poco profundas), sumado a la alta preferencia de planta en la zona litoral, lo que aumentó las posibilidades de encontrar especies emergentes.

2.6.2 Índices de diversidad alfa

Los valores de diversidad de Shannon y Riqueza según Margalef para todas las zonas del estudio fueron bajos ($H < 2$), posiblemente este resultado obedece a que los ecosistemas estudiados se encuentran en un proceso de sucesión intermedia, que hace que no presenten las condiciones ambientales necesarias para un mayor establecimiento de las poblaciones de macrófitas. Por otra parte, el sitio C reportó los valores más altos en la diversidad de Shannon $H=1.85$ (valores cercanos a 2), riqueza según Margalef 1.48 y equidad según Pielou $J=0.74$, lo que puede deberse a que las características que describen los biotopos de esta zona, presentan un alto grado de equilibrio en cuanto a las variables ambientales del agua y morfología del sitio, lo que favorece el establecimiento de las plantas acuáticas, resultado que se puede ver evidenciado en el análisis de correspondencia canónica (CCA), donde el

sitio C agrupó el número más alto de especie(cinco especies), pero además se caracteriza por ser el ecosistema acuático con mayor profundidad.

Los datos obtenidos reflejan que los ecosistemas con mayor dominancia fueron el sitio B y el A, ambos presentan edades > 10 años de abandono. Este resultado puede obedecer a la naturaleza y disposición de sus ecosistemas, por cuanto los cambios ecológicos que se llevan a cabo en ellos evidencian las etapas iniciales de un proceso de sucesión, con el dominio de plantas tipo herbácea rodeando los cuerpos de agua; estos valores son similares a los publicados por Durán-Suárez *et al.* (2011), pero un poco distante a los reportados por Ramos *et al.* (2013).

2.6.3 Índices de diversidad beta

El índice de Jaccard permitió evidenciar la formación de dos grupos, cada grupo tiene un factor común (edad de los sitios) que posiblemente pudo determinar su distribución en el gráfico, este resultado posiblemente se deba a la similitud entre los sitios estudiados, en cuanto a la edad de recuperación de la zona, ya que sus condiciones ambientales son muy parecidas.

2.6.4 Parámetros fisicoquímicos

El análisis de correspondencia arrojó que el sitio A y B presentaron relación positiva con el oxígeno disuelto y la turbidez, resultado que obedece a las condiciones ecológicas de la zona, caracterizada por la ausencia vegetación arbórea circundante y las altas precipitaciones genera que aumenten la cantidad de solidos suspendidos en el agua de estos sitios y por consiguiente aumente la turbidez. En cuanto a el oxígeno disuelto se puede deducir que la presencia de alto material vegetal en descomposición de los sitios C y D disminuya la proporción de oxígeno disuelto en el agua, debido que el proceso de descomposición se consume oxigeno (Cardona & Vanegas, 2009).

2.6.5 Relación entre variables ambientales del agua y atributos de las comunidades de macrófitas

El análisis de correspondencia canónica arrojó que el mayor número de especie (5 especies) se correlaciona con el sitio C, resultado que posible mente se deba a las condiciones de heterogeneidad topográfica de este cuerpo hídrico, ya que presentan lugares con poca profundidad como espacios con mucha profundidad (Figura 2.4), garantizando la posibilidad de tener un número mayor de nichos, que a su vez se ve reflejado con un número mayor de especie.

Las especies *Bacopa salzmännii* (sp8), *Becquerelia cymosa* (sp26) y *Eleocharis mutata* (sp2), se relacionan con el sitio A, esta relación puede que se deba a una característica biológica de las especies que tenga alguna preferencia a ecosistemas con niveles alto de turbidez. Al igual que las especies anteriores que posiblemente tengan preferencias biológicas a determinada variable, las especies *Xyris jupicai* (sp13) y *Tonina fluviatilis* (sp11) presentes solamente en el sitio B, prefieran sitios con altos niveles de oxígeno disuelto. Lo que refuerza la hipótesis que la distribución de las macrófitas en esos sitios está relacionado tanto a una preferencia biológica como a un aspecto de biotopo de los sitios.

2.7 Conclusiones

Las especies del género *Eleocharis* son pioneras en los cuerpos de aguas impactados y remanentes de minería, pero además es resistente a los cambios ocasionados por el tiempo en el medio donde se desarrollan, lo que se puede inferir que esta especie se consigue en las pozas independientemente de la edad de los sitios.

La heterogeneidad topográfica puede ser determinante en la distribución y abundancia de las especies en cuerpos de agua remanentes de minería (pozas) ya que el número mayor de especies se encontró en los sitios con diferencia fuerte entre sus profundidades (diferencias morfológicas del terreno).

La bioforma emergentes arraigadas es la más biodiversa y abundante en los ecosistemas intervenidos por minería, resultado que se deba a su preferencia a sitios poco profundos.

2.8 Agradecimientos

Gracias al Instituto de Investigaciones del Pacífico (IIAP); reconocimiento especial al grupo de personas de los territorios colectivos de comunidades negras de los municipios del estudio que hicieron el acompañamiento, y al herbario del Chocó por el secado e identificación de las plantas.

2.9 Referencia bibliográfica

- Atuesta-Ibargüen, D. J. (2019). Composición florística y formas de vida de las macrófitas acuáticas de la serranía de La Lindosa (Guaviare), Guayana Colombiana. *Caldasia*, 41(2).
- Atuesta-Ibargüen, D. J. (2019). Composición florística y formas de vida de las macrófitas acuáticas de la serranía de La Lindosa (Guaviare), Guayana colombiana. *Caldasia*, 41(2), 301-312.
- Bernal, R., Gradstein, S. R., & Celis, M. (Eds.). (2016). Catálogo de plantas y líquenes de Colombia: Magnoliaceae a Zygophyllaceae-especie introducidas y cultivadas. Volumen 2. Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias, Instituto de Ciencias Naturales.
- Bornette, G., & Puijalón, S. (2011). Response of aquatic plants to abiotic factors: a review. *Aquatic sciences*, 73(1), 1-14.
- Cardona, L. A. L., & Vanegas, C. (2009). Evaluación de la eficiencia de remoción de materia orgánica en humedales artificiales de flujo horizontal subsuperficial alimentados con agua residual sintética (Doctoral dissertation, Universidad Tecnológica de Pereira. Facultad de Tecnologías. Tecnología Química).
- Chambers, P. A., Lacoul, P., Murphy, K. J., & Thomaz, S. M. (2007). Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. In *Freshwater Animal Diversity Assessment* (pp. 9-26).
- Durán-Suárez, L. R., Terneus-Jácome, H. E., Gavilán-Díaz, R. A., & Posada-García, J. A. (2011). Composición y estructura de un ensamble de plantas acuáticas vasculares de una represa alto andina (Santander), Colombia. *Actualidades Biológicas*, 33(94), 51-68.

