

Instituto Tecnológico de Costa Rica

Escuela de Química

Carrera de Ingeniería Ambiental



Proyecto Final de Graduación para optar por el grado de Licenciatura en Ingeniería Ambiental

“Evaluación de la calidad del agua y sedimento de la subcuenca del río Birrís, en cuanto a su contenido de metales pesados”

Carlos Alberto Vega Barrientos.

Cartago, junio 2021.

“Evaluación de la calidad del agua y sedimento de la subcuenca del río Birrís, en cuanto a su contenido de metales pesados”

Informe presentado a la Escuela de Química del Instituto Tecnológico de Costa Rica como requisito parcial para optar por el título de Ingeniero Ambiental con el grado de licenciatura

Miembros del tribunal

Máster. Noemy Quirós Bustos
Directora

Ph.D. Guillermo Calvo Brenes
Lector 1

Ing. Andrey Caballero Chavarría
Lector 2

Máster. Diana A. Zambrano Piamba
Coordinadora COTRAFIG

Máster. Ricardo Coy Herrera
Director Escuela de Química

Máster. Ana Lorena Arias Zúñiga
Coordinadora Carrera de Ingeniería Ambiental

Dedicatoria

A mi mamá Milena Barrientos Blanco y mi papá Klever Vega Orellana, quienes me han apoyado incondicionalmente a lo largo de este camino llamado vida. Esta meta la cruzamos juntos.

Agradecimientos

Gracias a la vida por mostrarme cada día lo maravillosa que puede ser a través de las experiencias y personas que puso en mi camino durante estos años de vida universitaria.

Agradezco al Centro de Investigación y de Servicios Químicos y Microbiológicos (CEQIATEC), así como al Centro de Investigación en Protección Ambiental (CIPA) por la facilitación de equipos e instalaciones sin las cuales la elaboración de este proyecto no hubiera sido posible. Además, a la Vicerrectoría de Investigación del TEC (VIE) por el financiamiento de este proyecto.

A mi profesora tutora Noemy Quirós Bustos por abrirme las puertas para ser su asistente durante más de 3 años y eventualmente poder desarrollar este proyecto, lo que me permitió mejorar como estudiante y como persona. A su vez, agradezco a Andrey Caballero y Diana Robles quienes me guiaron durante el trabajo de laboratorio, así como a todo el personal del CEQIATEC, que fue mi segunda casa durante estos años.

A Georgina y tía Hazel, sin las cuales esto no hubiera sido posible y quienes además de todo siempre me han apoyado en todo lo que he realizado de una u otra manera. Además, agradezco a toda mi familia quienes siempre creyeron en mí y me apoyaron de muchas maneras desde el momento en que nací.

A Yoesly, mi compañera de viaje, quién me apoyó de incontables maneras, de forma incondicional, desde nuestras experiencias en el colegio hasta este momento.... Y que sea mucho más, muchas gracias por todo.

Por último, pero no menos importante, a mis padres quienes me aconsejaron, me dieron su apoyo y amor incondicional desde el día cero y a los cuales les debo todo en la vida. Muchas gracias.

Tabla de contenido

1. INTRODUCCION	1
1.1 OBJETIVO GENERAL.....	3
1.2 OBJETIVOS ESPECIFICOS.....	3
2. REVISION DE LA LITERATURA	4
2.1 SITUACION DE LA SUBCUENCA DEL RIO BIRRIIS.....	4
2.2 FUENTES DE CONTAMINACION DE LOS RIOS.....	5
2.3 METALES PESADOS	6
2.3.1 Posibles fuentes de contaminación de MP's.....	6
2.3.2 Transporte de MP's	8
2.3.3 Interacción MP agua-sedimento	9
2.3.4 Consecuencias en ambiente y en la salud humana de la contaminación por MP's.....	9
2.3.5 Evaluación de la contaminación por MP's en agua y sedimento.....	11
2.4 ESTUDIOS DE METALES PESADOS EN COSTA RICA	15
3. METODOLOGIA	17
3.1 ZONA DE ESTUDIO	17
3.2 RECOLECCION DE MUESTRAS	18
3.2.1 MP's escogidos y su criterio de selección.....	19
3.2.2 Muestreos de agua.....	19
3.2.3 Muestreos de sedimentos.....	20
3.3 CARACTERIZACION FISICOQUÍMICA DE LAS AGUAS.....	20
3.4 CARACTERIZACION FISICOQUÍMICA DE LOS SEDIMENTOS	21
3.5 TRATAMIENTO PREVIO DE LAS MUESTRAS	21
3.5.1 Digestión de las muestras de agua.....	21
3.5.2 Digestión de las muestras de sedimentos.....	22
3.6 ANALISIS DE MP'S.....	22
3.6.1 Medición de las concentraciones.....	22
3.7 ANALISIS ESTADISTICO DE LA INFORMACIÓN	23
3.8 RECOLECCION Y ANALISIS DE LA INFORMACIÓN GEOGRÁFICA	24
3.9 EVALUACIÓN DE LA CONTAMINACION	24
4. RESULTADOS Y DISCUSION	26
4.1 RESULTADOS OBTENIDOS PARA EL AGUA.....	26
4.1.1 Contenido de Níquel (Ni).....	26
4.1.2 Contenido de Cobre (Cu).....	27
4.1.3 Contenidos de cromo (Cr) y arsénico (As).....	28
4.1.4 Análisis general de los resultados de las aguas.....	29
4.1.5 Análisis del índice de Grado de Contaminación (CD).....	30
4.2 RESULTADOS OBTENIDOS PARA LOS SEDIMENTOS	30
4.2.1 Análisis de fisicoquímicos de los sedimentos.....	31
4.2.2 Contenidos de MP's determinados.....	32
4.2.3 Análisis de los coeficientes de evaluación de sedimentos.....	36
4.3 ANALISIS DE LOS DATOS GEOGRAFICOS.....	38
4.4 IDENTIFICACION DE LAS POSIBLES CAUSAS DEL IMPACTO ENCONTRADO	38
5. CONCLUSIONES	41
6. RECOMENDACIONES	42

7. REFERENCIAS	43
8. APENDICES.....	1
9. ANEXOS	6

Lista de Figuras

Figura 2.1. Fuentes antropogénicas de los MP's y su ciclo de contaminación. Adaptado de Masindi y Muedi (2018).....	7
Figura 3.1. Mapa de la subcuenca del río Birrís.....	17
Figura 3.2. Mapa de los puntos de muestreo seleccionados	19
Figura 3.3. Muestras de agua y sedimento recolectadas en Birrís 2.....	20
Figura 3.4 Espectrómetro de absorción atómica marca Perkin-Elmer modelo AAnalyst-800.	23
Figura 4.1. Sitio con presencia de Ni en el agua de río, diciembre 2019.	26
Figura 4.2 Sitios con presencia de Cu en el agua de río, enero 2020.....	27
Figura 4.3. Sitios con presencia de Cr en el agua de río, enero 2020.....	28
Figura 4.4 Sitios con presencia de As en el agua de río, enero 2020.	28
Figura 4.5. Presencia de Cu en los sedimentos de río.	32
Figura 4.6. Presencia de As en los sedimentos de río.	33
Figura 4.7. Presencia de Cr en los sedimentos de río.....	34
Figura 4.8. Presencia de Pb en los sedimentos de río.....	35
Figura 4.9. Presencia de Ni en los sedimentos de río.....	35

Lista de cuadros

Cuadro 2.1 Producción de los principales cultivos en los cantones de Alvarado, Jiménez, Cartago, El Guarco, Paraíso y Oreamuno para el año 2016. Fuente: (Ballestero-Vargas y López-Lee, 2017)	4
Cuadro 2.2 Distribución del uso del caudal de agua de la subcuenca del Río Birris. Fuente: (Guzmán-Arias et al., 2019)	4
Cuadro 2.3. Valores mínimos permitidos para el contenido de MP en agua para consumo. Fuente. (WHO, 2017).....	11
Cuadro 2.4. Parámetros de referencia para la evaluación de los sedimentos. Fuente: (DEC, 2010).....	12
Cuadro 2.5 Valores de fondo estipulados en el decreto para calidad de los suelos de Países Bajos. Fuente: (State of Netherlands, 2007)	13
Cuadro 2.6 Clasificación establecida por los estudios consultados para el cálculo de los SQG-Q	14
Cuadro 2.7. Valores SQG de concentraciones de efecto umbral (TEC). Fuente: (MacDonald et al., 2000).....	14
Cuadro 2.8. Valores SQG de concentraciones de efecto probable (PEC). Fuente: (MacDonald et al., 2000).....	14
Cuadro 2.9 Clasificaciones establecidas por los estudios consultados para el cálculo de CD15	
Cuadro 3.1 Giras de muestreo realizadas.....	18
Cuadro 3.2 Equipos de medición utilizados para los parámetros N1.	21
Cuadro 3.3. Métodos utilizados para los parámetros fisicoquímicos de los sedimentos.	21
Cuadro 3.4 Programación utilizada para la digestión de las muestras en el microondas.....	22
Cuadro 3.5 Límites de detección para la técnica utilizada.	23
Cuadro 4.1 Parámetros fisicoquímicos de las muestras de agua.	29
4.1.5 Análisis del índice de Grado de Contaminación (CD)	30
Cuadro 4.2 Grados de contaminación (CD) calculados para las muestras de agua de río....	30
Cuadro 4.3. Análisis de textura de los sedimentos realizados por el Laboratorio de Recursos Naturales del CIA de la UCR.....	31

Cuadro 4.4. Análisis de textura de los sedimentos realizados por el Laboratorio de Suelos y Foliars del CIA de la UCR.....	31
Cuadro 4.5 Análisis de MP en las 44 muestras de sedimento y los valores de referencia australianos y de los Países Bajos.....	32
Cuadro 4.6 PEL y resultados de los SQG-Q generales y para cada sitio de muestreo.....	36
Cuadro 4.7 UT(TEC) y UT(PEC) calculados para cada MP.	37

Lista de siglas y acrónimos

CD	Contamination degree (Grado de contaminación)
CE	Conductividad eléctrica
CEQIATEC	Centro de investigación y de servicios químicos y microbiológicos
CF	Contamination factor (Factor de contaminación)
CIA	Centro de investigaciones agronómicas
CIPA	Centro de Investigación en Protección Ambiental
C/N	Relación carbono-nitrógeno
CT	Carbono total
DEC	Departamento de Ambiente y Conservación de Australia
EPA	Environmental protection agency (Agencia de protección ambiental)
IMTA	Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
ISQG	Parámetros provisionales de calidad de sedimentos
ITCR	Instituto Tecnológico de Costa Rica
MAG	Ministerio de Agricultura y Ganadería
MINAE	Ministerio de Ambiente y Energía
MO	Materia orgánica
MP's	Metales pesados
msnm	Metros sobre el nivel del mar
N1	Nivel 1
NT	Nitrógeno total
OMS	Organización Mundial de la Salud
PEC	Probable effect concentration (Concentración de efecto probable)
PEL	Probable effect level
pH	Potencial de hidrógeno
QGIS	Quantum Geographical Information System (software libre para procesamiento de información geográfica)
SD	Sedimento
SNIT	Sistema nacional de información territorial
SQG	Sediment quality guidelines (parámetro de calidad de sedimentos)
TEC	Threshold effect concentration (Concentración de efecto umbral)
TEL	Threshold effect level
UCR	Universidad de Costa Rica
UNA	Universidad Nacional
USEPA	United States Environmental Protection Agency
UT	Unidad de toxicidad
VIE	Vicerrectoría de Investigación del Tecnológico de Costa Rica

Lista de símbolos

As	Arsénico
°C	Grados Celsius
Cd	Cadmio
Cr	Cromo
Cu	Cobre
G	Gramo
Ha	Hectárea
HCl	Ácido clorhídrico
Hg	Mercurio
HNO ₃	Ácido nítrico
mg/kg	Miligramo por kilogramo
mg/l	Miligramo por litro
ml	Mililitro
Mm	Milímetro
mS/cm	MiliSiemens por centímetro
Ni	Níquel
Pb	Plomo
%	Porcentaje

RESUMEN

La provincia de Cartago se caracteriza por ser una zona agrícola y ganadera, así como por presentar suelos de origen volcánico, los cuales son factores que pueden incidir en la calidad de las aguas y los sedimentos de los cuerpos de agua superficial a través de sustancias químicas que se desprenden de estos. Una de estas sustancias son los metales pesados (MP's), los cuales son contaminantes del tipo inorgánico, peligrosos por su toxicidad, persistencia y su capacidad acumulativa en el ambiente. En este estudio, se realizó una evaluación de la calidad de la subcuenca del río Birrís en cuanto a su contenido de MP's a través del análisis de muestras de agua y sedimento provenientes de su cauce.

La evaluación se realizó a través del análisis de las muestras y el cálculo de índices de contaminación (el Coeficiente de las Pautas para la Calidad de los Sedimentos (SQG-Q) y las Unidades toxicológicas (UT) para los sedimentos, así como el Grado de Contaminación (CD) para las aguas). Los análisis de MP's se realizaron para Arsénico (As), Cadmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Níquel (Ni), Plomo (Pb) y Mercurio (Hg).

Los análisis de las muestras de agua superaron los valores de referencia brindados para el Cu y el Ni por el Reglamento para la Calidad del Agua Potable en el sitio Birrís 4, mientras que el valor establecido para la clasificación de aguas Clase 1 por el reglamento para la Evaluación y Clasificación de Cuerpos de Aguas Superficiales fue superado en el parámetro de Cu. El CD (CD = 2.27) indicó contaminación moderada para las muestras tomadas en el sitio Birrís 4. Los coeficientes SQG-Q mostraron contaminación moderada con Cu (SQG-Q = 0.178), Ni (SQG-Q = 0.781) y Cr (SQG-Q = 0.344) para todos los sitios de muestreo, así como para cinco sitios con As (SQG-Q = 0.184) durante todos los muestreos realizados. Las UT determinaron al Cu y al Ni como los mayores contribuidores a la contaminación determinada en los sedimentos. Se encontró la presencia de As, Cr, Cu y Ni, en un 13,6 % de las muestras analizadas de agua. En sedimentos estos mismos MP's fueron determinados en el 100% de las muestras analizadas.