- Giraldo-Cañas, D. (2011). Catálogo de la familia Poaceae en Colombia. *Darwiniana*, nueva serie, 49(2), 139-247.
- Gómez, S., Salazar, C., & Longo, M. (2016). Diversidad y biomasa de macroinvertebrados asociados acuatro tipos de sustratos en la laguna La Virginia, páramo Sumapaz, Colombia. *Biota Colombiana*, 17.
- Gradstein, S. R., Churchill, S. P., & Salazar-Allen, N. (2001). Guide to the bryophytes of tropical America. *Memoirs-New York Botanical Garden*.
- Guo, J. L., Yu, Y. H., Zhang, J. W., Li, Z. M., Zhang, Y. H., & Volis, S. (2019). Conservation strategy for aquatic plants: endangered *Ottelia acuminata* (Hydrocharitaceae) as a case study. *Biodiversity and Conservation*, 28(6), 1533-1548.
- Higginson, W., & Dyer, F. (2021). Seed germination and dispersal of *Eleocharis acuta* and *Eleocharis sphacelata* under experimental hydrological conditions. *Aquatic Ecology*, 55(1), 21-32.
- Kent, M., & Coker, P. (1992). *Vegetation Description and Analysis* Belhave press London pp. 363.
- Langeland, K. A. (1996). *Hydrilla verticillata* (LF) Royle (Hydrocharitaceae)," the perfect aquatic weed". *Castanea*, 293-304.
- Leal León, C. (2009). La compañía minera Chocó Pacífico y el auge del platino en Colombia, 1897-1930. *Historia crítica*, (39E), 150-164.
- Luque Quino, E. (2018). Evaluación ambiental de la calidad del agua de tres pozas formadas por trabajos de extracción de la minería no metálica en el centro poblado el triunfo de la región de Madre de Dios–2016.
- Maciel-Silva, J. D. F., Nunes, C. D. S., & Gil, A. D. S. B. (2018). The genus *Eleocharis* (Cyperaceae) in the restinga of Pará state, Brazil. *Rodriguésia*, 69(4), 1813-1824.
- Margalef, D.R. 1958. Information Theory in Ecology. *General Systematics*, 3: 36-71.
- Mathews, S., Tsai, R. C., & Kellogg, E. A. (2000). Phylogenetic structure in the grass family (Poaceae): evidence from the nuclear gene phytochrome B. *American journal of botany*, 87(1), 96-107.
- Negret Gil, J. M., & Gallego Reyes, C. (2013). Oro vivo concepciones del oro en la minería artesanal en el Alto San Juan, Chocó.

- Padial, A. A., Bini, L. M., & Thomaz, S. M. (2008). The study of aquatic macrophytes in Neotropics: a scientometrical view of the main trends and gaps. *Brazilian Journal of Biology*, 68(4), 1051-1059.
- Pardo - Rueda. F., Bustamante - Izquierdo J. P., Oviedo – Gil Y.M., Vargas – Londoño N., Arbeláez – Arbeláez L.M., Moya Rivero A., Perfitti - Villa L. (2013). Estudio de perfil productivo rural y urbano del municipio de Condoto. Ministerio de trabajo Republica de Colombia.
- Pielou, E.C. 1969. *An Introduction to Mathematical Ecology*. Wiley-Interscience John Wiley & Sons, 285 p.
- Posada, J. A., & López, M. T. (2011). Plantas acuáticas del altiplano del oriente antioqueño, Colombia. Rionegro, Colombia: Grupo de Limnología y Recursos Hídricos- Universidad Católica de Oriente. Recuperado de [http://www. ianas.org/books/plantasAcuaticas.pdf](http://www.ianas.org/books/plantasAcuaticas.pdf).
- Ramos Montaña, C., Cárdenas-Avella, N. M., & Herrera Martínez, Y. (2013). Caracterización de la comunidad de macrófitas acuáticas en lagunas del Páramo de La Rusia (Boyacá-Colombia). *Ciencia en desarrollo*, 4(2), 73-82.
- Ranieri, M. C. (2015). Escalas de variación de la diversidad de macrófitas en arroyos de la provincia de Buenos Aires (Doctoral dissertation, Tesis Doctoral, Universidad de Buenos Aires Facultad de Ciencias Exactas y Naturales).
- Real, R., & Vargas, J. M. (1996). The probabilistic basis of Jaccard's index of similarity. *Systematic biology*, 45(3), 380-385.
- Rial, A. (2003). El concepto de planta acuática en un humedal de los Llanos de Venezuela. *Memoria de la Fundación La Salle de Ciencias Naturales*, 155, 119-132.
- Rodríguez, A. M. G., Valderrama, L. T. V., & Rivera-Rondón, C. A. (2017). Comunidades de macrófitas en ríos andinos: composición y relación con factores ambientales. *Acta Biológica Colombiana*, 22(1), 45-58.
- Schmidt-Mumm, U. (1988). Notas sobre la vegetación acuática de Colombia, II: Fisionomía. *Revista Facultad de Ciencias Universidad Javeriana*, 3, 85-119.
- Schmidt-Mumm, U. (2002). Metodología para el estudio de macrófitas. *Manual de Métodos en Limnología*. Bogotá: Asociación Colombiana de Limnología ACL–Limnos, 37-40.

- Schmidt-Mumm, U., & Vargas Ríos, O. (2012). Comunidades vegetales de las transiciones terrestre-acuáticas del páramo de Chingaza, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 60(1), 35-64.
- Sculthorpe, C. D. (1967). *Biology of aquatic vascular plants*.
- Shannon, C. E., & Weaver, W. (1949). *A mathematical model of communication*. Urbana, IL: University of Illinois Press, 11.
- Simpson, E. H. (1949). Measurement of diversity. *Nature*, 163: 688. Simpson688163Nature1949.
- Starr, J. R., Naczi, R. F., & Chouinard, B. N. (2009). Plant DNA barcodes and species resolution in sedges (*Carex*, Cyperaceae). *Molecular ecology resources*, 9, 151-163.
- Thomaz, S. M., Carvalho, P., Padial, A. A., & Kobayashi, J. T. (2009). Temporal and spatial patterns of aquatic macrophyte diversity in the Upper Paraná River floodplain. *Brazilian Journal of Biology*, 69, 617-625.
- Velásquez, J. (1994). *Plantas acuáticas vasculares de Venezuela*. Cdch Ucv.
- Xu, Z., & Chang, L. (2017). Hydrocharitaceae. In *Identification and Control of Common Weeds: Volume 3* (pp. 753-763). Springer, Singapore.

3 CAPÍTULO 3. Potencial de fitoestabilización de macrófitas en cuerpos de agua remanente de minería (pozas) contaminados con mercurio en el Chocó.

Phytostabilization potential of macrophytes in bodies of water remaining from mining (pools) contaminated with mercury in the Chocó biogeográfico

Rivas-Jordan Jorlin¹; Carvajal-Flórez Elizabeth²; Marrugo - Negrete José Luis³.

¹Estudiante Maestría Universidad nacional de Colombia. jorlinjordan@gmail.com

²Profesora Asociada. Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín, ecarvajalf@unal.edu.co

³Profesor Universidad de Córdoba, jmarrugo@correo.unicordoba.edu.co

3.1 Resumen

Las macrófitas son plantas que crecen y se desarrollan en ambientes acuáticos o saturados de agua, dichas especies de vegetales cumplen diversas funciones en el medio como: oxigenación de las aguas, alimento y refugio para muchas especies; pero además tienen la capacidad de absorber sustancias tóxicas e incluso metales pesados del medio donde viven, por lo anterior, el objetivo de este estudio fue determinar el potencial fitorremediador de las macrófitas en cuerpos de agua remanentes de minería (pozas) en el departamento del Chocó Colombia. El estudio de campo se realizó en los municipios de Condoto y Unión Panamericana; donde se muestreó y recolectó material vegetal (cuatro especies de macrófitas), agua y sedimento de cuatro pozas, las muestras fueron enviadas a la universidad de Córdoba para el analizar el contenido de mercurio, por espectrometría de absorción atómica. Un resultado muestra que los valores más altos de mercurio en sedimento los obtuvieron los sitios localizados en el municipio de Condoto (C y D) además, el índice de geoacumulación mostró una contaminación moderada en todos los puntos de muestreo y no se encontró contaminación por Hg en el agua; en cuanto a las plantas la especie *Heteranthera reniformis*, obtuvo los valores mayores en mercurio, además presentó diferencias significativas con el resto de especies del estudio en su parte subterránea; la

bioconcentración y la traslocación obtuvieron valores bajos (>1) lo que se puede deducir que estas plantas tienen propiedades fitoestabilizadoras, concluyendo que las especies vegetales presentes en este estudio impiden que la contaminación mercurial se extienda a otros sitios.