Palabras clave: Metales pesados, contaminación, agua, sedimento, río, escorrentía, agricultura

ABSTRACT

The Cartago province is characterized by being an agricultural and livestock area, as well as by presenting soils of volcanic origin, which are factors that can affect the quality of the waters and the sediments of surface water bodies through chemical substances that emerge from these. One of these substances are heavy metals (PMs), which are inorganic pollutants, dangerous due to their toxicity, persistence and their accumulative capacity in the environment. In this study, an evaluation of the quality of the Birris river sub-basin in terms of its PM content was carried out through the analysis of water and sediment samples from its channel.

The evaluation was carried out through the analysis of the samples and the calculation of contamination indices (the Coefficient of the Guidelines for the Quality of the Sediments (SQG-Q) and the Toxicological Units (TU) for the sediments, as well as the Grade of Contamination (CD) for the waters). Heavy metal analyzes were performed for Arsenic (As), Cadmium (Cd), Chromium (Cr), Copper (Cu), Nickel (Ni), Lead (Pb) and Mercury (Hg).

The analysis of the water samples exceeded the reference values provided for Cu and Ni by the Regulation for the Quality of Drinking Water at the Birris 4 site, while the value established for the classification of Class 1 waters by the regulation for the Evaluation and Classification of Surface Water Bodies was exceeded in the Cu parameter. The CD (CD = 2.27) indicated moderate contamination for the samples taken at the Birris 4 site. The SQG-Q coefficients showed moderate contamination with Cu (SQG-Q = 0.178), Ni (SQG-Q = 0.781) and Cr (SQG-Q = 0.344) for all sampling sites, as well as for five sites with As (SQG-Q = 0.184) during all samplings performed. The TU determined Cu and Ni as the major contributors to the contamination determined in the sediments. The presence of As, Cr, Cu and Ni was found in 13.6% of the analyzed water samples. In sediments these same PM's were determined in 100% of the samples analyzed.

Key Words: Heavy metals, pollution, water, sediment, river, runoff, agriculture

1. INTRODUCCION

Los ríos son un recurso hídrico muy importante, ya que es de los elementos claves para la vida y específicamente para la humanidad. La gestión de los ríos eventualmente puede alterar la ecología y sostenibilidad de la interfaz tierra-océano así como afectar significativamente los servicios de los ecosistemas, los sistemas biológicos a largo plazo y la dinámica de la cadena alimenticia, de acuerdo al impacto generado (Hong et al., 2020). Problemáticas como la ampliación de áreas urbanas, cambios en el uso del suelo, deficiente planificación urbana, problemas de contaminación y un retraso en materia de legislación, evidencian una mala gestión de los recursos hídricos en Costa Rica, lo que ha generado conflictos socioambientales donde lamentablemente existen poblaciones altamente vulnerables (Herrera-Murillo, 2017). Debido a esto, es de gran importancia para la humanidad gestionar los recursos hídricos de manera sostenible y de esta forma satisfacer las necesidades de la sociedad, al mismo tiempo que se conservan los ecosistemas lóticos (ríos, arroyos, manantiales) de donde provienen y los servicios que aportan (White et al., 2019).

Las cuencas hidrográficas son sistemas donde existen interrelaciones entre varios componentes de su medio biofísico natural, como el suelo, el agua y sus ecosistemas, así como con otros componentes de origen antropogénico que se encuentran dentro de este territorio (actividades agrícolas, urbanas e industriales) (Galaviz-Villa y Sosa-Villalobos, 2019). Es por esto que la productividad y la calidad del agua en los ecosistemas lóticos están fuertemente asociados a la estabilidad y la integridad de sus zonas ribereñas adyacentes y los bosques río arriba, por lo que disminuciones en la cobertura boscosa causan alteraciones en los regímenes de flujo y en las dinámicas de nutrientes, generando degradaciones en los hábitats y en la calidad de las aguas (Pugh, Pandolfi, Franklin, y Gangloff, 2020).

Una sustancia contaminante de origen natural o antropogénico puede alterar los ecosistemas lóticos y causar efectos adversos sobre la flora, la fauna y los seres humanos que entran en contacto con estas, causando problemas ambientales y afectación a la salud de las personas eventualmente, si la problemática es lo suficientemente persistente (Masindi y Muedi, 2018). Existen varios tipos de contaminantes que pueden ocasionar impactos sobre los recursos hídricos, como agentes patógenos, sustancias inorgánicas, aniones y cationes carcinogénicos, los cuales son emitidos al medio ambiente provenientes de diferentes fuentes de origen natural o antropogénico como lo son el suelo y volcanes, así como la agricultura, la industria y el urbanismo, respectivamente (Ahamad, Madhav, Singh, Kumar, y Singh, 2020).

Los usos del suelo dentro de una cuenca hidrográfica inciden en el tipo de sustancias contaminantes que pueden ingresar en los ríos, independientemente de si estas provengan de origen natural o antropogénico. En el caso de las sustancias de origen antropogénico, estas pueden ingresar de manera directa a través de descargas puntuales de residuos sólidos y líquidos provenientes de actividades urbanas e industriales, o de manera indirecta, también llamada contaminación difusa (no puntual), por medio del aire o arrastradas del suelo por la escorrentía pluvial en suelos erosionados (Galaviz-Villa y Sosa-Villalobos, 2019). Actividades como la agricultura o el urbanismo ocasionan la modificación del ciclo hidrológico, facilitando procesos como la erosión o anegamiento de los suelos, lo que propicia el arrastre de los sedimentos y demás contaminantes depositados en el suelo hasta los cuerpos de agua

superficial a través de la escorrentía ocasionada por la lluvia y las características topográficas de la cuenca (Gastezzi-Arias, Alvarado-García, y Pérez-Gómez, 2016).

Uno de los tipos de contaminantes son los metales pesados (MP's), los cuales se pueden encontrar de manera natural en los ambientes acuáticos y pueden incrementar su concentración en estos ecosistemas debido a la influencia de las actividades humanas, además, por ser tóxicos, estables, no biodegradables y por presentar largos periodos de residencia en los entornos naturales, es que son considerados uno de los contaminantes más peligrosos para el ambiente (Anifowose y Oyebode, 2019). Los ríos son considerados los principales medios de transporte para los MP's, por lo que las concentraciones de estos elementos pueden ser utilizadas como indicadores sensibles de la calidad de estos ecosistemas (Vargas-Solano et al., 2019).

La inhalación, la ingesta y a través de la piel, son los principales medios por los cuales estos elementos ingresan en los organismos y se acumulan en los tejidos, causando efectos tóxicos que dependen del tipo de metal, de la concentración y en algunos casos de la edad del organismo al que afectan (Reyes, Vergara, Torres, Díaz, y González, 2016). Los metales acumulados en los organismos pueden transferirse a través de la cadena trófica por el proceso de biomagnificación, acumulándose en mayores concentraciones en los organismos que se encuentran en los niveles superiores de esta cadena, por lo que este proceso puede llegar a ser perjudicial también para los seres humanos (Puelles-Fernández, 2018).

En los humanos, la exposición a algunos MP's ha sido asociada a una variedad de efectos adversos sobre la salud, entre los que destacan: cáncer, afecciones renales, afectaciones al sistema nervioso, afectaciones al sistema digestivo, afectaciones al sistema respiratorio y afecciones en la piel, entre otras (Rodríguez-Heredia, 2017).

La entrada de MP's de origen antropogénico en los suelos agrícolas es causada mayoritariamente por prácticas como la aplicación de fertilizantes minerales y orgánicos, así como plaguicidas y demás sustancias químicas de uso agrícola, enmiendas orgánicas, lodos de plantas de tratamiento de aguas y aguas residuales domésticas utilizadas para riego (Rueda-Saa, Rodríguez-Victoria, y Madriñan-Molina, 2011). Debido a lo anterior, la subcuenca del río Birrís toma interés para ser evaluada en cuanto a los niveles de MP's en sus aguas y sedimentos, pues está situada en una zona principalmente agrícola, lo que la hace propensa a presentar contaminación por estos compuestos. Es importante destacar que a nivel nacional existen pocos estudios en cuanto a esta problemática, por lo que en este estudio se pretende generar un mayor conocimiento sobre este tema en Costa Rica y a la vez evaluar la existencia de contaminación con estos elementos, que pueda ocasionar el deterioro de este ecosistema y con ello, generar una problemática ambiental mayor a mediano o largo plazo.

1.1 OBJETIVO GENERAL

Evaluar el estado de la calidad de la subcuenca del río Birrís en cuanto a su contenido de metales pesados

1.2 OBJETIVOS ESPECIFICOS

1.2.1 Caracterizar muestras de agua y sedimento de la subcuenca del río Birrís en cuanto a la presencia y concentración de metales pesados

1.2.2 Determinar el nivel de contaminación del agua y sedimento del río Birrís a través del cálculo de indicadores y coeficientes de calidad.

1.2.3 Identificar posibles causas de la contaminación por metales pesados en la subcuenca del río Birrís

2. REVISION DE LA LITERATURA

2.1 SITUACION DE LA SUBCUENCA DEL RIO BIRRI

La importancia económica de la subcuenca del río Birris para el país reside principalmente en la producción agrícola, ya que en ella se producen una gran cantidad de cultivos como pastos y más del 85 % de la producción nacional de hortalizas (papa, zanahoria, cebolla, brócoli, repollo, coliflor y otras hortalizas), los cuales abarcan una gran parte de la subcuenca, con un 42.6 % de la cobertura total, sobre todo en las partes medias y bajas de la subcuenca (Guzmán-Arias, Watson, y Villagra-Mendoza, 2019). Esta zona también presenta gran importancia en la producción de frutas de altura (moras, fresas, naranjilla y aguacate), plantas ornamentales y flores (Ballestero-Vargas y López-Lee, 2017). Los principales cultivos en los cantones de Alvarado, Jiménez, Cartago, El Guarco, Paraíso y Oreamuno para el año 2016 se muestran en el cuadro 2.1.

Cuadro 2.1 Producción de los principales cultivos en los cantones de Alvarado, Jiménez, Cartago, El Guarco, Paraíso y Oreamuno para el año 2016. Fuente: (Ballestero-Vargas y López-Lee, 2017)

Cultivos	Área (ha)	Producción (Ton)
Chayote	407	32 479
Zanahoria	496	14 880
Repollo	415	12 300
Tomate	70	9 465
Remolacha	73	5 812
Lechuga	200	5 400

Además de la agricultura y los pastos, la subcuenca presenta una alta densidad de bosque en las partes altas de la misma, que representa alrededor de un 29 % de la cobertura total (Guzmán-Arias et al., 2019).

Cuadro 2.2 Distribución del uso del caudal de agua de la subcuenca del Río Birris. Fuente: (Guzmán-Arias et al., 2019).

Uso de agua	(%)
Industria	Despreciable
Producción agrícola	8.8
Consumo humano (agua potable)	11.3
Generación hidroeléctrica	79.9
Total	100

El caudal del río Birris es utilizado para varios usos consuntivos y no consuntivos como se observa en el cuadro 2.2. La mayor cantidad del caudal es utilizado para la generación hidroeléctrica con la cual se abastece de energía a los cantones de Alvarado, Oreamuno, Paraíso, Cartago y el Guarco (Guzmán-Arias et al., 2019). Además, en conjunto con la subcuenca del río Paez se abastece de agua potable a las comunidades de Pacayas, Cot, Paso Ancho, Boquerón, Cipreses, San Pablo, Santa Rosa, Irazú Sur, La Pastora, San Juan de Chicué, Potrero Cerrado, Capellades y Cervantes, por medio de manantiales (Artavia-Villar, 2017).

Debido a las actividades urbanas, agropecuarias e industriales, la subcuenca del río Birris presenta graves problemas de contaminación por vertido de aguas residuales de origen domiciliar, desechos sólidos domiciliarios y por desechos de agricultura, como envases de

agroquímicos tanto en el cauce principal como en sus afluentes (Artavia-Villar, 2017). Además, esta zona presenta graves problemas de erosión, con tasas de alrededor de 50 t/ha/año, lo que la hace la subcuenca con la tasa de erosión más alta, perteneciente a la cuenca del río Reventazón (Ballester-Vargas y López-Lee, 2017). Esto es causado por el sobreuso que se le da a las zonas de bosque destinadas a la preservación, las cuales están siendo utilizadas para zonas de cultivos y pastos, ocasionando la degradación de las tierras (Ramírez y Arias, 2011). Este uso agrícola del suelo de manera intensiva, aunado a las fuertes pendientes de los terrenos y a las altas precipitaciones características de la zona, facilita la escorrentía superficial (Bach, 2007).

2.2 FUENTES DE CONTAMINACION DE LOS RIOS

La calidad del agua y los sedimentos de los ríos puede ser afectada por diferentes factores de origen natural (geomorfológicos y ecológicos) y antropogénico, modificando estos recursos hídricos de manera cambiante sobre las escalas temporales y espaciales (Vrebos, Beauchard, y Meire, 2017). Más específicamente, procesos naturales como la erosión, la mineralización del suelo y condiciones meteorológicas, eventualmente impactan la calidad del agua superficial de los ríos, pero el mayor impacto es causado por actividades antropogénicas debido al aprovechamiento de estos recursos, los cuales son de gran importancia para el desarrollo humano (Mena-Rivera et al., 2018).

En el caso de la contaminación antropogénica, esta puede provenir de fuentes puntuales y no puntuales. Las fuentes puntuales son las que tienen un punto específico de origen y que llegan a los ríos por una salida estándar como una tubería o un canal (Environmental Protection Agency [EPA], 2021). Los asentamientos urbanos y los polígonos industriales se encuentran entre las fuentes antropogénicas de este tipo, ya que pueden ocasionar la modificación de los ríos, dado que sus actividades generan descargas de aguas residuales industriales y residenciales, muchas veces sin tratamiento previo (Setia et al., 2020) causando la variación del ciclo hidrológico y la degradación de la calidad de sus aguas a escala local y regional (Zhao et al., 2017).