Palabras claves: Contaminación, pozas, macrófitas, fitorremediación, mercurio, minería, fitoestabilización.

3.2 Abstract

Macrophytes are plants that grow and develop in aquatic or water-saturated environments, these plant species fulfill various functions in the environment such as: oxygenation of waters, food and shelter for many species; but they also have the ability to absorb toxic substances and even heavy metals from the environment where they live, therefore, the objective of this study was to determine the phytoremediation potential of macrophytes in bodies of water left over from mining (wells) in the department of Chocó Colombia. The field study was carried out in the municipalities of Condoto and Unión Panamericana; where plant material (four species of macrophytes), water and sediment from four pools were sampled and collected, the samples sent to the University of Córdoba to analyze the mercurial content, by atomic absorption spectrometry. A result shows that the highest mercurial values in sediment were obtained by the sites located in the municipality of Condoto (C and D), in addition, the geoaccumulation index showed moderate contamination in all sampling points and no contamination by Hg was found. In water, regarding the plants, the species *Heteranthera reniformis*, obtained the highest values in mercury, also presented significant differences with the rest of the species of the study in its underground part; bioconcentration and translocation obtained low values (>1), which can be deduced that these plants have phytostabilizing properties, concluding that the plant species present in this study prevent mercury contamination from spreading to other sites.

Key Words: Pollution, pools, macrophytes, phytoremediation, mercury, mining, phytostabilization.

3.3 Introducción

El mercurio (Hg) es un elemento muy tóxico, el metal más contaminante de la biósfera (Olivero-Verbel *et al.*, 2015), lo que ha generado una gran preocupación en todo el mundo por el aumento desenfrenado en el medio ambiente (Dranguet *et al.*, 2014; Marrugo-Negrete *et al.*, 2017; Tiodar *et al.*, 2021), debido a que se encuentra presente en todo el ambiente (aire, el suelo y el agua), sumado a su capacidad de bioacumulación y bioconcentración (Marrugo-Negrete *et al.*, 2017; Nogara *et al.*, 2019; Agarwalla *et al.*, 2021). Las elevadas concentraciones de Hg en el entorno se deben a factores antrópicos, principalmente atribuido a los procesos industriales y mineros (Raimann *et al.*, 2014; Raj *et al.*, 2017; Raj *et al.*, 2020; Gentès *et al.*, 2021). Siendo la minería (extracción de oro) la actividad que más aporta en la contaminación con mercurio en la naturaleza (Cordy *et al.*, 2011). La extracción de oro a pequeña escala es la principal causa de contaminación ambiental por Hg en el mundo (Cordy *et al.*, 2011), siendo las fuentes hídricas las más perjudicadas, debido a las descargas directas en los procesos industriales y mineros (Olsen *et al.*, 2019).

En Colombia, la minería de oro ha generado daños ambientales casi irreversibles por el uso indiscriminado de productos químicos como el cianuro y el mercurio, dejando nefastas consecuencias en el medio ambiente (contaminación ambiental, cambios de las propiedades fisicoquímicas del agua; desplazamiento y desaparición de especies etc.) (Marrugo-Negrete *et al.*, 2018). Se calcula que en el país se liberan a la atmósfera entre 75 a 150 toneladas de mercurio cada año; ocupando el primer lugar en América y el segundo a nivel mundial por contaminación de Hg, después de china (444,5 t/año) (Cordy *et al.*, 2011; Díaz-Arriaga, 2014g). En los últimos 5 años la actividad minera se ha posesionado como el sector más desarrollado y diciente en la economía colombiana, respaldada por políticas públicas (López-Barrera & Barragán-González, 2016), siendo uno de los principales países de Latino América que más produce oro (Digna, 2016).

El Chocó Biogeográfico es una de las regiones con mayor diversidad biológica del mundo (Rentería & Antonio, 2016); debido a sus características topográficas, orográficas y del clima, convirtiéndola en un lugar con cualidades únicas, que albergan un sin número de relaciones bióticas (Moreno & Ledezma-Rentería, 2007). Por otra parte, al Departamento

del Chocó se le atribuye una vocación minera, reconociéndolo como uno de los sitios en Colombia en que más se realiza dicha actividad, lo anterior sumado al descuido ancestral del país y sus gobernantes en los recursos naturales del departamento, que ha facilitado adoptar la minería como principal fuente de sustento de la población, con la consecuente afectación de los sistemas naturales de la región (Rentería & Antonio, 2016). Salazar-Camacho *et al.*, (2021) revelaron que son liberadas 24 toneladas anuales de mercurio en el medio ambiente del departamento del Chocó, debido a la actividad minera. En los últimos años se han desarrollado diversas biotecnologías para la remediación de sitios con altos niveles de contaminación, aumentando en especial el uso de plantas para el proceso de fitorremediación (Zgorelec *et al.*, 2020).

La fitorremediación es considerada una tecnología natural que usa plantas y algunas algas para la absorción de sustancias tóxicas del ambiente (Zgorelec *et al.*, 2020), debido a la capacidad que tienen ciertas especies vegetales para absorber, acumular y tolerar elementos tóxicos en el ambiente, incluyendo metales pesados (Tello-Zevallos *et al.*, 2016). Una de las técnicas más prometedoras en la fitorremediación es la fitoestabilización, definiéndose como el uso de plantas tolerantes a metales, las cuales lo inmovilizan por acumulación en sus raíces o rizoma, evitando que se desplacen y afecten otros ambientes (Li *et al.*, 2019). Entre estas plantas se encuentran las macrófitas, que poseen un sistema de raíces bien desarrollado que toleran altas concentraciones de contaminantes y a esto se suma la alta producción de biomasa que tienen estos organismos acuáticos (Bonanno *et al.*, 2018). Estas especies cumplen una función muy importante particularmente en los humedales, que son susceptible a acumular trazas de elementos en sus sistemas, afectando los servicios del ecosistema y los organismos que ahí se desarrollan (Bonanno *et al.*, 2018).

Los humedales construidos se han convertido en una ecotecnología resistente, rentable y respetuosa con el medio ambiente, utilizadas principalmente por países en desarrollo como una alternativa para la eliminación de metales (Kataki *et al.*, 2021; Yu *et al.*, 2021). La eficacia de eliminación de oligoelementos depende en gran medida del sustrato, especies de plantas y la actividad microbiana (Wu *et al.*, 2015; Yu *et al.*, 2021). Según lo anterior, los cuerpos de agua remanentes de minería (pozas) dejados por la actividad minera

auroplatinífera mecanizada en el Departamento del Chocó, sobre todo en los municipios de la subregión del San Juan, se han convertido en humedales artificiales que puede cumplir funciones ecotecnológicas, debido al crecimiento de diversas especies de macrófitas que tienen la capacidad de absorber Hg de estos sitios; ya que las pozas abandonadas después de la extracción de oro presentan contaminación mercurial por vertimiento directo o por proceso de amalgamación (Gutiérrez *et al.*, 2020).

Debido a que esta región tiene un proceso histórico con la minería de oro y utilización de mercurio en dicha actividad, ha generado contaminación en diversos cuerpos de agua, en especial las pozas. Este estudio busca determinar el potencial fitorremediador de las macrófitas en cuerpos de agua remanentes de minería (pozas) en el Departamento del Chocó, con la finalidad de aportar al conocimiento científico, que conlleve al aprovechamiento de estas plantas, para acelerar el proceso de recuperación de estas zonas devastadas por la acción minera.

3.4 Materiales y métodos

3.4.1 Área de estudio

Este estudio se realizó en dos municipios de Departamento del Chocó, ubicados en la subregión del San Juan Pacífico Colombiano. Se recolectaron muestras de agua, sedimento y plantas en sitios remanentes de minería (como se describe en el capítulo 3).