Las fuentes no puntuales o difusas, provienen de los diferentes usos del suelo y llegan a los cauces de manera aleatoria, por medio de procesos como la escorrentía, las lluvias, drenajes, deposición atmosférica o modificaciones hidrológicas, entre otras (Rojas-González, 2017). La agricultura, la industria y el desarrollo poblacional se encuentran entre los factores causantes de este tipo de fuentes, pues acarrear consecuencias como el uso de pesticidas y fertilizantes, la alteración del uso del suelo, movimientos de tierra y la generación de residuos sólidos y líquidos, propiciando la afectación de la calidad de los suelos (Vrebos et al., 2017). Esta contaminación es movilizadada hasta los ríos y eventualmente hasta el océano ya que la lluvia es el agente erosivo principal de los suelos, ocasionando, a través de procesos como la escorrentía y el escurrimiento, el traslado de sedimentos, materia orgánica (Britannica, 2021) y los contaminantes de origen antropogénico depositados en estos hasta los cauces (Rojas-González, 2017). Esto ocurre, principalmente, debido a la misma concepción de lo que es una cuenca hidrográfica, cuyas características topográficas propician la captación de las lluvias y facilitan el tránsito del escurrimiento y la escorrentía hasta el cauce principal (Galaviz-Villa & Sosa-Villalobos, 2019).

La contaminación de los cuerpos de agua causada por la producción agrícola se ha convertido en una problemática importante a nivel mundial, un ejemplo de esto es China, donde la agricultura ha sobrepasado a la industria y se ha convertido en la fuente principal de contaminación no

puntual del agua, a causa del uso intensivo de insecticidas, herbicidas y fertilizantes (Chen, Wen, Wang, y Nie, 2017). Además, un alto consumo de agua para riego también puede aportar a la contaminación de las aguas subterráneas y superficiales de las zonas agrícolas (Sorando, Comín, Jiménez, Sánchez-Pérez, y Sauvage, 2018).

La contaminación proveniente de las fuentes antes mencionadas se debe a diferentes tipos de agentes y sustancias de origen orgánico e inorgánico, que pueden afectar los cuerpos de agua superficial y sus sedimentos. Entre estos se encuentran los microorganismos patógenos y sustancias como los nitratos, fosfatos, combustibles fósiles, plaguicidas y MP's, entre otras (Nathanson, 2021).

2.3 METALES PESADOS

En la actualidad, no existe una definición específica para los MP's, sin embargo la literatura los ha definido como elementos naturales con un peso atómico grande y una densidad que puede variar de los $3.5 \text{ g/cm}^3 - 7.0 \text{ g/cm}^3$, usualmente aparecen en la tabla periódica como metales de transición y su gravedad específica es por lo menos 5 veces mayor a la del agua (Datta, 2015). Estos elementos se caracterizan por su persistencia en el ambiente, bioacumulación y biomagnificación en los organismos, así como por su toxicidad (Liu, Fan, Bi, Sun, y Tian, 2018). Debido a su toxicidad y los grandes tiempos de residencia en el ambiente que presentan, los MP's pueden acarrear consecuencias negativas para la salud de las personas (Zhang et al., 2019). Se ha comprobado que MP's como el Pb y el Hg tienen efectos neurotóxicos sobre los organismos y en el caso del Cd, genera afecciones sobre órganos como los huesos y el riñón, además, por su característica bioacumulativa, estos elementos pueden tener efectos negativos durante el embarazo, atacando en algunos casos el sistema nervioso y los huesos en formación de los no nacidos (World Health Organization [WHO], 2007).

2.3.1 Posibles fuentes de contaminación de MP's

Los MP's son componentes esenciales de los ambientes de agua dulce en cantidades a nivel de trazas, pero además, los que son emitidos en la tierra, usualmente encuentran su camino a estos ambientes a través del aire, la lluvia y sus interacciones con el entorno (Suliman y Suliman, 2019). La cantidad de estos elementos trazas en un área específica de un curso de agua puede variar por características de origen natural (geológicas, topográficas, químicas, biológicas, climáticas) así como por la influencia proveniente de las actividades antropogénicas (Costa, Tejerina-Garro, y Rocha, 2017).

En muchos estudios se han documentado diferentes orígenes naturales para la emisión de los MP's como lo son las erupciones volcánicas, aerosoles de sal marina, incendios forestales, erosión de las rocas, fuentes biogénicas y partículas del suelo transportadas por el viento, presentándose en el ambiente en forma de hidróxidos, óxidos, sulfitos, sulfatos, fosfatos, silicatos y compuestos orgánicos (Masindi y Muedi, 2018). Qu, Wu, Werner, y Ji (2019) determinaron en su estudio en una cuenca en China, que los enriquecimientos de Pb, Cd y As detectados fueron relacionados directamente con la meteorización de un tipo de roca negra encontrada en la cuenca, la cual se caracteriza por contener este tipo de metales en su composición, en una mayor proporción que el resto de la litología de la zona.

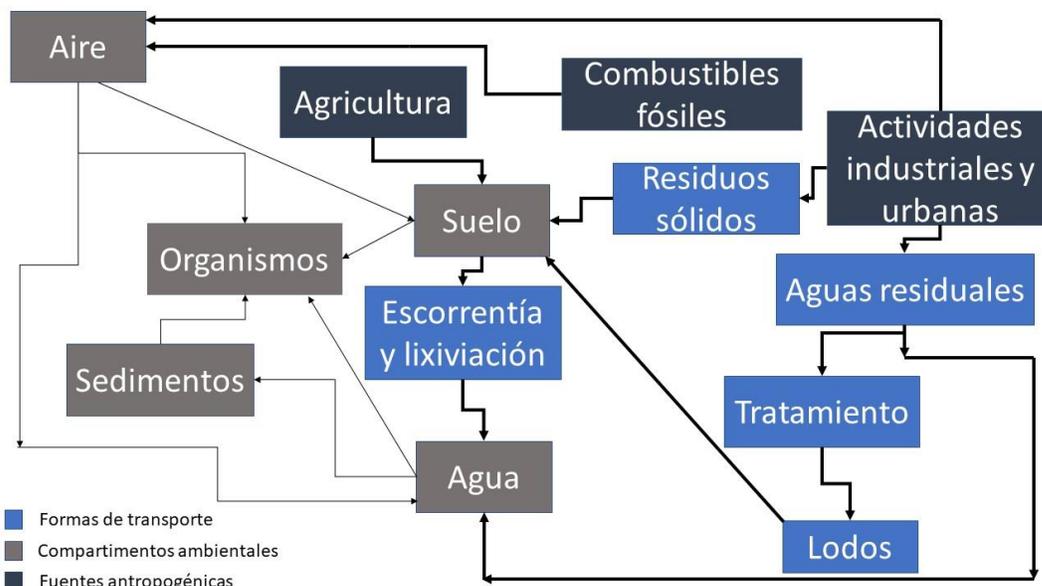


Figura 2.1. Fuentes antropogénicas de los MP's y su ciclo de contaminación. Adaptado de Masindi y Muedi (2018).

Como se puede observar en la figura 2.1, uno de los factores antropogénicos que contribuyen a la contaminación con MP's son las actividades industriales, las cuales pueden inducir a la acumulación de estos compuestos en el suelo por medio de los residuos sólidos y las aguas residuales producto de sus actividades (Zhang et al., 2019). Se ha reportado que MP's como el Ni y el Cr son utilizados en la industria de utensilios metálicos y de aceros inoxidable. El Cr y el Pb también han sido utilizados en aditivos para combustibles fósiles, así como en pigmentos y pinturas (Podsiki, 2008).

El sector agrícola y el desarrollo poblacional también han sido identificados como factores contaminantes de MP's en cuerpos de agua superficial (Zhaoyong, Xiaodong, y Shengtian, 2018) y en suelos aledaños a estos (Bhatti et al., 2018). Akindede et al. (2020) en su estudio en Nigeria, indicaron que los enriquecimientos determinados de Cu, Cd, Pb y As pudieron estar fuertemente influenciados por la actividad agrícola de la zona, así como por la producción y utilización de cemento en esa misma cuenca. Por otro lado, Ustaoglu (2020) también determinó enriquecimientos de Cu y Pb en sedimentos superficiales en un río en Turquía, los cuales fueron asociados estadísticamente a la actividad agrícola local.

Uno de los países más afectados por la contaminación agrícola es China, donde el enriquecimiento de los suelos agrícolas por Cd y Cu está aumentando seriamente a causa del uso excesivo de pesticidas y fertilizantes químicos en ese país (An et al., 2020). Esto debido a que algunos MP's son utilizados en la composición de químicos de uso agrícola como fertilizantes, plaguicidas y herbicidas. Por ejemplo, compuestos a base de Cu y As como el acetato de cobre ($Cu(C_2H_3O_2)_2 \cdot H_2O$), el arsenato de cobre ($As_2Cu_3H_8O_{12}$), la arsenita de cobre (II) ($CuAsHO_3$) y la acetoarsenita de cobre ($C_4H_6As_6Cu_4O_{16}$) son utilizados en insecticidas, fungicidas y herbicidas de uso agrícola (Podsiki, 2008).

Li et al. (2019) en su estudio, mencionan que el uso intensivo de pesticidas es el detonante de los altos niveles de Cu en los suelos agrícolas de China, debido a la dispersión de estos compuestos, los cuales pueden desplazarse a través de la escorrentía y acumularse en los sedimentos de los ríos. También, la presencia de Cu, Pb y Cd fue asociada en este estudio a las emisiones atmosféricas, y a la circulación de vehículos en puntos cercanos a carreras nacionales, debido a la abrasión de las pastillas de freno, emisiones del aceite del motor y el desgarramiento de los neumáticos. La circulación de vehículos también ha sido asociada como actividad generadora de contaminación por Cr (Juchen, Juchen, Hemkemeier, y Poletto, 2018).

En el caso de Latinoamérica, las fuentes principales de contaminación antropogénica por MP's son: la agricultura, la industria, la minería y en el caso de las grandes ciudades, la contaminación urbana (DiMarzio, Lambertucci, Garcia-Fernandez, y Martínez-López, 2019). Cintra et al. (2020) determinaron que existía un enriquecimiento de Cd y Pb en un río de Brasil durante la temporada lluviosa, indicando que pequeñas áreas agrícolas aledañas y los fertilizantes que utilizaban, pudieron haber influido en este enriquecimiento. También en Brasil, se determinaron concentraciones anómalas en una serie de muestras de sedimento tomadas río arriba en la zona de estudio, las cuales fueron atribuidas a actividades mineras realizadas años atrás en esta área (Biscotto-Davila, Ferreira-Fontes, Almeida-Pacheco, y DaSilva-Ferreira, 2019). Otros estudios en Brasil, referidos a la presencia de As en zonas costeras, señalan que actividades antropogénicas río arriba como la minería de oro y hierro, la producción de agroquímicos y la fundición de metales aumentan las concentraciones de As en las aguas y los sedimentos de estas zonas (Baeyens et al., 2019).

Varios estudios en Latinoamérica y en el Caribe también revelaron que la contaminación con Hg determinada puede estar asociada a factores antropogénicos como las descargas de aguas residuales, la minería, la agricultura, actividades industriales y la extracción de hidrocarburos (DiMarzio et al., 2019).

2.3.2 Transporte de MP's

Una vez que son emitidos de las fuentes antropogénicas o naturales, los MP's pueden ser transportados y depositados en el ambiente a través de las lluvias e inundaciones (Le Gall et al., 2018) e inclusive por medio de corrientes de aire (Krupa, Barinova, y Romanova, 2018). El ingreso en los ríos se puede dar de manera directa o indirecta, por medio de procesos como la lixiviación y escorrentía superficial, donde en los cauces, son transportados y pueden llegar a ser precipitados en los sedimentos de las zonas donde los flujos de agua disminuyen, lo que genera contaminaciones ambientales de larga duración (Feng, Bao, Yunpeng, Lizi, y Xiao, 2019). La movilidad de estos elementos traza en los cauces depende principalmente de la especiación química que presenten, ya que los MP's unidos a minerales primarios o a coprecipitados con fases minerales secundarias de precipitados, presentan una menor movilidad que las especies que se encuentran disueltas en el agua (Barats et al., 2019).

Modificaciones en el uso del suelo, como movimientos de tierra en la agricultura, el crecimiento industrial y la escorrentía fluvial puede traer consecuencias en la calidad del agua y en el transporte de los MP's, debido a los procesos de transformación que sufren los sedimentos en los ríos, como dilución, adsorción, desorción, resuspensión y deposición (Myangan, Kawahigashi, Oyuntsetseg, y Fujitake, 2017).

El incremento en los caudales de los ríos en las estaciones húmedas también favorece la resuspensión de sedimentos, liberando así los metales acumulados, pero las concentraciones de metales disueltos en el agua son influenciadas por otras fuentes de resuspensión, como derrames accidentales o eventos localizados causados por actividades antropogénicas (Lundy, Alves, Revitt, y Wildeboer, 2017). Imran et al. (2021) menciona en su estudio que las mayores concentraciones de MP's se determinaron en las épocas donde los caudales presentan los niveles más bajos del año, mientras que las concentraciones menores fueron determinadas cuando los caudales están en su punto máximo del año, lo que indica que procesos como, la dilución o concentración causadas por la variación anual en los caudales de los ecosistemas lóticos también tienen incidencia en los niveles de MP's.

Algunos factores ambientales son los encargados de explicar las fuentes y distribución de la contaminación con MP's, tanto en el agua como en los sedimentos de los ríos. En el caso de los sedimentos, propiedades como el pH, contenido de materia orgánica (OM) y contenido de arcilla, intervienen en la movilidad de los MP's, mientras que en las aguas, son las características fisicoquímicas como el pH, oxígeno disuelto y contenido de sales, los factores que determinan esta movilidad (Tian et al., 2020).

Por otro lado, en el suelo, la movilidad y la disponibilidad de los MP's también puede verse afectada por características como el pH, contenido de materia orgánica y la textura de cada suelo (Bhatti et al., 2018). Estos MP's acumulados en los suelos, pueden eventualmente ser transportados hasta ríos y demás ambientes acuáticos por medio de procesos de escorrentía pluvial (Gao et al., 2019).

2.3.3 Interacción MP agua-sedimento

Las interacciones agua-sedimento varían dependiendo de cada elemento traza y sus características químicas, sin embargo, la concentración de los cationes metálicos disueltos tiende a aumentar a pH's ácidos, mientras que los pH's básicos facilitan la adsorción de estos elementos en los sedimentos, esto puede variar a través de una reacidificación del medio cambiando el flujo de metales de vuelta a la columna de agua y viceversa (Mantero et al., 2020, p. 2).

Akindele et al. (2020) concluyeron en su estudio que los sólidos disueltos favorecen el incremento de las concentraciones de MP's en aguas superficiales mucho más que los sólidos suspendidos. Además, la incorporación de las especies disueltas y suspendidas a algunos sedimentos depende también de las características de los sedimentos donde se vayan a depositar, pues una mayor presencia de materia orgánica, arcilla y limo en los sedimentos favorecen la acumulación de los MP's (Sojka, Siepak, Jaskuła, y Wicher-Dysarz, 2018). Varios estudios han encontrado correlaciones positivas entre las concentraciones de MP's determinadas en las columnas de agua y en los sedimentos bentónicos, que indican que este tipo de sedimentos funcionan como sumideros para estos elementos (Akindele et al., 2020).

2.3.4 Consecuencias en ambiente y en la salud humana de la contaminación por MP's

Algunos MP's pueden ser necesarios para el desarrollo de algunas funciones celulares normales en los organismos, más sin embargo, una exposición alta o prolongada puede llevar a alteraciones neurotóxicas, genotóxicas y carcinogénicas a través de mecanismos como el estrés

oxidativo (DiMarzio et al., 2019). La fauna acuática es la más afectada por la exposición a los MP's debido a la acumulación de estos compuestos de forma irreversible y progresiva en su entorno o en sus tejidos externos e internos (Anifowose y Oyebode, 2019). Sulieman y Suliman (2019) encontraron concentraciones de MP's en la piel, agallas y órganos de peces provenientes de la desembocadura de un río específico y mencionaron que estos funcionan como indicadores de la presencia de estos elementos trazas en los cuerpos de agua superficial.

En ríos con concentraciones de MP's, se ha determinado que las acumulaciones de estos compuestos en el tejido muscular de los peces son menores que los encontrados en sus entrañas, a pesar de esto, es igualmente importante monitorear los niveles en los tejidos musculares debido a que la parte más consumida por las personas (Nyeste et al., 2019). Liu, Fan, Liao, Chen, y Yang (2017), sugieren que los ríos son las fuentes que más aportan concentraciones de sedimentos y MP's a los ambientes marinos en los que desembocan, llevando consigo los riesgos ambientales asociados a estos compuestos hasta las bahías y demás zonas costeras.

En el caso de los humanos, los MP's pueden entrar al cuerpo a través de la comida, el agua, el aire o la piel y se vuelven tóxicos al no poder ser metabolizados acumulándose en los tejidos blandos, lo que ha quedado demostrado en varios estudios (Masindi y Muedi, 2018).

Los MP's depositados en los suelos agrícolas pueden generar una afectación a la salud humana al entrar en la cadena alimenticia, debido a su persistencia y no biodegradabilidad, por lo que en lugares como China, donde esta problemática se ha intensificado hasta niveles críticos, el Ministerio Chino de Protección Ambiental (MEPPRC) ha considerado elementos como el Pb, Cd, Ni, Be (Berilio), Cu, Cr, As, Hg y Ti (Titanio), contaminantes de control prioritario (Deng, Liu, Li, y Yang, 2020). Anifowose y Oyebode (2019) también mencionan que la exposición a MP's ha sido identificada como la causante de algunos problemas en la salud de las personas, como cánceres, retrasos en el desarrollo, problemas renales e incluso la muerte.

Para conocer los riesgos en salud, se utilizan metodologías de riesgo como el Human Health Risk Assessment, el cual "estima la naturaleza y probabilidad de los efectos adversos en la salud humana, por exposición a la contaminación ambiental de químicos, ahora o en el futuro" (EPA, 2016). A nivel mundial, la "Organización Mundial de la Salud" (OMS) brinda parámetros para el agua de consumo humano en su guía "directrices para la calidad del agua potable", que indica los límites a partir de los cuales, podrían existir consecuencias en la salud de las personas (WHO, 2017). Los límites máximos permitidos para el contenido de MP's en agua para consumo, son los mostrados en el cuadro 2.3:

Cuadro 2.3. Valores mínimos permitidos para el contenido de MP en agua para consumo. Fuente. (WHO, 2017)

Parámetro	Valor admisible (mg/l)
Cobre (Cu)	2,0
Plomo (Pb)	0,01
Arsénico (As)	0,01
Mercurio (Hg)	0,006
Níquel (Ni)	0,07
Cromo (Cr)	0,05
Cadmio (Cd)	0,003

2.3.5 Evaluación de la contaminación por MP's en agua y sedimento

Los niveles de MP's en aguas superficiales, capas superficiales del suelo o en los sedimentos, deben ser evaluados de alguna manera debido a que la mera cuantificación de las concentraciones totales de MP's no ofrece, por sí sola, indicios concluyentes del nivel de contaminación existente, debido a que son elementos que se encuentran de forma natural en el ambiente (Guzmán et al., 2019).

Para evaluar los niveles de contaminación por MP's en sedimentos se necesitan valores de referencia con los cuales comparar los resultados obtenidos en los estudios. En Costa Rica, sólo existen valores de referencia para las aguas, tanto potables como superficiales, por lo que, a falta de valores de referencia propios del país para la evaluación de la contaminación en sedimentos, se profundizó en algunas normativas a nivel mundial que pueden ser utilizadas para este fin. Entre las estudiadas para este trabajo se encuentran: Lineamientos sobre Niveles de Evaluación para Suelo, Sedimento y Agua de Bentley Delivery Centre en Australia, Lineamientos para la evaluación de sedimentos del Ministerio de Infraestructura y Ambiente de los Países Bajos y el Manual Guía para la Evaluación de Sedimentos Contaminados en Ecosistemas de Agua Dulce de la EPA (State of Netherlands, 2007) (Department of Environment and Conservation [DEC], 2010) (EPA, 2002).

Parámetros australianos

Los parámetros de las "Pautas de Australia y Nueva Zelanda para la calidad del agua dulce y marina" están basados en la peligrosidad de la contaminación de los sedimentos en su estado natural en un cuerpo de agua y consisten en dos concentraciones referencia, la primera representando un valor de activación ISQG-Low con el cual se espera que las concentraciones superiores a este valor no causen efectos biológicos adversos frecuentemente, mientras que la concentración superior ISQG-High es el valor que representa el límite a partir del cual se espera que los efectos biológicos adversos ocurran más frecuentemente (DEC, 2010).

Las acciones recomendadas por esta normativa indican que cuando las concentraciones determinadas sean inferiores al ISQG-Low no se realiza ninguna acción, cuando estas sean superiores al ISQG-Low pero inferiores al ISQG-High se debe realizar una evaluación con

respecto a los valores de referencia o de fondo determinados para la zona de estudio (DEC, 2010).

En el caso de que las concentraciones determinadas sean superiores al ISQG-High se debe completar una evaluación de los factores que controlan la biodisponibilidad de los contaminantes donde, si se determina que las concentraciones biodisponibles calculadas son inferiores al ISQG-Low, no se requieren más acciones para ese contaminante, en caso contrario a esto, ósea, si las concentraciones biodisponibles exceden el ISQG-Low, entonces se deben realizar pruebas de toxicidad, donde los contaminantes que resulten tóxicos requerirán acciones de remediación (DEC, 2010). Los valores establecidos para estas concentraciones se muestran en el cuadro 2.4.

Cuadro 2.4. Parámetros de referencia para la evaluación de los sedimentos. Fuente: (DEC, 2010)

Metal	ISQG-Low (mg/kg)	ISQG-High (mg/kg)
Cu	65	270
As	20	70
Cr	80	370
Pb	50	220
Ni	21	50
Cd	1.5	10
Hg	0.15	1

Parámetros de los Países Bajos

La guía de los niveles de evaluación para los sedimentos dada por los Países Bajos proviene de un decreto para calidad del suelo (Soil Quality Decree) enmarcado en una ley establecida para este mismo fin (Soil Quality Act). Este documento ofrece la posibilidad de determinar los efectos del sedimento en los estándares legales y los límites de riesgo relevantes para el aprovechamiento por parte de los interesados (State of Netherlands, 2007).

Para el uso y la manipulación de los sedimentos dragados existen reglas utilizadas para su clasificación, las cuales están establecidas en el “Decreto para la calidad del suelo” que distingue entre un marco genérico y uno regionalmente específico. Entre los valores que brinda el decreto para cada sustancia a evaluar incluyen, un valor de fondo que funciona como referencia para el marco legal y una serie de límites permisibles para cada uso que se le desee dar a los sedimentos dragados, entre los que incluye uso residencial e industrial, entre otros (State of Netherlands, 2007). Para efectos de este trabajo se utilizarán los valores de fondo brindados como referencia en el decreto. El cuadro 2.5 señala los valores de fondo dados por esta reglamentación para los MP’s estudiados.

Cuadro 2.5 Valores de fondo estipulados en el decreto para calidad de los suelos de Países Bajos. Fuente: (State of Netherlands, 2007)

Metal	Valores de fondo (mg/kg)
Cu	40
As	20
Cr	55
Pb	50
Ni	30
Cd	0.60
Hg	0.15

Pautas numéricas para la calidad de los sedimentos de la EPA (SQG)

Las pautas numéricas para la calidad de los sedimentos (SQG por sus siglas en inglés), han sido desarrolladas por varias agencias norteamericanas tanto para ecosistemas marinos como de aguas dulces, utilizando una variedad de enfoques que dependen de los receptores que se deben considerar, el grado de protección que se debe brindar, el área geográfica a la que se destinan los valores a aplicar y los usos previstos (MacDonald, Ingersoll, y Berger, 2000).

Los SQG han sido derivados con una variedad de métodos teóricos basados en modelos de partición de equilibrio y métodos empíricos, a través del análisis de datos de efectos biológicos y químicos recopilados en campo, por lo que han demostrado ser una herramienta muy útil para la evaluación de la calidad de los sedimentos en dichos ecosistemas cuando se combinan con otras herramientas como pruebas de toxicidad para los sedimentos (Long, Ingersoll, y MacDonald, 2006).

Algunos de los tipos de SQG derivados son la Concentración de Efecto Umbral (TEC = Threshold Effect Concentration) y la Concentración de Efecto Probable (PEC = Probable Effect Concentration), los cuales reflejan valores experimentales basados en los efectos adversos que los contaminantes puedan tener sobre los organismos que habitan en los sedimentos. (Long, Ingersoll, y MacDonald, 2006). En el caso del (TEC), este tipo de SQG representa la concentración por debajo de la cual se espera que ocurran efectos adversos solo en raras ocasiones, mientras que el (PEC), representa la concentración por encima de la cual se espera que ocurran efectos adversos con frecuencia (MacDonald et al., 2000).

La evaluación de las concentraciones de MP's en los sedimentos utilizando los SQG puede realizarse basándose en los valores (PEC), estimando el coeficiente del Nivel de Efecto Probable (PEL-Q), el cual utilizando uno de los valores dados para este tipo de SQG como referencia, llamado Nivel de Efecto Probable (PEL = Probable Effect Level) (Ke, Bao, Qi, Huang, y Zhang, 2018). Además, para estimar la contribución de cada sustancia a la toxicidad total de los sedimentos existen las Unidades Toxicológicas (TU =Toxicological Unit), las cuales se evalúan utilizando los valores consensuados por (MacDonald et al., 2000), para los (TEC) y (PEC). La clasificación establecida para el uso de este coeficiente se muestra en el cuadro 2.6

Cuadro 2.6 Clasificación establecida por los estudios consultados para el cálculo de los SQG-Q

Estudio	Rango SQG-Q	Impacto
(Ke et al., 2018)	< 0.1	No impactado
	0.1 - 1	Moderado
	> 1	Altamente impactado

En los cuadros 2.7 y 2.8 se muestran los valores establecidos para los SQG (TEC) y (PEC) respectivamente, dados por varios autores, así como los valores consensuados para América del Norte por (MacDonald et al., 2000), quienes concluyeron en su estudio que estos valores de referencia son de gran confiabilidad a la hora evaluar la calidad de sedimentos provenientes de ecosistemas de agua dulce.

Cuadro 2.7. Valores SQG de concentraciones de efecto umbral (TEC). Fuente: (MacDonald et al., 2000)

Metal	Concentración de efecto umbral (mg/kg)					
	TEL	LEL	MET	ERL	TEL-HA28	TEC Consensuado
Cu	35.7	16	28	70	28	31.6
As	5.9	6	7	33	11	9.79
Cr	37.3	26	55	80	36	43.4
Pb	35	31	42	35	37	35.8
Ni	18	16	35	30	20	22.7

TEC = concentración de efecto umbral, TEL = nivel de efecto umbral, LEL = Nivel de efecto más bajo, MET = Umbral de efecto mínimo, ERL = rango de efectos bajo, TEL-HA28 = Nivel de efecto umbral para Hyalella azteca.

Cuadro 2.8. Valores SQG de concentraciones de efecto probable (PEC). Fuente: (MacDonald et al., 2000)

Metal	Concentración de efecto probable (mg/kg)					
	PEL	SEL	TET	ERM	PEL-HA28	PEC Consensuado
Cu	197	110	86	390	100	149
As	17	33	17	85	48	33
Cr	90	110	100	145	120	111
Pb	91.3	250	170	110	82	128
Ni	36	75	61	50	33	48.6

PEC = concentración de efecto probable, PEL = nivel de efecto probable, SEL = Nivel de efecto más bajo, TET = Umbral de efecto toxico, ERM = rango de efectos medio, PEL-HA28 = Nivel de efecto probable para Hyalella azteca.

Grado de contaminación (CD) para la evaluación de las muestras de agua

Para la evaluación de las aguas superficiales, se han desarrollado tanto el factor de contaminación (CF) como el grado de contaminación (CD).

El CF es un cociente que evalúa la contaminación causada por una sustancia o elemento específico en una muestra dada, relacionándolo con una concentración de referencia. Cuando se evalúan varias sustancias en un mismo cuerpo de agua, la suma de los CF resume los efectos

combinados de todas estas sustancias analizadas, dando como resultado el CD. El CD permite clasificar las concentraciones encontradas en el agua de todos los contaminantes evaluados como una unidad, con el fin de estimar el nivel de contaminación total del agua y los efectos combinados que puedan tener sobre el medio ambiente y la salud de las personas (Ghadimi, Hajati, y Sabzian, 2020).