3.4.2 Muestreo

Los muestreos se realizaron en una única salida de campo del 3 de noviembre al 4 de diciembre del 2019, en cuatro sitios remanentes de minería (pozas); cada poza se dividió en tres partes (A, B y C) con tamaños similares, y en cada una se hicieron parcelas de 0.5 x 10 m, donde se colectó cuatro individuos maduros (presencia de flores) por cada especie vegetal; cada planta fue desarraigada cuidadosamente para obtener muestras completas (raíz, tallo y hojas), procediendo a lavar con el agua de la misma poza para quitar el exceso de material no deseado, y posteriormente se depositaron en bolsas herméticas debidamente etiquetadas. Además, se colectó 500 g de sedimento compuesto a un metro de distancia de

las plantas de estudio por transecto, por medio de una draga Ekman y se depositaron en bolsas herméticas rotuladas con la ayuda de una espátula plástica; de igual forma se tomaron muestras de agua en cada parte de la poza, a un metro de profundidad, con botellas muestreadoras y depositados en frascos de polietileno estéril de 500 ml, etiquetados con la información del sitio. Finalmente, todas las muestras se depositaron en neveras con hielo, para su transporte hasta el laboratorio de la Universidad de Córdoba, donde se analizó su contenido de mercurio.

3.4.3 Análisis químico

Los análisis de mercurio total (T-Hg) fueron tomados en agua, sedimento, y partes de las plantas (parte subterránea y aérea). En el laboratorio, las plantas se lavaron con abundante agua del grifo para quitar el exceso de material no deseado, luego se enjuagaron con agua destilada para evitar cualquier material residual adicional en la superficie. Luego las partes de la planta se diseccionaron en raíz y/o rizoma (parte subterránea) y tallos y/o hojas (parte aérea), procediendo a secarse a temperatura ambiente; una vez secas las plantas fueron molidas en un molino de rotor R-TE-651/2 con malla MESH 10 para el tamizaje, y así tener muestra homogénea en el polvo resultante del tamiz. El sedimento al igual que las plantas se secaron a temperatura ambiente, homogeneizándose con un mortero de porcelana (Adjorlolo-Gasokpoh *et al.*, 2012), y tamizadas para obtener un tamaño de partícula 1mm de diámetro (Bonanno & Cirelli, 2017); procediendo a pesar 0.05 gramos en una balanza analítica. Para el análisis de mercurio de las plantas y sedimentos se utilizó un analizador directo de mercurio DMA80 tricell marca Milestone siguiendo las indicaciones del método EPA 7473 (Descomposición térmica, amalgamación y absorción atómica) (Gutiérrez-Mosquera *et al.*, 2018).

Las muestras de agua fueron digestadas con una mezcla ácida en presencia de KMnO_4 en un baño de maría a 100 °C durante 1 hora; posteriormente se realizó la reducción del mercurio hasta Hg^0 por adición de SnCl_2 , siguiendo las recomendaciones del método EPA 7470. Finalmente, se analizó en un Lumex RA 915M equipado con el módulo RP92, utilizando la técnica de vapor frío (CVAAS) con corrección Zeeman.

3.4.4 Procesamiento estadístico

Luego de un análisis de Shapiro-Wilk por sitio de muestreo, para normalidad en los datos, en cada planta y sus partes; en el caso que los datos cumplieran con los supuestos de normalidad homogeneidad de varianza se aplicó un ANOVA (análisis de varianza para comparar múltiples medias) y en el caso contrario se aplicó una prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis; ello realizado con el programa estadístico SPSS Statitics 20.

Para determinar la cantidad de mercurio se empleó el factor de bioconcentración, teniendo en cuenta la absorción de las plantas por la raíz, a partir de las siguientes ecuaciones sugeridas por Ghosh & Singh (2005) (ver ecuación 4.1 y 4.2):

Factor de bioconcentración en la raíz (BCFRaíz):

$$\text{BCFRaíz} = [\text{metal}] \text{ raíz} / [\text{metal}] \quad (4.1)$$

Factor de bioconcentración en la parte aérea de la planta (BCFAérea):

$$\text{BCFAérea} = [\text{metal}] \text{ aérea} / [\text{metal}] \text{ suelo} \quad (4.2)$$

Donde:

[metal]raíz = Concentración del metal solo en la raíz de la planta en mg/Kg.

[metal]aérea = Concentración del metal solo en la parte aérea de la planta en mg/Kg.

[metal]suelo = Concentración del metal en el suelo en mg/Kg.

Para evaluar los movimientos de mercurio entre órganos de las plantas, se determinó el factor de traslocación (ver ecuación 4.3), empleando la fórmula sugerida por Mellem *et al.*, (2012):

$$\text{TF} = [\text{metal}] \text{ aérea} / [\text{metal}] \text{ raíz} \quad (4.3)$$

Donde.

TF = Factor de traslocación

[metal]raíz = Concentración del metal solo en la raíz de la planta en mg/Kg.

[metal]aérea = Concentración del metal solo en la parte aérea de la planta en mg/Kg.

Si el resultado de las ecuaciones anteriores es mayor de 1 significa que la planta es acumuladora o hiperacumuladora, pero si es menor a 1 es excluyente.

- **Determinación de contaminación de suelo:**

El índice de geoacumulación (I_{geo}) fue empleado para determinar el nivel de contaminación por Hg en sedimento (Müller, 1981) (ver ecuación 4.4):

$$I_{geo} = \log_2[C_n/AB_n] \quad (4.4)$$

Donde:

C_n es la concentración del metal en sedimento, A es una constante (1.5) y B_n es el valor de fondo geoquímico del metal, que para este estudio es de $0.06 \mu\text{g/g}$ (Berrow & Reaves, 1984).

Tabla 3.1 Clasificación de la contaminación de mercurio según el índice de geoacumulación.

Clasificación de contaminación por Hg		
Clase 0	$I_{geo} \leq 0$	no contaminado
Clase 1	$0 \leq I_{geo} \leq 1$	no contaminado a moderadamente contaminado
Clase 2	$1 \leq I_{geo} \leq 2$	contaminación moderada
Clase 3	$2 \leq I_{geo} \leq 3$	contaminación moderada a fuertemente contaminada
Clase 4	$3 \leq I_{geo} \leq 4$	fuertemente contaminada
Clase 5	$4 \leq I_{geo} \leq 5$	fuertemente a extremadamente contaminado
Clase 6	$I_{geo} > 5$	extremadamente contaminado

Elaboración propia

3.5 Resultados y discusión

3.5.1 Mercurio en agua y sedimento

Los resultados obtenidos mostraron que no se detectaron concentraciones de mercurio en el agua de las pozas, es decir que los límites posiblemente estaban por debajo del nivel mínimos de detección ($<10,1 \text{ng L}^{-1}$), lo que podría estar asociado a la alta precipitación en la zona, ocasionada por la temporada de lluvia en el momento que se realizó el muestreo (IDEAM, 2019), lo que ayudó a un recambio constante de las aguas, además se le suma el