El estándar establecido para cada metal y la media geométrica de un MP pueden ser utilizadas como valores de referencia, esta última puede ocasionar variaciones en el cálculo del (CD) (Egbueri, Ameh, Ezugwu, y Onwuka, 2020). La clasificación establecida para el uso de este índice se muestra en el cuadro 2.9.

Cuadro 2.9 Clasificaciones establecidas por los estudios consultados para el cálculo de CD

Estudio	Matriz	Rango CD	Clasificación
(Ghadimi et al., 2020)	Agua superficial	< 1	Bajo
		1 - 3	Medio
		> 3	Alto
(Egbueri et al., 2020)	Agua subterránea	< 8	Bajo
		8 - 16	Moderado
		16 - 32	Considerable
		> 30	Muy alto

2.4 ESTUDIOS DE METALES PESADOS EN COSTA RICA

A nivel nacional se han realizado muy pocos estudios acerca de la contaminación con MP's, sus riesgos en salud o sus consecuencias ambientales. Los estudios consultados revelan la existencia de estas problemáticas en los ecosistemas nacionales.

Sandoval-Herrera et al. (2016), investigaron la presencia de mercurio (Hg) total en tejidos musculares de 4 tipos de peces elasmobranchios, en la costa pacífica del país y determinaron que las concentraciones halladas en este estudio fueron menores a las encontradas en especies similares de otras regiones. La concentración promedio mayor fue de $(0.52 \pm 0.25 \text{ mg/kg})$ determinada para la especie *Torpedo peruana*. Además, solo una muestra superó el límite sugerido para consumo, indicando que la contaminación por Hg total en las costas del Pacífico Costarricense y posiblemente de Centroamérica es mínima.

Herrera Núñez, Rodríguez Corrales, Coto Campos, Salgado Silva, y Borbón Alpizar (2015) determinaron altas concentraciones de Cd, Ag, Se, Sn, Ni, Cr, Cu, B, Zn, Hg, Ba, Pb, Mn, As y Al en sedimentos del río Pirro, en la provincia de Heredia, cuya microcuenca presenta descargas de aguas residuales sin tratamiento e infiltración de aguas negras, así como actividades agrícolas, metalúrgicas y metalmecánicas en su parte alta, por lo que la distribución de los contaminantes no presentó un comportamiento homogéneo ni un patrón geográficamente definido. Según lo indicado en el estudio, las concentraciones fueron muy elevadas para la mayoría de las sustancias analizadas, pero no se realizó la comparación con ningún valor de referencia propio de la zona o de alguna fuente internacional.

García-Céspedes, Acuña-González, y Vargas-Zamora, (2004), examinaron sedimentos de 4 zonas costeras costarricenses para determinar la presencia de Fe, Zn, Cu y Pb. Sus resultados arrojaron que la Bahía de Golfito presentó las mayores concentraciones de Fe (5.8%), Cu ($87 \mu\text{g} / \text{g}$) y Zn

(96 $\mu\text{g/g}$), siendo las más contaminadas en este estudio, mientras que la mayor concentración de Pb (6.4 $\mu\text{g/g}$) se determinó en la Bahía de Moín. Se estableció a la Bahía de Golfito como la zona de estudio más contaminada. En el caso de la Bahía de Moín y el Golfo de Nicoya se establecieron en una zona intermedia mientras que la Bahía culebra por su parte, se reportó como una zona poco contaminada, ya que presentó las menores concentraciones de los compuestos en cuestión.

Montero Campos, Quesada Kimsey, Ledezma Espinoza, y Sandoval Mora (2010), realizaron análisis para la determinación de As (III) en muestras de agua de nacientes utilizadas como reservorios de agua para consumo humano, en la provincia de Cartago, más específicamente, en cuencas de los cantones de Oreamuno, Central, Paraíso y Alvarado. Se determinó que ninguna de las muestras analizadas contenía cantidades cuantificables al no superar el límite de cuantificación de (5 $\mu\text{g/L}$) del método utilizado, a pesar del alto riesgo de la zona por su naturaleza volcánica. Esto fue atribuido a la gran oferta hídrica de la zona, la cual presenta zonas de recarga de nacientes relativamente protegidas, generando aguas subterráneas de buena calidad y con menor influencia de rocas volcánicas debido que se convierten eventualmente en aguas superficiales.

3. METODOLOGIA

Este estudio es parte del proyecto “Elaboración de un modelo para predecir la vulnerabilidad de MP’s en agua y sedimentos en distintas regiones del país” el cual cuenta con financiamiento de la Vicerrectoría de Investigación del Tecnológico de Costa Rica (VIE).

3.1 ZONA DE ESTUDIO

La subcuenca del río Birris (Ver figura 3.1) cuenta con un área de 83.5, se ubica en la provincia de Cartago y sus aguas reciben influencia desde los cantones de Alvarado, Oreamuno, y Paraíso. El área de la subcuenca se ubica entre las coordenadas 551 000 – 561 000 Este y 205 000 – 218 000 Norte basado en las coordenadas Lambert Norte. La subcuenca se encuentra entre los 100 y 3400 msnm, desde su desembocadura en el río Reventazón, hasta su nacimiento en las faldas del volcán Irazú, respectivamente. Los suelos presentes en la cuenca son profundos de origen volcánico, clasificados en su mayoría como Andisoles (Guzmán-Arias, Watson, y Villagra-Mendoza, 2019). Además, presenta una precipitación media anual de 2500 mm y temperatura promedio anual de 20°C (Aguilar-Torres, 2021).

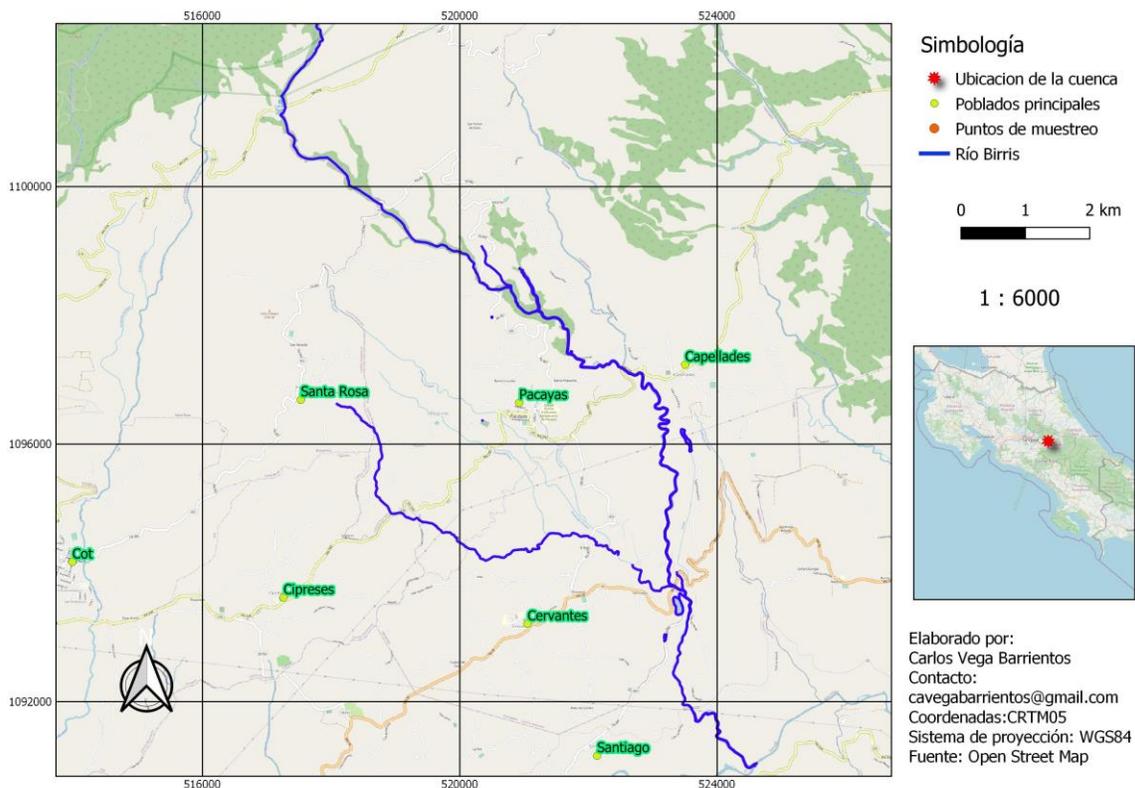


Figura 3.1. Mapa de la subcuenca del río Birris

Esta subcuenca pertenece a la tercera cuenca más grande del país, la cuenca alta del río Reventazón, que abarca un área total de 2800 km², equivalentes al 5.2% del territorio nacional, limitando al sur con la cuenca del río Guayabo, al norte con Barra Parismina, al este con el

cantón de Siquirres y al oeste con los cantones de Pococí y Guácimo. Su desembocadura se encuentra en el Mar Caribe (Ballestero-Vargas y López-Lee, 2017).

El río Birrís presenta un relieve con una fuerte pendiente de 2139 m y fluye a través de 15,4 km de distancia. Esta subcuenca se caracteriza por poseer una gran cantidad de ríos tributarios, donde destaca la quebrada Pacayas al ser el mayor de estos afluentes (Marchamalo, Springer, Acosta, González-Rodrigo, y Vásquez, 2018).

3.2 RECOLECCION DE MUESTRAS

Se seleccionaron seis puntos de muestreo a lo largo de la subcuenca del río Birrís, tomando en cuenta puntos de la subcuenca alta, media y baja, de acuerdo con su localización y facilidad de acceso a sus márgenes. Los puntos seleccionados fueron Birrís 1 (Irazú- nacimiento), Birrís 2 (CTP-Pacayas), Birrís 3 (Casa-Puente), Birrís 4 (Empacadora), Birrís 5 (Jasec) y Birrís 6 (Puente-Abajo), la localización de estos sitios puede ser observada en la figura 3.2.

Los puntos de muestreo fueron seleccionados por medio del uso de Google Maps y las expediciones de campo realizadas. Luego fueron añadidos un mapa de información geográfica para su posterior análisis a través del software libre Qgis 3.10.14.

Se realizaron cuatro giras de muestreo entre los meses de diciembre (2019) y mayo (2020). Cabe destacar que en los meses de marzo y abril 2020 no se realizaron giras debido a las restricciones impuestas por motivo de la pandemia causada por el virus SARS- CoV-2.

En cada muestreo se recolectó una muestra de agua para el análisis por cada punto de muestreado, así como una segunda muestra utilizada para el análisis N1. Este muestreo se realizó de manera simple- En el caso de los sedimentos, el muestreo se realizó de manera compuesta recolectando dos muestras por sitio en cada muestreo realizado. Cabe destacar que en el muestreo 1, no se recolectaron muestras en el sitio Birrís 6 debido a que este sitio no había sido identificado, mientras que en el muestreo 4 no se recolectaron muestras en el sitio Birrís 1 debido a que la finca donde se encontraba el sitio fue cerrada debido a la pandemia (Ver cuadro 3.1).

Cuadro 3.1 Giras de muestreo realizadas

Gira de Muestreo	Mes	Sitios muestreados
Muestreo 1	Diciembre 2019	5
Muestreo 2	Enero 2020	6
Muestreo 3	Febrero 2020	6
Muestreo 4	Mayo 2020	5

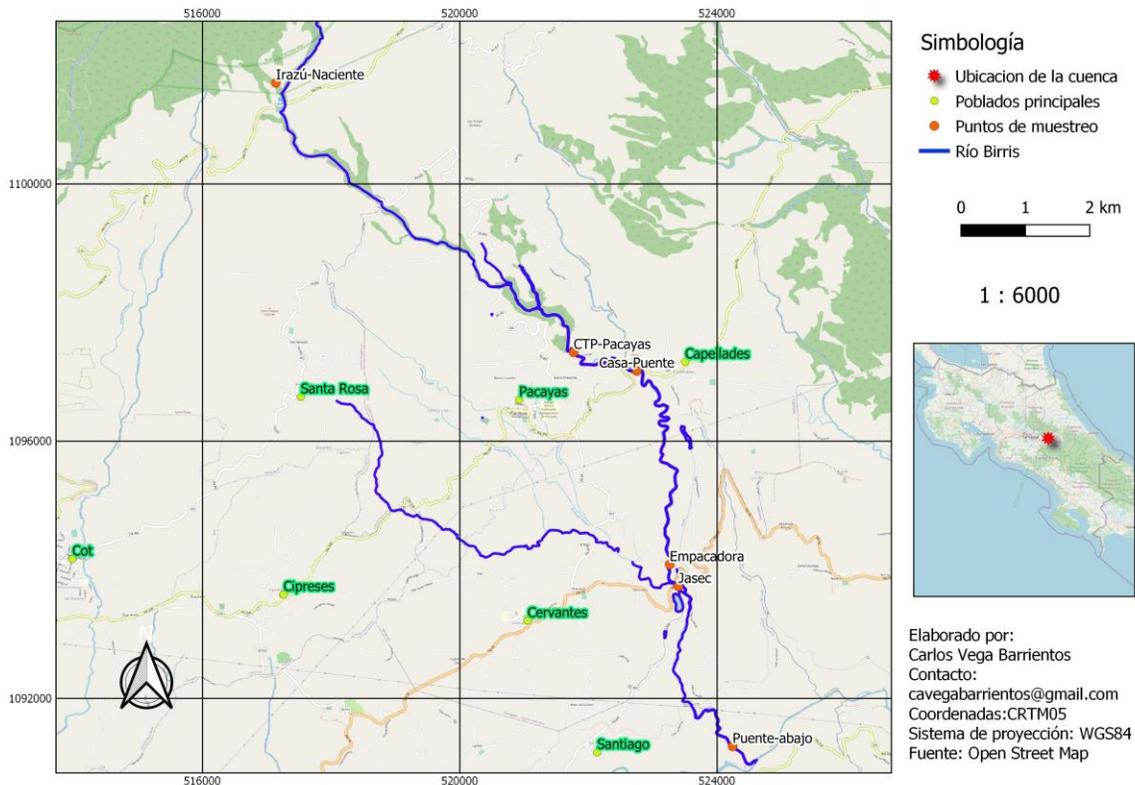


Figura 3.2. Mapa de los puntos de muestreo seleccionados

3.2.1 MP's escogidos y su criterio de selección

El criterio de selección fue en base al análisis de una serie de estudios internacionales, los cuales han asociado la presencia de estos MP's a problemas de contaminación, provenientes de fuentes tanto naturales como antropogénicas en diferentes partes del mundo.

Los MP's analizados y evaluados en las muestras de agua y sedimento del río Birris fueron los siguientes: Pb, cromo total (Cr), Cd, Hg, Cu, As y Ni.

3.2.2 Muestreos de agua

Las muestras de agua se tomaron en botellas plásticas tipo PET (Ver figura 3.3) previamente ambientadas que se transportaron en hieleras y se almacenaron en refrigeradores a temperatura menor de 5 °C, siguiendo el método 1060 del "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 23rd edition, 2017". En cada muestreo se tomaron dos muestras para cada punto de manera diferenciada y marcadas tanto para la medición del nivel 1 (color, turbidez, conductividad, pH) como para el análisis de MP's como tal. La botella de análisis fue acidificada con HNO₃ concentrado hasta un pH inferior a 2 para su preservación.

3.2.3 Muestras de sedimentos

Las muestras de sedimentos se tomaron por duplicado de manera compuesta y a nivel superficial en las orillas del cauce, mediante el uso de espátulas plásticas. Estos se guardaron en bolsas plásticas de polietileno con cierre hermético, se transportaron y almacenaron a temperatura ambiente.



Figura 3.3. Muestras de agua y sedimento recolectadas en Birris 2.

3.3 CARACTERIZACION FISICOQUÍMICA DE LAS AGUAS

A todas las muestras de agua recolectadas específicamente para este fin se les realizó los análisis en el laboratorio de los parámetros: color, turbiedad, conductividad y pH. Para cada parámetro analizado se utilizaron equipos de medición del Centro de Investigación y de Servicios Químicos y Microbiológicos (CEQIATEC) (cuadro 3.2):

Cuadro 3.2 Equipos de medición utilizados para los parámetros N1.

Parámetro	Equipo	Marca/Modelo	Límite de detección
Color	Colorímetro	Checker®HC HI 727	500 ± 10 (PCU)
Turbidez	Turbidímetro	HI 98713-02	1000 ± 0.1 (FNU)
Conductividad	Medidor de conductividad	Thermo Scientific™ Orion™ Star A222	3x10 ⁶ ± 0.01 (μS/cm)
pH	Medidor de pH	Thermo Scientific™ Orion™ Star A211	20 ± 0.002

3.4 CARACTERIZACION FISICOQUÍMICA DE LOS SEDIMENTOS

El análisis de textura del suelo fue realizado por el Laboratorio de Recursos Naturales del Centro de Investigaciones Agronómicas (CIA) de la UCR a través del método Bouyoucos. En el caso del análisis químico de los sedimentos se realizó en el Laboratorio de Suelos y Foliareos también del CIA de la UCR. Este último análisis abarcó los siguientes parámetros, cuadro 3.3:

Cuadro 3.3. Métodos utilizados para los parámetros fisicoquímicos de los sedimentos.

Parámetro	Método
pH del agua	Olsen modificado
Carbono total (CT)	Autoanalizador de C/N por combustión seca
Nitrógeno total (NT)	Autoanalizador de C/N por combustión seca
Relación carbono-nitrógeno (C/N)	Autoanalizador de C/N por combustión seca
Conductividad eléctrica (CE)	Olsen modificado

3.5 TRATAMIENTO PREVIO DE LAS MUESTRAS

3.5.1 Digestión de las muestras de agua

La digestión de las muestras de agua se llevó a cabo en el Laboratorio de Aguas del CIPA, en plantillas eléctricas Corning 6795-420D PC-420D propiedad del CEQIATEC mediante una modificación de la metodología 3030 F del “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” (APHA, 2017) según lo siguiente:

1. Las muestras de agua deben ser llevadas a temperatura ambiente previo al proceso de digestión
2. La digestión se realizó con volúmenes de 50 ml de muestra, 5 ml de HNO₃ concentrado y 5 ml de HCl concentrado. Esta disolución ácida se digirió en plantillas a temperaturas de entre 70 y 75 °C durante aproximadamente 16 horas efectivas, hasta alcanzar un volumen aproximado < 5 ml.
3. Una vez digerida la muestra, el volumen restante fue trasvasado y aforado a 50 ml con agua destilada. Por último, se almacenaron en recipientes plásticos a 5 °C hasta su análisis.

3.5.2 Digestión de las muestras de sedimentos

Esta digestión se realizó por medio de una modificación del método USEPA 3051 (EPA, 2007) para digestión a través de microondas.

1. Las muestras se secaron en recipientes de cerámica los cuales se introdujeron en una incubadora a 45 °C por 48 horas.
2. Las muestras secas se pulverizaron y tamizaron a través de un tamiz de 0.25 mm.
3. La digestión se realizó pesando alrededor de 0.5 g de muestra medidos en una balanza analítica Pioneer 110g X 0.1mg PA114 | E. Luego se le agregó 7.5 ml de HNO₃ y 2.5 ml de HCl (el método USEPA 3051 indica 9 ml de HNO₃ y 1 ml de HCl) dentro de los vasos de digestión del microondas. Se dejaron reposar por 10 minutos para una predigestión.
4. La digestión en el microondas se realizó en tres pasos a diferentes temperaturas, tiempos y potencias. La programación utilizada en el sistema de digestión por microondas Speedwave® de Berghof fue la recomendada para sedimentos por el manual de uso de este aparato, (Ver cuadro 3.4):

Cuadro 3.4 Programación utilizada para la digestión de las muestras en el microondas.

Paso	1	2	3
T (°C)	140	160	175
Potencia (%)	80	85	90
Tiempo (min)	5	5	20

5. Una vez digeridas, los volúmenes restantes de las muestras acidificadas debieron ser filtradas a través de filtros de papel para eliminar los residuos sólidos y trasvasadas a valones aforados. La disolución ácida se aforó a un volumen de 50 ml con HNO₃ al 2% y se almacenó en recipientes plásticos a 5 °C hasta su análisis.

3.6 ANALISIS DE MP'S

3.6.1 Medición de las concentraciones

Las disoluciones ácidas resultantes de las digestiones tanto de las aguas como de los sedimentos fueron analizadas por medio de espectrometría de absorción atómica, utilizando el espectrómetro de absorción atómica marca Perkin-Elmer modelo AAnalyst-800 del Centro de Investigación y de Servicios Químicos y Microbiológicos (CEQIATEC), figura 3.4. El Hg fue medido mediante la técnica de generación de hidruros, mientras que los metales restantes (Cr, Ni, Pb, Cd, Cu y As) fueron analizados por medio de horno de grafito para la determinación de concentraciones a nivel de trazas. Los límites de detección del equipo se muestran en el cuadro 3.5.

Cuadro 3.5 Límites de detección para la técnica utilizada.

Metales	Límite de detección (mg/l)
As	0.005
Cd	0.002
Cr	0.005
Cu	0.2
Hg	0.001
Ni	0.005
Pb	0.01



Figura 3.4 Espectrómetro de absorción atómica marca Perkin-Elmer modelo AAAnalyst-800.

3.7 ANALISIS ESTADISTICO DE LA INFORMACIÓN

Los resultados de los análisis tanto de agua como de sedimentos fueron graficados mediante el software Microsoft 365 Excel, utilizando gráficos de cajas y bigotes

3.8 RECOLECCION Y ANALISIS DE LA INFORMACIÓN GEOGRÁFICA

La recolección y análisis de datos geográficos, así como la generación de mapas de información geográfica se realizó a través del uso de herramientas de geoprocésamiento en el software libre Qgis 3.10.14 utilizando como fuentes de datos el Sistema Nacional de Información Territorial (SNIT) del Registro Nacional, el Atlas 2014 del Instituto Tecnológico de Costa Rica y Google Hybrid. El sistema de proyección utilizado fue el WGS84 mientras que los resultados fueron presentados en coordenadas CRTM05. Con los datos geográficos analizados se elaboraron cuatro mapas con las coberturas de la zona de estudio y en los cuales se marcaron los sitios de muestreo para tener una noción de la cercanía que presenten estos, con los diferentes usos de suelo de la zona. Además, se dibujaron buffers a 250 m y 500 m del cauce del río para así poder analizar el alcance de la influencia que las actividades antropogénicas puedan tener sobre el cauce en cuestión.

3.9 EVALUACIÓN DE LA CONTAMINACION

Para el caso de las aguas, los resultados de las concentraciones se evaluaron a través del índice del Grado de contaminación (CD). Para el cálculo de los (CF) se siguió el procedimiento realizado por Egbueri et al (2020) y Ghadimi, Hajati, y Sabzian (2020) quienes utilizan en sus estudios como valores de referencia, los valores encontrados en “guidelines for the drinking water quality” de la Organización Mundial de la Salud (OMS) (WHO, 2017). Para su cálculo se utilizaron las ecuaciones 3.1 y 3.2.

$$CD = \sum CF$$

Ecuación 3.1

$$CF = C_n / B_n$$

Ecuación 3.2

Donde:

C_n = Es la concentración del metal en la muestra

B_n = Es el valor de referencia

CF = Factor de contaminación

CD = Grado de contaminación

La evaluación de los resultados de los sedimentos se realizó a través de los coeficientes de calidad de los sedimentos (SQG) dados por MacDonald et al (2000) y utilizados por la EPA en “El manual de orientación para respaldar la evaluación de sedimentos contaminados en ecosistemas de agua dulce”, así como la comparación de con los valores de referencia de las reglamentaciones australiana y de los Países Bajos. En el caso de la reglamentación australiana, se indicarán las recomendaciones brindadas por la norma.

Para la evaluación de los resultados disponibles para los sedimentos a través del cálculo del coeficiente SQG-Q de la EPA, se siguió el procedimiento utilizado por Ke, Bao, Qi, Huang, y Zhang (2018) en su estudio. Para esto se utilizaron los valores (PEL) y las ecuaciones 3.3 y 3.4.

$$PEL Q_1 = \frac{\text{Concentración del contaminante en el sedimento}}{PEL}$$

Ecuación 3.3

$$SQG - Q = \frac{\sum_{i=1}^n PEL Q_1}{n}$$

Ecuación 3.4

La contribución de cada metal pesado a la toxicidad de los sedimentos se realizó a través del cálculo de las unidades de toxicidad (UT) como también lo hacen Ke et al. (2018) en su estudio utilizando los valores consensuados por MacDonald et al. (2000) y la ecuación 3.5.

$$TU = \frac{\text{Concentración del contaminante en el sedimento}}{TEC/PEC}$$

Ecuación 3.5

4. RESULTADOS Y DISCUSION

4.1 RESULTADOS OBTENIDOS PARA EL AGUA

Se determinó evidencia de la presencia de MP's solamente en tres de las veintidós muestras de agua superficial tomadas durante los cuatro muestreos. La muestra con concentración determinada de Ni, fue la tomada en el sitio Birris 4 durante el muestreo 1 (diciembre 2019). En el caso del Cu, este estuvo presente para las muestras Birris 4 y Birris 5 tomadas durante el muestreo 2 (enero 2020) y en este mismo muestreo, también en el sitio Birris 4, fueron determinadas las concentraciones de Cr y As.

4.1.1 Contenido de Níquel (Ni)

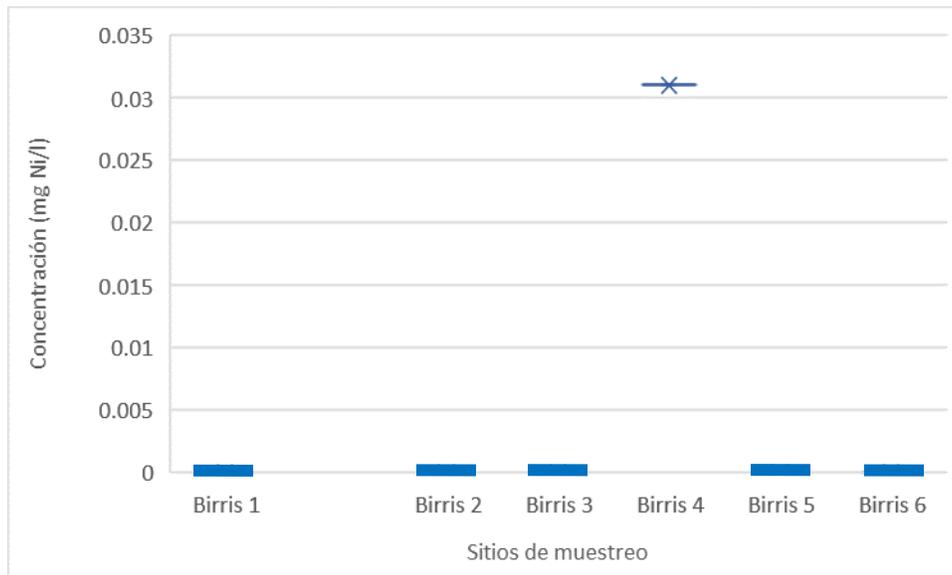


Figura 4.1. Sitio con presencia de Ni en el agua de río, diciembre 2019.

Se determinaron concentraciones de Ni únicamente para el sitio Birris 4-Empacadora (Ver figura 4.1) durante el muestreo 1, donde el promedio de las dos réplicas efectuadas fue de (0.031 ± 0.002) mg/l, con lo cual superó el valor recomendado para consumo de agua potable por el Reglamento para la Calidad del Agua Potable de Costa Rica del Ministerio de Salud, (2005) (Ver anexo 1.2), cuyo valor es de 0.02 mg/l, más no así el valor establecido para aguas Clase 1 por el Reglamento para la Evaluación y Clasificación de Cuerpos de Aguas Superficiales del Ministerio del Ambiente y Energía [MINAE] (2007) (Ver anexo 1.1) el cual es de 0.05 mg/L.