bajo contenido de mercurio en los sedimentos, lo que probablemente ocasionó que no se encontrara dicho elemento en los cuerpos de agua, caso contrario ocurrió con los estudios realizados por Gutiérrez-Mosquera *et al.* (2020) que evidenciaron contaminación por mercurio en las aguas de las pozas, este resultado se debió a que ellos realizaron los muestreos en épocas secas donde las condiciones climáticas favorecieron la acumulación de elemento geoquímicos, reflejando así un nivel máximo de Hg en agua y sedimento. Sin embargo, el sedimento tuvo un valor similar en todos los puntos de muestreo, a pesar de que en dos sitios de muestreo (sitio C y sitio D) presentaron valores superiores al umbral legal establecido por normativas internacionales de calidad de sedimentos canadiense ($0.13 \text{ mg Hg} \cdot \text{Kg}^{-1}$) (Marín *et al.*, 2016); dichos lugares obtuvieron los valores más altos del estudio, ambos sitios están localizados en el municipio de Condoto (Tabla 3.1); sin embargo, según el análisis de varianza (ANOVA) no se registró diferencias significativas ($F=0.573$, $gl=11$, $p=0.649$) en T-Hg de los sedimentos entre los puntos de estudio. Es importante mencionar que el índice de geoacumulación de todos los ecosistemas muestreados registró una contaminación moderada (Tabla 3.2). Este estudio presentó valores bajos de Hg ($0.23 \pm 0.08 \mu\text{g/g}$) comparados con los estudios reportados en otros países del mundo como los realizados por: Amoakwah *et al.* (2020) ($8.3 \pm 0.91 \text{ mg/kg}$) en arroyos y pozos de áreas de extracción de oro artesanal y de pequeña escala en Ghana, Samaniego *et al.* (2020) ($1.8-119 \text{ mg kg}^{-1}$) g área de mina de mercurio abandonada en Puerto Princesa - Filipinas, resultados inferiores fueron reportados por Sarker *et al.* (2020) ($0.01-0.08 \text{ mg kg}^{-1} \text{ dw}$) en la Isla de San Martín en la Bahía de Bengala y Zhuang *et al.* (2020) (rango $0.086- 0.004 \text{ mg/kg}$) zonas intermareales típicas en el norte de China. Por otro lado, hay estudios con valores similares a este artículo y fueron reportados por Vane *et al.*, (2020) ($0.001-0.153 \mu\text{g kg}^{-1}$) en río Conwy Gales Reino Unido y Silva *et al.* (2020) ($0.044-0.01 \text{ ppm}$) cuenca del río de área bajo la influencia de la minería de oro municipio de Jacobina-Brasil. De igual manera en Colombia reportaron valores superiores en trabajos publicados por: Marrugo *et al.* (2016) ($230-6320 \text{ ng g}^{-1}$) en distrito minero Alacrán en el Departamento de Córdoba, Gutiérrez-Mosquera *et al.* (2020) ($209.57 \pm 245.23 \text{ ng g}^{-1}$) en pozas abandonadas de minería en el Departamento del Chocó, Orani *et al.* (2020) en zonas costeras del mar Caribe ($22 \pm 0.05 \text{ mg kg}^{-1} \pm U$, $k=2$) y Portz *et al.* (2020) ($0.193 \pm 0.031 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$), en la Laguna de Mallorca-Barranquilla. Pero se obtuvo valores parecidos con los documentos publicados por: Tejed-

Benitez *et al.* (2016) (0.01-0.12 $\mu\text{g} \cdot \text{g}$) en el Río Magdalena, Toro *et al.* (2016) (0.001-0.136 $\mu\text{g} \cdot \text{g}$) en el golfo de Urabá, Palacios-Torres *et al.* (2018) (0.14- 0.04 $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{\text{dw}}$), en el río Atrato Chocó, Caballero-Gallardo *et al.* (2019) (0.084-0.01 $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$) en sitios industrializados en Bahía de Cartagena Caribe y Gamboa-García *et al.* (2020) (0.098 \pm 0.016 $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$) en Bahía de Buenaventura, Pacífico.

Tabla 3.2 Concentraciones de mercurio en sedimentos y el índice de geoacumulación (Igeo) de los sitios de estudio.

MAX/MIN

Nivel de Hg total		Clase		
($\mu\text{g}/\text{g}$)	Igeo	Igeo	Clasificación	sitios
0.11 \pm 0,08	-2.095	2	contaminación moderada	A
0.13 \pm 0,08	-2.044	2	contaminación moderada	B
0.14 \pm 0,08	-2.009	2	contaminación moderada	C
0.23 \pm 0.08	-1.935	2	contaminación moderada	D

Elaboración propia.

3.5.2 Concentración de mercurio en macrófitas

La especie *Heteranthera reniformis* registrada en los sitios más antiguos (Condoto) presentó los porcentajes de absorción de mercurio más elevado, seguida por *Eleocharis mutata*, y por último las especies *Eleocharis interstincta* y *Eleocharis sp* (Tabla 3.3), relevante mencionar que no hubo diferencias significativas ($p > 0.05$) entre individuos de la misma especie independientemente del sitio de estudio. Probablemente, *H. reniformis* presentó valores superiores a las especies del género *Eleocharis* debido a su anatomía pues dicha especie presenta un tallo bastante pronunciado (Pelcová *et al.*, 2021), lo que permitió que estos individuos pudieran anclar sus raíces al sedimento en estos ecosistemas tan profundos (sitios C y D) y que sus hojas y flores floten en la superficie (crecimiento emergente), por lo contrario, la profundidad de las pozas obligó a que las otras especies se comportaran en esos ambientes como especies flotantes, lo que no les permitió el transporte directo de Hg desde los sedimentos, poniéndolas en desventaja. Las especies del género *Eleocharis*, comparte fisiológicamente muchas características, debido a esto posiblemente no presentaron

diferencias estadísticamente significativas ($p=6.66$) entre especies de dicho género; es importante mencionar que en el estudio realizado por Jiang *et al.* (2018) no obtuvieron una acumulación satisfactoria de mercurio por especie de dicho género; de igual manera Willis *et al.* (2010) afirman que las concentraciones de mercurio en especie del género *Eleocharis* son bajas en comparación de otras plantas, lo que significa que no son buenas para procesos de fitorremediación de Hg; Gutiérrez-Mosquera *et al.* (2020) en estudio realizado en el occidente de Colombia, confirmó que especie del género ya mencionado obtuvo concentraciones baja de Hg ($0.16\pm 0.13 \mu\text{g g}^{-1} \text{dw}$), ubicándolos así como especies fitoestabilizadoras.

Todas las macrófitas absorbieron mercurio en sus órganos (parte aérea y parte subterránea), en su mayoría mostraron un patrón de concentración similar (Tabla 3.3), en este estudio como en la mayoría de los casos, la concentración de Hg en las partes subterráneas fue mayor que en los órganos aéreos (Sasmaz *et al.*, 2008; Bonanno, 2011, 2012; Vymazal, 2011; Lyubenova *et al.*, 2013; Olivero-Verbel *et al.*, 2015; Cicero-Fernández *et al.*, 2017), sin embargo, las especies *Heteranthera reniformis* y *Eleocharis interstincta* mostraron diferencias estadística entre sus partes ($p<0.05$). Posiblemente, la razón por la cual se encontrará diferencia entre órganos en dichas especies obedece a una respuesta adaptativa de la planta, optando como estrategia una tolerancia que no permite que los elementos tóxicos de la raíz suban a los otros órganos de las plantas (parte aérea) (Hozhina *et al.*, 2001; Bonanno *et al.*, 2017).

Tabla 3.3 Media y desviación estándar de los niveles de mercurio en partes de la planta por cada sitio de estudio.

Familia	Especie	mediana/ desviación estándar (ug/kg)			SITIO	% de absorción de Hg
		Raíz	Aérea	sedimento		
Cyperaceae	<i>Eleocharis interstincta</i>	13.22± 6.07	7.92±3.47	101.31±15.17	A	10%
Cyperaceae	<i>Eleocharis interstincta</i>	12.26±4.76	4.94±0.78	113.06± 24.00	B	10%
Cyperaceae	<i>Eleocharis interstincta</i>	8.36± 2.35	4.63± 2.16	122.16±31.75	C	8%
Cyperaceae	<i>Eleocharis interstincta</i>	17.16±16.58	6.26± 3.82	145.10±75.25	D	7%
Cyperaceae	<i>Eleocharis mutata</i>	17.49±7.35	9.88±4.05	-	A	20%
Cyperaceae	<i>Eleocharis mutata</i>	18.04±5.28	13.13±11.54	-	B	15%
Cyperaceae	<i>Eleocharis mutata</i>	7.48±2.04	5.30±2.07	-	D	6%
Cyperaceae	<i>Eleocharis SP</i>	7.78± 2.94	5.69± 2.66	-	C	5%
Pontederiaceae	<i>Heteranthera reniformis</i>	29.25±11.95	9.34± 1.75	-	C	27%
Pontederiaceae	<i>Heteranthera reniformis</i>	36.17±12.30	10.63±2.85	-	D	28%

Elaboración propia.