4.1.2 Contenido de Cobre (Cu)

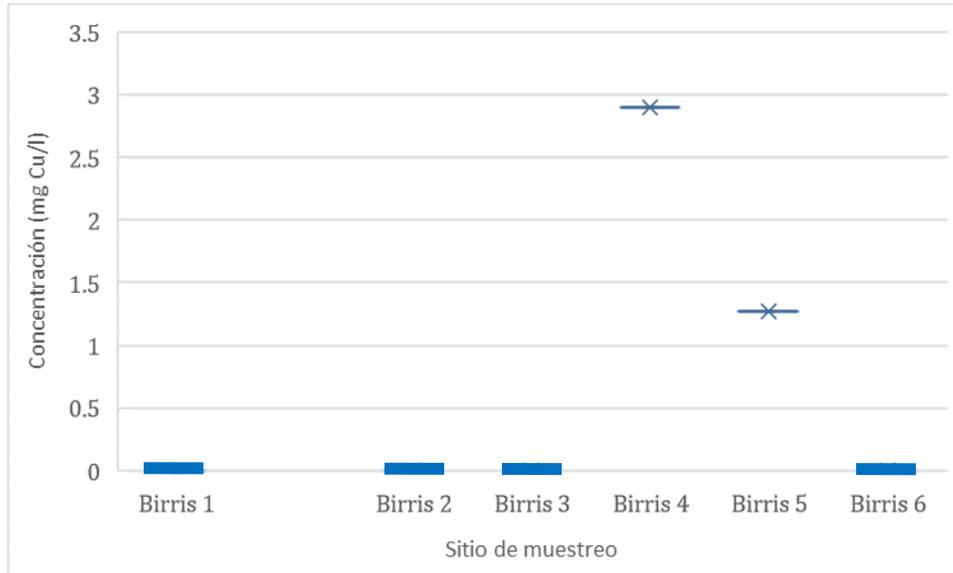


Figura 4.2 Sitios con presencia de Cu en el agua de río, enero 2020.

Se evidenció la presencia de Cu únicamente en los puntos Birris 4-Empacadora donde el promedio de las réplicas realizadas indicó una concentración de $(2,89 \pm 0.08)$ mg/L y Birris 5-Jasec en el cual se promedió una concentración de $(1,27 \pm 0.07)$ mg/L (Ver figura 4.2) por lo que, según el Reglamento para la Evaluación y Clasificación de la Calidad de Cuerpos de Agua Superficiales (Ver anexo 2), se clasifican los resultados como aguas Clase 3 ($1 - 1.5$ mg/l) y Clase 5 (< 0.5 mg/l) respectivamente. Esta clasificación indica que el agua no es utilizable para consumo humano en el caso de la Clase 5, mientras que en el caso de la Clase 3, se requiere aplicar un tratamiento avanzado para que esta sea apta para su consumo. Para el Reglamento de la Calidad del Agua Potable cuyo valor máximo permisible es de 2 mg/L (Ver anexo 2), sólo la concentración encontrada para el punto Birris 4 superó el valor establecido en este reglamento.

4.1.3 Contenidos de cromo (Cr) y arsénico (As)

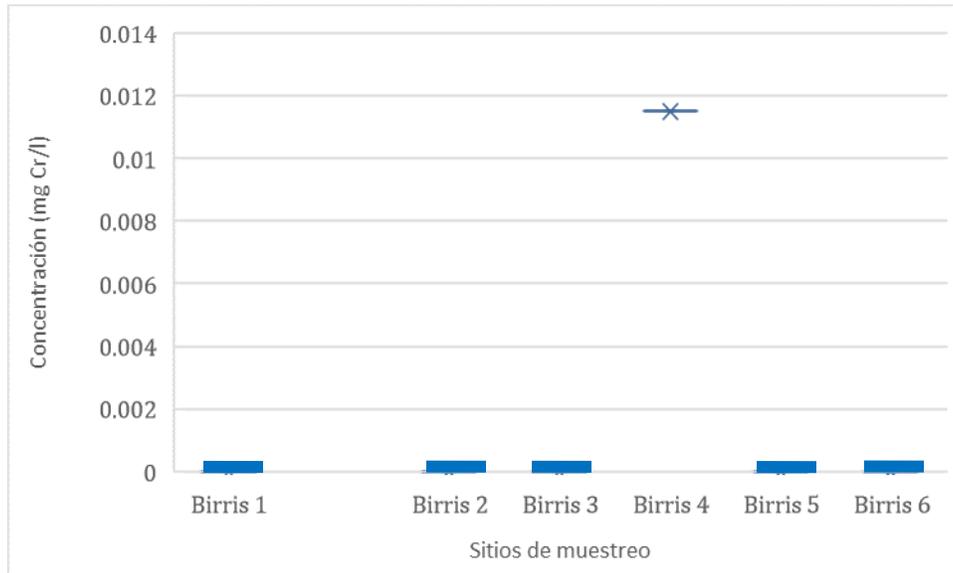


Figura 4.3. Sitios con presencia de Cr en el agua de río, enero 2020.

Se determinó la presencia de Cr únicamente en el punto Birris 4-Empacadora, donde el promedio de las concentraciones de las réplicas analizadas fue de $(0,012 \pm 0.003)$ mg/L. Tanto el reglamento de agua potable como el de agua superficial establecen un valor máximo permisible para Cr de 0.05 mg/l (Ver anexo 2) por lo que en ninguno de los casos este límite fue superado, lo que se puede observar en la figura 4.3.

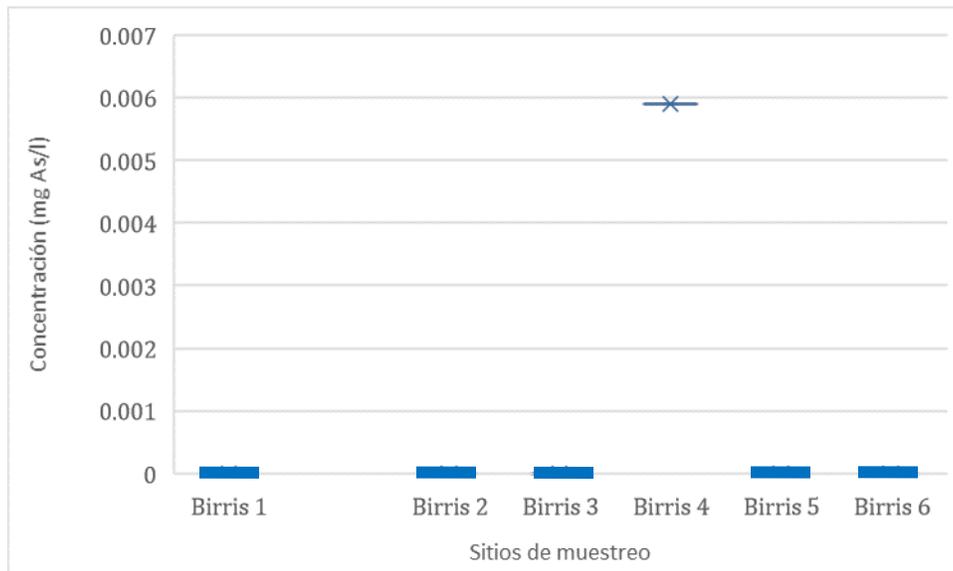


Figura 4.4 Sitios con presencia de As en el agua de río, enero 2020.

Una tendencia similar fue determinada en los análisis de As, en los cuales se promedió una concentración de (0.006 ± 0.003) mg/l con lo cual no se alcanzó el valor máximo permisible

establecido en ambos reglamentos el cual es de 0.01 mg/L (Ver anexos 2). Al igual que en los casos anteriores este valor fue determinado únicamente para el punto Birrís 4-Empacadora, como se observa en la figura 4.4.

4.1.4 Análisis general de los resultados de las aguas

A nivel general, los resultados de los análisis de las muestras de agua siguieron una tendencia para las concentraciones determinadas, puesto que la mayoría se presentaron en el punto Birrís 4-Empacadora. Solo una de las concentraciones encontradas fue determinada para el punto Birrís 5-Jasec, el cual se encuentra muy cercano geográficamente al punto antes mencionado (figura 3.2), pues ambos puntos se ubican en el distrito de Cervantes, del cantón de Alvarado. En el caso de Birrís 4, este punto se ubica dentro de una finca donde se producen y empacan hortalizas en invernaderos para su exportación, principalmente chayote. Además de chayote, en la zona de Cervantes se cultivan otros productos como papa, tomate, chile dulce, vainica y lechuga, los cuales se producen durante todo el año con riego (Tencio, 2013). Birrís 5 se encuentra dentro de las instalaciones de una planta de generación hidroeléctrica.

La presencia de las concentraciones de MP's determinadas, pueden estar influenciadas por el clima de la zona, el cual se caracteriza por las lluvias entre los meses de octubre y enero. La estación relativamente seca en la subcuenca se extiende desde enero hasta mayo, debido a la influencia de las condiciones climáticas de la vertiente atlántica con transición al clima del valle central (Marchamalo et al., 2018, p. 180). Según Razali, Syed Ismail, Awang, Praveena, y Zainal Abidin (2020), esta variabilidad climática puede ser un factor que influya en la variabilidad de las concentraciones determinadas. Los datos de las precipitaciones estimadas por una estación meteorológica propiedad del ITCR ubicada cerca de Tierra Blanca en Cartago pueden ser utilizados como referencia para estimar la variación del clima de la zona de estudio durante los muestreos realizados, pero no son realmente representativas al no encontrarse en la zona de estudio como tal (Ver apéndice 4). Los resultados de los parámetros fisicoquímicos a las muestras de agua de río se presentan en el cuadro 4.1.

Cuadro 4.1 Parámetros fisicoquímicos de las muestras de agua.

Muestreo	Punto	Color (PCU) (± 10)	Turbidez (FNU) (± 0.1)	Conductividad (µs/cm) (± 0.01)	pH (± 0.002)
dic-19	Birrís 4	10	3.37 ± 0.1	169.8	8.29
	Birrís 5	25	3.31 ± 0.1	157.2	8.06
ene-20	Birrís 4	500	214 ± 0.1	129.5	7.79
	Birrís 5	370	107 ± 0.1	150.3	7.89

Según Zeng, Bi, Jia, Deng, y Chen (2020), parámetros como el pH, la conductividad y los sólidos totales suspendidos afectan de manera importante las concentraciones, el transporte y las transformaciones de los MP's en las aguas. Los parámetros fisicoquímicos medidos indicaron para los muestreos de diciembre 2019 y enero 2020 resultados distintos pero congruentes para los puntos Birrís 4 y Birrís 5 en ambos muestreos. En el caso de los parámetros de color y turbidez, los valores más altos a nivel general son los determinados para el muestreo de enero 2020, lo que indica en el caso de la turbidez, una mayor cantidad de sólidos suspendidos y disueltos en las muestras tomadas (Vázquez-Morera, 2019). Es por esto por lo que existe la probabilidad de que las concentraciones determinadas para este muestreo en el punto Birrís 4 puedan estar

influenciadas por estas características de la muestra de agua. Según Akindede et al (2020), son los sólidos disueltos lo que más influyen positivamente en las concentraciones de MP's determinadas, esto en comparación con los sólidos suspendidos.

En cuanto a la acidez del agua, los resultados de las muestras de enero 2020 indican un pH menor en comparación con las muestras tomadas en el 2019, aunque a nivel general todos los valores determinados para este parámetro se encuentran dentro del rango aceptable para aguas superficiales Clase 1. Según Amoakwah et al (2020), cuando el pH decrece, los metales se vuelven más solubles y móviles por lo que este factor también pudo haber influido de cierta manera en la variación de las concentraciones encontradas en las muestras tomadas en enero de 2020, las cuales fueron mayores en comparación con el muestreo de 2019 para los mismos puntos.

4.1.5 Análisis del índice de Grado de Contaminación (CD)

Cuadro 4.2 Grados de contaminación (CD) calculados para las muestras de agua de río.

Muestreo	Muestra	Cf (Cu)	Cf (Ni)	Cf (Cr)	Cf (As)	CD	Clasificación
dic-19	Birrís 4	-	0.44	-	-	0.44	Contaminación baja
ene-20	Birrís 4	1.45	-	0.23	0.59	2.27	Contaminación moderada

El CD se calcula para los resultados de las muestras de diciembre 2019 y enero 2020, únicamente en el sitio Birrís 4 debido a que fue el único sitio donde se determinó la presencia de MP's en más de uno de los muestreos realizados. Para esto, se utilizó como valores de referencia los sugeridos por la OMS (WHO, 2017) en sus "guías para la calidad del agua potable" como lo realiza Ghadimi et al (2020) en su estudio realizado en aguas superficiales. Los valores de CD calculados para los muestreos de diciembre 2019 y enero 2020 fueron 0.44 y 2.27 como se muestra en el cuadro 4.2, indicando un bajo grado de contaminación y un medio grado de contaminación, respectivamente para este sitio, según la clasificación establecida por Ghadimi et al (2020). Esto indica que las concentraciones determinadas para este punto sobrepasan de manera baja y moderada los límites establecidos por la OMS, señalando que la ingesta de estas aguas puede tener efectos adversos para la salud de las personas, si estas no son tratadas previamente.

4.2 RESULTADOS OBTENIDOS PARA LOS SEDIMENTOS

Los análisis realizados a los sedimentos arrojaron resultados variados que no siguieron una tendencia específica. Se determinaron concentraciones para Cu, As, Cr, y Ni en todas las muestras recolectadas, mientras que, en el caso del Pb, se determinó su presencia en solo veinte de las cuarenta y cuatro muestras recolectadas. En el caso del Cd y Hg no se detectaron concentraciones en ninguna de las muestras analizadas.

Para la evaluación, se tomaron muestras de fondo, las cuales son muestras de sedimento tomadas profundidades no menores a 1.5 m, con el fin de determinar las concentraciones naturales el suelo de la zona. Estas muestras se analizaron para todos los MP's estudiados, con el fin de utilizar los resultados como valores de referencia, pero estos fueron incongruentes con lo esperado, puesto que se determinaron concentraciones mayores a los de las muestras

tomadas superficialmente. Esto pudo ser causado por la acumulación de sedimentos de origen volcánico debido a las erupciones del volcán Irazú ocurridas en los años 60 y algunas previas ocurridas durante la primera mitad del siglo XX (Red Sismológica Nacional [RSN], 2017). Debido a esto, se utilizarán valores de referencia establecidos por las reglamentaciones de los Países Bajos, Australia y los valores SQG utilizados por la EPA para evaluar la calidad de los sedimentos dados en los cuadros 2.4, 2.5, 27 y 2.8.