3.5.3 Factores de bioconcentración y translocación

En cuanto a los factores de bioconcentración, se evidenció que a pesar de que todas las plantas tenían mercurio en sus órganos, no presentaron valores de captación elevados (Tabla 3.3), por tal motivo el factor de bioconcentración en raíces y en parte aérea fueron bajos; igualmente, presentó valores de traslocación bajos (Tabla 3.4), lo que se deduce que estas especies de macrófitas tienen propiedades fitoestabilizadoras, ya que la mayor parte de mercurio lo absorbió en las raíces (Ali *et al.*, 2013), además al obtener un valor menor a uno en los factores de traslocación y bioacumulación (Tabla 3.4) las convierte en especies

excluidoras y no acumuladoras, lo que permite ubicarlas como especies con potencial de fitoestabilizadoras. Es relevante argumentar que la función que cumplen dichos vegetales en estos ecosistemas artificiales es muy importante, ya que evitan que el mercurio se desplace con facilidad y contamine otras matrices.

Conviene también mencionar que la biodisponibilidad de Hg en los sedimentos fue baja, lo que lleva a pensar que cualquier cantidad de mercurio que absorban estas plantas es una ayuda para disminuir las concentraciones en el ambiente, y por consiguientes disminuir los riesgos en la salud humana (Napaldet & Buot, 2020). La baja bioconcentración y traslocación de mercurio en las macrófitas de este estudio, difiere con los resultados encontrados por: Parwin & Paul (2019) en un montaje experimental de un albergue residencial del Instituto Nacional de Tecnología (NIT) Rourkela (India), Amir *et al.* (2020) en el laboratorio de Universidad de Gujrat, Gujrat-Punjab (Pakistán), Napaldet & Buot (2020) en el río Balili ubicado en ciudad de Baguio-Filipinas; mientras que Bonanno & Cirelli (2017) en cuerpo de agua en Catania-Sicilia (Italia) obtuvieron niveles de Hg más elevados en bioconcentración, y valores parecidos en traslocación, en cambio, en el estudio realizado por Bonanno *et al.* (2017) en sitios costeros de Sicilia (Italia) presentaron valores similares de bioconcentración y traslocación a los reportados en este estudio.

Tabla 3.4 Factor de traslocación y de bioacumulación de las macrófitas en los sitios de estudio. BCFraíz= factor de bioconcentración en raíz, BCFaérea= factor de bioconcentración en partes aéreas, TF= factor translocación.

-	<i>E. interstincta</i>	<i>E. mutata</i>	<i>Eleocharis</i>	<i>H. reniformis</i>	SITIO
			<i>sp</i>		
BCFaérea	0.076	0.076	-	-	A
BCFraíz	0.113	0.113	-	-	A
TF	0.672	0.536	-	-	A
BCFaérea	0.040	0.065	-	-	B
BCFraíz	0.065	0.149	-	-	B
TF	0.416	0.435	-	-	B
BCFaérea	0.030	-	0.047	0.077	C

BCFraíz	0.072	-	0.052	0.270	C
TF	0.415	-	0.899	0.285	C
BCFaérea	0.047	0.079	-	0.038	D
BCFraíz	0.070	0.079	-	0.058	D
TF	-0.347	0.653	-	0.294	D

Elaboración propia.

3.6 Conclusiones

Según los resultados encontrados en este estudio se puede evidenciar que la edad de los sitios no representa una diferencia significativa en cuanto a los niveles de mercurio en sedimento, ya que no se encontró divergencia estadísticamente significativa entre los sitios estudiados. Igualmente, todos los puntos de muestreo presentaron contaminación moderada. Estudios realizados afirman que las pozas son reservorios de mercurio, debido a la morfología del terreno que permite que las aguas de las lluvias lleguen hasta estos ambientes artificiales y a su vez arrastren muchos materiales, lo que los convierte en sitios ideales para el estudio de metales en su sedimento, donde se puede deducir que las bajas concentraciones de Hg en el sedimento evidenciadas en este estudio se deba más a la poca utilización de dicho metal en las actividades extractivas de oro que a otro fenómeno natural.

Si bien no se puede generalizar el proceso de bioacumulación y traslocación en plantas debido a que los procesos de absorción de elemento son diferentes entre vegetales, incluso entre especies congénicas; pero este estudio evidenció que las especies del género *Eleocharis* obtuvieron valores muy similares al proceso de bioacumulación y traslocación, lo que conlleva a pensar que el comportamiento de este grupo de planta a la hora de capturar trazas de Hg es muy parecido. Por otro lado, es conocido que la acumulación y correlación de oligoelemento en las plantas es independiente de la forma de vida, pero los resultados arrojados en este estudio evidencian que la especie *Heteranthera reniformis* descrita como especie emergente presentó valores mucho más altos en acumulación de mercurio en raíz que las especies del género *Eleocharis* que presentaron hábito de vida de plantas flotantes.

Las especies del género *Eleocharis* no son plantas adecuadas para realizar procesos de fitorremediación en zonas afectadas con Hg, sin embargo, se pueden utilizar como vegetales para la fitoestabilización.

La elevada abundancia de las especies estudiadas en este artículo son factores clave que determina la distribución y disponibilidad de mercurio en este cuerpo de agua debido, a que su capacidad fitoestabilizadora permite que dicho metal no se desplace con facilidad y afecte otros ecosistemas, lo que suma la gran importancia que tienen estas plantas en estos sitios remanentes de minería.

3.7 Agradecimientos

Agradezco al instituto de investigaciones del Pacífico (IIAP) por el apoyo en campo, a la Universidad Nacional de Colombia por la formación académica e identificación de material vegetal, a la universidad de Córdoba por los análisis de las muestras, la Universidad Tecnológica de Chocó por el secado e identificación de plantas, y en especial un gran agradecimiento al proyecto Evaluación del grado de contaminación por mercurio y otras sustancias tóxicas y su afectación en la salud humana en las poblaciones de la cuenca del río Atrato, como consecuencia de las actividades de minería. Número del Contrato 849-2018 Código Minciencias: 1112-894-66291. Ya que gracias a su apoyo económico fue posible la realización de este estudio.

3.8 Referencias bibliográficas

- Adjorlolo-Gasokpoh, A., Golow, A. A., & Kambo-Dorsa, J. (2012). Mercury in the surface soil and cassava, *Manihot esculenta* (flesh, leaves and peel) near goldmines at Bogoso and Prestea, Ghana. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 89(6), 1106-1110.
- Agarwalla, H., Senapati, R. N., & Das, T. B. (2021). Mercury emissions and partitioning from Indian coal-fired power plants. *Journal of Environmental Sciences*, 100, 28-33.

- Ali, H., Khan, E., & Sajad, M. A. (2013). Phytoremediation of heavy metals—concepts and applications. *Chemosphere*, *91*(7), 869-881.
- Amir, W., Farid, M., Ishaq, H. K., Farid, S., Zubair, M., Alharby, H. F., Bamagoos, A. A., Rizwan, M., Raza, N., Hakeem, K.R., & Ali, S. (2020). Accumulation potential and tolerance response of *Typha latifolia* L. under citric acid assisted phytoextraction of lead and mercury. *Chemosphere*, 127247.
- Amoakwah, E., Ahsan, S., Rahman, M. A., Asamoah, E., Essumang, D. K., Ali, M., & Islam, K. R. (2020). Assessment of heavy metal pollution of soil-water-vegetative ecosystems associated with artisanal gold mining. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, *29*(7), 788-803.
- Berrow, M. L., & Reaves, G. A. (1984, July). Background levels of trace elements in soils. In *International Conference on Environmental Contamination* (pp. 333-340). London: CEP Consultants Ltd.
- Bonanno, G., & Cirelli, G. L. (2017). Comparative analysis of element concentrations and translocation in three wetland congener plants: *Typha domingensis*, *Typha latifolia* and *Typha angustifolia*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *143*, 92-101.
- Bonanno, G., Borg, J. A., & Di Martino, V. (2017). Levels of heavy metals in wetland and marine vascular plants and their biomonitoring potential: a comparative assessment. *Science of the Total Environment*, *576*, 796-806.
- Bonanno, G., Vymazal, J., & Cirelli, G. L. (2018). Translocation, accumulation and bioindication of trace elements in wetland plants. *Science of the Total Environment*, *631*, 252-261.
- Caballero-Gallardo, K., Alcala-Orozco, M., Barraza-Quiroz, D., De la Rosa, J., & Olivero-Verbel, J. (2020). Environmental risks associated with trace elements in sediments from Cartagena Bay, an industrialized site at the Caribbean. *Chemosphere*, *242*, 125173.
- Cicero-Fernández, D., Peña-Fernández, M., Expósito-Camargo, J. A., & Antizar-Ladislao, B. (2017). Long-term (two annual cycles) phytoremediation of heavy metal-contaminated estuarine sediments by *Phragmites australis*. *New biotechnology*, *38*, 56-64.

- Cordy, P., Veiga, M. M., Salih, I., Al-Saadi, S., Console, S., Garcia, O. & Roeser, M. (2011). Mercury contamination from artisanal gold mining in Antioquia, Colombia: The world's highest per capita mercury pollution. *Science of the Total Environment*, 410, 154-160.
- Díaz-Arriaga, F. A. (2014). Mercurio en la minería del oro: impacto en las fuentes hídricas destinadas para consumo humano. *Revista de Salud Pública*, 16, 947-957.
- Digna, T. (2016). La Minería en Chocó en Clave de Derechos. *Investigación y propuestas para convertir la crisis socio-ambiental en paz y justicia territorial*. Bogotá.
- Dranguet, P., Flück, R., Regier, N., Cosio, C., Le Faucheur, S., & Slaveykova, V. I. (2014). Towards mechanistic understanding of mercury availability and toxicity to aquatic primary producers. *CHIMIA International Journal for Chemistry*, 68(11), 799-805.
- Gamboa-García, D. E., Duque, G., Cogua, P., & Marrugo-Negrete, J. L. (2020). Mercury dynamics in macroinvertebrates in relation to environmental factors in a highly impacted tropical estuary: Buenaventura Bay, Colombian Pacific. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(4), 4044-4057.
- Gentès, S., Löhrer, B., Legeay, A., Mazel, A. F., Anschutz, P., Charbonnier, C., ... & Maury-Brachet, R. (2021). Drivers of variability in mercury and methylmercury bioaccumulation and biomagnification in temperate freshwater lakes. *Chemosphere*, 267, 128890.
- Ghosh, M., & Singh, S. P. (2005). A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of it's by products. *Asian J Energy Environ*, 6(4), 18.
- Gutiérrez-Mosquera, H., Marrugo-Negrete, J., Díez, S., Morales-Mira, G., Montoya-Jaramillo, L. J., & Jonathan, M. P. (2020). Mercury distribution in different environmental matrices in aquatic systems of abandoned gold mines, Western Colombia: Focus on human health. *Journal of Hazardous Materials*, 404, 124080.
- Gutiérrez-Mosquera, H., Sujitha, S. B., Jonathan, M. P., Sarkar, S. K., Medina-Mosquera, F., Ayala-Mosquera, H., ... & Arreola-Mendoza, L. (2018). Mercury levels in human population from a mining district in Western Colombia. *Journal of Environmental Sciences*, 68, 83-90.

- Hozhina, E. I., Khramov, A. A., Gerasimov, P. A., & Kumarkov, A. A. (2001). Uptake of heavy metals, arsenic, and antimony by aquatic plants in the vicinity of ore mining and processing industries. *Journal of Geochemical Exploration*, 74(1-3), 153-162.
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (2019), <http://www.ideam.gov.co/web/tiempo-y-clima/graficos-seguimiento-diario-precipitacion-principales-ciudades>
- Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico (IIAP). (2001). Informe técnico aspectos minero en el Chocó.
- Jiang, B., Xing, Y., Zhang, B., Cai, R., Zhang, D., & Sun, G. (2018). Effective phytoremediation of low-level heavy metals by native macrophytes in a vanadium mining area, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(31), 31272-31282.
- Kataki, S., Chatterjee, S., Vairale, M. G., Dwivedi, S. K., & Gupta, D. K. (2021). Constructed wetland, an eco-technology for wastewater treatment: A review on types of wastewaters treated and components of the technology (macrophyte, biofilm and substrate). *Journal of Environmental Management*, 283, 111986.
- Leal León, C. (2009). La compañía minera Chocó Pacífico y el auge del platino en Colombia, 1897-1930. *Historia crítica*, (39E), 150-164.
- López-Barrera, E. A., & Barragán-Gonzalez, R. G. (2016). Metals and metalloid in eight fish species consumed by citizens of Bogota DC, Colombia, and potential risk to humans. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 79(5), 232-243.
- Marín, A., Gonzalez, V. H., Lapo, B., Molina, E., & Lemus, M. (2016). Niveles de mercurio en sedimentos de la zona costera de El Oro, Ecuador. *Gayana (Concepción)*, 80(2), 147-153.
- Marrugo-Negrete, J., Enamorado-Montes, G., Durango-Hernández, J., Pinedo-Hernández, J., & Díez, S. (2017). Removal of mercury from gold mine effluents using *Limncharis flava* in constructed wetlands. *Chemosphere*, 167, 188-192.
- Mellem, J. J., Baijnath, H., & Odhav, B. (2012). Bioaccumulation of Cr, Hg, As, Pb, Cu and Ni with the ability for hyperaccumulation by *Amaranthus dubius*. *African Journal of Agricultural Research*, 7(4), 591-596.

- Moreno, G. R., & Ledezma-Rentería, E. (2007). Efectos de las actividades socio-económicas (minería y explotación maderera) sobre los bosques del departamento del Chocó. *Revista institucional universidad tecnológica del Chocó*, 26(1), 58-65.
- Müller G. (1981). Die Schwermetallbelastung der Sedimente des Neckars und seiner Nebenflüsse: Eine Bestandsaufnahme. *Chem-Ztg.* 105, 157-164.
- Muller, G. (1981). Schwermetallbelastung der sedimente des neckars und seiner nebenflüsse: eine estandsaufnahme.
- Napaldet, J. T., & Buot Jr, I. E. (2020). Absorption of Lead and Mercury in Dominant Aquatic Macrophytes of Balili River and Its Implication to Phytoremediation of Water Bodies.
- Nogara, P. A., Oliveira, C. S., Schmitz, G. L., Piquini, P. C., Farina, M., Aschner, M., & Rocha, J. B. (2019). Methylmercury's chemistry: From the environment to the mammalian brain. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA)-General Subjects*, 1863(12), 129284.
- Olivero-Verbel, J., Caballero-Gallardo, K., & Turizo-Tapia, A. (2015). Mercury in the gold mining district of San Martín de Loba, South of Bolívar (Colombia). *Environmental Science and Pollution Research*, 22(8), 5895-5907.
- Olsen, M., Fjeld, E., & Lydersen, E. (2019). The influence of a submerged meadow on uptake and trophic transfer of legacy mercury from contaminated sediment in the food web in a brackish Norwegian fjord. *Science of The Total Environment*, 654, 209-217.
- Orani, A. M., Vassileva, E., Azemard, S., & Alonso-Hernandez, C. (2020). Trace elements contamination assessment in marine sediments from different regions of the Caribbean Sea. *Journal of Hazardous Materials*, 122934.
- Palacios-Torres, Y., Caballero-Gallardo, K., & Olivero-Verbel, J. (2018). Mercury pollution by gold mining in a global biodiversity hotspot, the Choco biogeographic region, Colombia. *Chemosphere*, 193, 421-430.
- Parwin, R., & Karar Paul, K. (2019). Phytoremediation of kitchen wastewater using *Eichhornia crassipes*. *Journal of Environmental Engineering*, 145(6), 04019023.
- Pelcová, P., Kopp, R., Ridošková, A., Grmela, J., & Štěrbová, D. (2021). Evaluation of mercury bioavailability and phytoaccumulation by means of a DGT technique and

- of submerged aquatic plants in an aquatic ecosystem situated in the vicinity of a cinnabar mine. *Chemosphere*, 132545.
- Portz, L., Manzolli, R. P., de Andrade, C. F. F., Daza, D. A. V., Bandeira, D. A. B., & Alcántara-Carrió, J. (2020). Assessment of heavy metals pollution (Hg, Cr, Cd, Ni) in the sediments of Mallorquin Lagoon-Barranquilla, Colombia. *Journal of Coastal Research*, 95(sp1), 158-162.
- Raimann, X., Rodríguez, L., Chávez, P., & Torrejón, C. (2014). Mercurio en pescados y su importancia en la salud. *Revista médica de Chile*, 142(9), 1174-1180.
- Raj, D., Chowdhury, A., & Maiti, S. K. (2017). Ecological risk assessment of mercury and other heavy metals in soils of coal mining area: a case study from the eastern part of a Jharia coal field, India. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 23(4), 767-787.
- Raj, D., Kumar, A., & Maiti, S. K. (2020). Brassica juncea (L.) Czern. (Indian mustard): a putative plant species to facilitate the phytoremediation of mercury contaminated soils. *International Journal of Phytoremediation*, 1-12.
- Rentería, L., & Antonio, M. (2016). Análisis de los impactos ecológicos generados por la actividad minera sobre los ensamblajes ícticos en complejos cenagosos de Sanceno y Puné en la cuenca media del Atrato.
- Salazar-Camacho, C., Salas-Moreno, M., Paternina-Uribe, R., Marrugo-Negrete, J., & Díez, S. (2021). Mercury species in fish from a tropical river highly impacted by gold mining at the Colombian Pacific region. *Chemosphere*, 264, 128478.
- Samaniego, J., Gibaga, C. R., Tanciongco, A., & Rastrullo, R. (2020). Total Mercury in Soils and Sediments in the Vicinity of Abandoned Mercury Mine Area in Puerto Princesa City, Philippines. *Applied Sciences*, 10(13), 4599.
- Sarker, K. K., Bristy, M. S., Alam, N., Baki, M. A., Shojib, F. H., Quraishi, S. B., & Khan, M. F. (2020). Ecological risk and source apportionment of heavy metals in surface water and sediments on Saint Martin's Island in the Bay of Bengal. *Environmental Science and Pollution Research International*.
- Tello-Zevallos, W., Loureiro, D. B., Reeves, M. C., Yujnovsky, F., Salvatierra, L. M., & Pérez, L. M. (2016). Evaluación de macrófitas autóctonas de flotación libre para su empleo en el tratamiento de aguas contaminadas con metales pesados.

- Tiodar, E. D., Văcar, C. L., & Podar, D. (2021). Phytoremediation and microorganisms-assisted phytoremediation of mercury-contaminated soils: Challenges and perspectives. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(5), 2435.
- Toro, P. P. V., Bedoya, L. F. V., Correa, I. D., Franco, G. R. B., Alcántara-Carrió, J., & Baena, J. A. P. (2016). Impact of terrestrial mining and intensive agriculture in pollution of estuarine surface sediments: Spatial distribution of trace metals in the Gulf of Urabá, Colombia. *Marine Pollution Bulletin*, 111(1-2), 311-320.
- Vane, C. H., Kim, A. W., Emmings, J. F., Turner, G. H., Moss-Hayes, V., Lort, J. A., & Williams, P. J. (2020). Grain size and organic carbon controls polyaromatic hydrocarbons (PAH), mercury (Hg) and toxicity of surface sediments in the River Conwy Estuary, Wales, UK. *Marine Pollution Bulletin*, 158, 111412.
- Willis, J. M., Gambrell, R. P., & Hester, M. W. (2010). Growth response and tissue accumulation trends of herbaceous wetland plant species exposed to elevated aqueous mercury levels. *International journal of phytoremediation*, 12(6), 586-598.
- Wu, S., Wallace, S., Brix, H., Kuschik, P., Kirui, W. K., Masi, F., & Dong, R. (2015). Treatment of industrial effluents in constructed wetlands: challenges, operational strategies and overall performance. *Environmental Pollution*, 201, 107-120.
- Yu, G., Li, P., Wang, G., Wang, J., Zhang, Y., Wang, S., ... & Chen, H. (2021). A review on the removal of heavy metals and metalloids by constructed wetlands: Bibliometric, removal pathways, and key factors. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 37(9), 1-12.
- Zgorelec, Z., Bilandzija, N., Knez, K., Galic, M., & Zuzul, S. (2020). Cadmium and mercury phytostabilization from soil using *Miscanthus× giganteus*. *Scientific reports*, 10(1), 1-10.
- Zhuang, H., Gao, M., Yan, C., Cao, Y., & Zhang, J. (2020). Vertical profiles and contamination assessments of heavy metals in sediment cores from typical intertidal zones in northern China. *Marine Pollution Bulletin*, 159, 111442.

3.9 Recomendaciones

Para estudios futuros se recomienda continuar con la investigación, pero con un número mayor de pozas y especies de macrófitas, además, sería importante incluir metilmercurio al igual que otros metales.

Es importante repetir este estudio en otras fuentes hídricas como ríos, quebradas, ciénagas, e incluso en el mar.

De igual forma es relevante hacer ensayos experimentales con la finalidad de ver el nivel de absorción de mercurio en de las macrófitas a distintas concentraciones.

4 Anexos



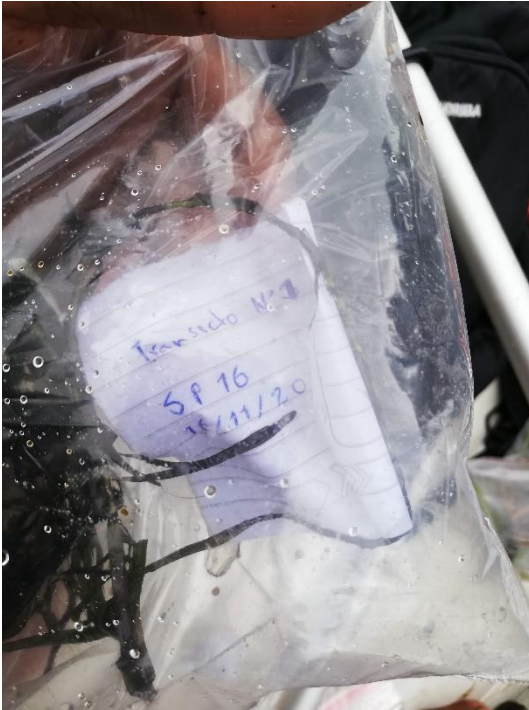
Anexo 1. Toma de muestra de agua



Anexo 2. Caracterización de macrófitas



Anexo 3. Toma de variables fisicoquímicas de agua.



Anexo 4. Recolección de muestras biológicas.



Anexo 5. Secado de muestra biológicas



Anexo 6. Especies de macrófitas en ambiente natural.