4.2.1 Análisis de fisicoquímicos de los sedimentos

Se realizaron los análisis fisicoquímicos para dos de los puntos de muestreo seleccionados con el fin de determinar, las características químicas y la textura de los sedimentos. Los análisis se realizaron con muestras tomadas en los puntos Birrís 1 Irazú-Naciente y Birrís 2 CTP-Pacayas).

Cuadro 4.3. Análisis de textura de los sedimentos realizados por el Laboratorio de Recursos Naturales del CIA de la UCR.

ID	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	Clase
RIO BIRRÍS – 1	82	16	2	ARENA FRANCA
RIO BIRRÍS – 2	50	48	2	FRANCO ARENOSO

Los resultados del análisis de textura indicaron que las muestras de sedimentos tomadas presentan un mayor porcentaje de arena en su composición como se puede apreciar en el cuadro 4.3. Guzmán-Arias et al (2019) menciona en su estudio que los suelos de la cuenca del río Birrís se clasifican como Andisoles, al ser profundos y de origen volcánico, lo que concuerda con lo expuesto por el Instituto Nacional de Innovación y Transferencia en Tecnología Agropecuaria [INTA] (2015) en su guía “suelos de Costa Rica”, donde indican que estos tipos de suelo suelen ser de texturas medias, como franco arenosos, francos y franco limosos, además, indican que presentan altos contenidos de materia orgánica.

Cuadro 4.4. Análisis de textura de los sedimentos realizados por el Laboratorio de Suelos y Foliar del CIA de la UCR.

ID	pH	CE (mS/cm)	C (%)	N (%)	C/N	MO (%)
RIO BIRRÍS – 1	6.6	0.1	0.4	ND	NA	0.572
RIO BIRRÍS – 2	6.7	0.1	3.47	0.31	11.2	4.9621

Los resultados químicos indicaron pH's muy similares en los dos puntos, así como conductividades eléctricas bajas e iguales en ambos casos. La muestra de Birrís 2 presentó un mayor contenido de materia orgánica en comparación con Birrís 1, lo que se puede apreciar en el cuadro 4.4.

4.2.2 Contenidos de MP's determinados

Cuadro 4.5 Análisis de MP en las 44 muestras de sedimento y los valores de referencia australianos y de los Países Bajos.

Metal	Concentración mayor (mg/kg SD seco)	Concentración menor (mg/kg SD seco)	Promedio (mg/kg SD seco)	Referencia Holandesa (mg/kg SD seco)	Referencia australiana (mg/kg SD seco)	
					ISQG-Low	ISQG-High
Cu	138.159	8.312	34.984	40	65	270
As	23.286	0.848	3.136	20	20	70
Cr	52.831	1.326	30.989	55	80	370
Pb	2.471	0.929	1.469	50	50	220
Ni	55.739	12.269	28.125	30	21	52

En el caso de los sedimentos al ser un muestreo compuesto, se analizaron dos muestras por cada sitio en cada muestreo, originando cuarenta y cuatro datos por metal, contrario al caso de las muestras de agua las cuales se analizaron por duplicado. El cuadro 4.5 indica el promedio de las concentraciones determinadas para cada metal, así como los datos de mayor y menor magnitud, con el fin de generar una apreciación más clara de la amplitud presentada por los resultados obtenidos. Además, se indican los valores de referencia de los dos reglamentos escogidos para este estudio.

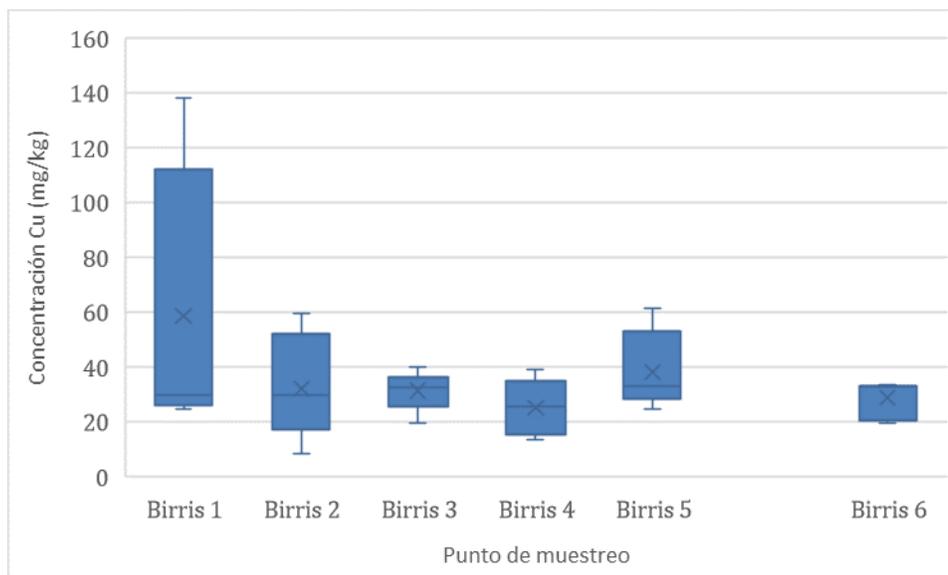


Figura 4.5. Presencia de Cu en los sedimentos de río.

Se evidenció la presencia de Cu para todas las muestras analizadas, en donde los valores determinados promediaron (34.98 ± 7.31) mg/kg. A pesar de esto, los datos en ciertos casos se alejaron considerablemente de este promedio, con concentraciones tanto superiores como inferiores. Los valores mayores se determinaron en las muestras tomadas en el sitio Birris 1 Irazú-Naciente lo que puede ser apreciado en la figura 4.5. Esta tendencia fue única para el muestreo 2 realizado en enero 2020, puesto que los demás datos determinados para este sitio no se alejaron considerablemente del promedio calculado.

Al comparar los resultados de Cu con la concentración de referencia brindada por la reglamentación de los Países Bajos, encontramos que el promedio calculado para todos los sedimentos se ubicó por debajo de este dato y solo en siete de las muestras analizadas, las concentraciones determinadas superaron este valor de referencia, lo que representa el 16 % del total de las muestras.

Por su parte, al comparar los resultados con la reglamentación australiana, se observó que únicamente las dos concentraciones más altas superaron el ISQG-Low mientras que en el caso ISQG-High no fue superado por ninguna de las muestras analizadas. Esto indica que, en cuanto a Cu, para los sitios cuyas muestras superaron el ISQG-Low se necesitan otras evaluaciones con respecto a los valores de fondo específicos para el sitio o la zona, con el fin de determinar más certeramente el impacto que la contaminación hallada pueda ocasionar. A nivel general, el promedio calculado estuvo muy por debajo del ISQG-Low.

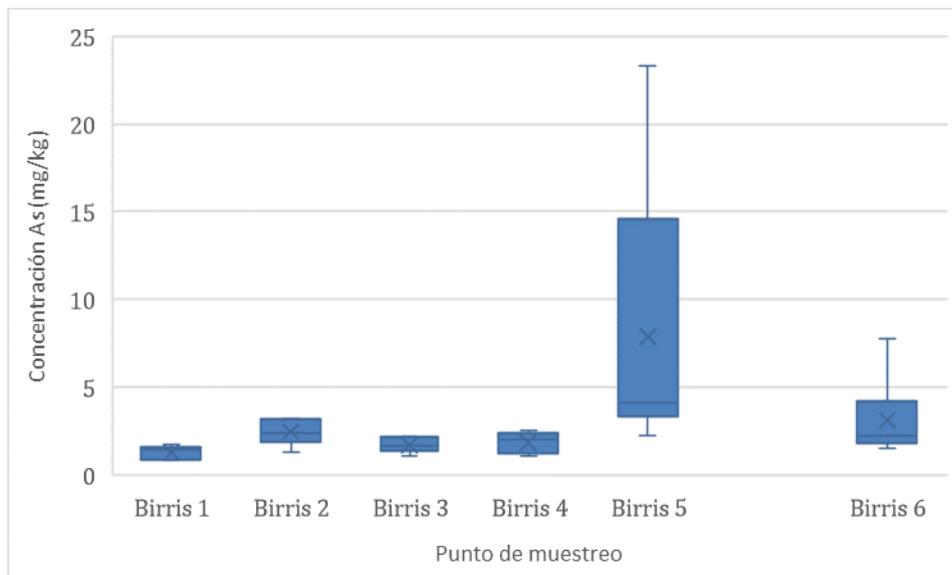


Figura 4.6. Presencia de As en los sedimentos de río.

Los análisis de As evidenciaron su presencia en todas las muestras analizadas, los datos calculados promediaron un valor de (3.14 ± 0.13) mg/kg. La gran mayoría de las concentraciones, alrededor del 93 % de los datos totales, no presentaron una variación considerable con respecto a este promedio, como se observa en la figura 4.6. Solamente en tres casos específicos, los valores superaron de manera notoria este promedio, más específicamente en el caso de las dos muestras del punto Birris 5-Jasec tomadas durante el muestreo 1, realizado en diciembre 2019, las cuales cuantificaron los valores mayores determinados a nivel general para este contaminante. El otro valor considerablemente superior fue determinado para el punto Birris 6-Puente abajo, tomado en el muestreo 4 en mayo de 2020.

Al contraponer los resultados con el valor de referencia recomendado por la normativa de los Países Bajos, se observó que este dato únicamente fue superado por el dato de mayor magnitud a nivel general y que el promedio se encontró muy por debajo de este valor. Lo mismo ocurre al comparar los resultados con el ISQG-Low del reglamento australiano al ser el mismo valor,

indicando que para este punto se requiere realizar otra evaluación con respecto a los valores de fondo de la zona, con el fin de obtener una evaluación más certera.

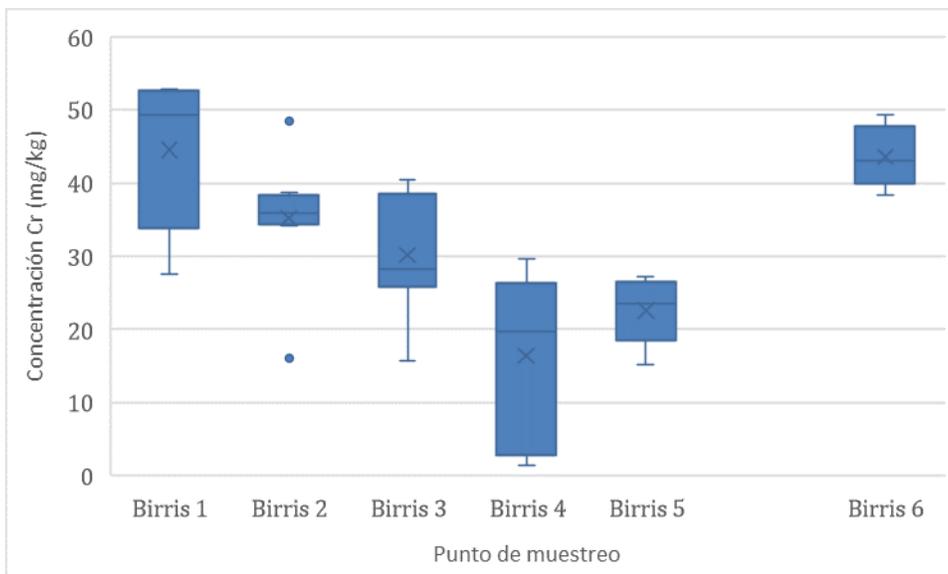


Figura 4.7. Presencia de Cr en los sedimentos de río.

Al igual que en los casos anteriores se evidenció la presencia de Cr en todas las muestras analizadas. El total de los datos promedió (30.99 ± 3.93) mg/kg, pero la distribución de los datos fue amplia en referencia a su promedio lo que puede ser observado en la figura 4.7. Las muestras analizadas con la concentración más alta para este metal fueron determinadas para el sitio Birris 1-Naciente, tanto en el muestreo 1 de diciembre 2019, como en el muestreo 2 de enero 2020. Estas cuatro muestras fueron las más destacadas, superando considerablemente el promedio calculado, mientras que a nivel general veintinueve muestras superaron este valor representando el 47% de las muestras totales con otras concentraciones considerablemente superiores al promedio, analizadas en las muestras tomadas en el sitio Birris 6-Puente abajo, principalmente pertenecientes a los muestreos de enero y febrero 2020. A pesar de esto, ninguna de las muestras superó el valor de referencia dado por la reglamentación de los Países Bajos ni el ISQG-Low dado en el reglamento australiano, por lo que no se recomienda ninguna acción para este contaminante, según lo estipulado en la ordenanza australiana.

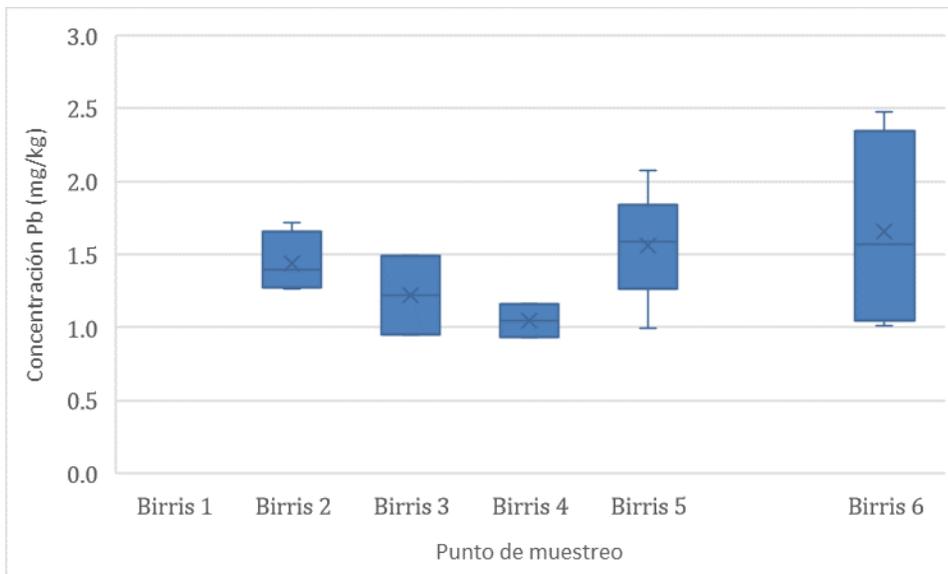


Figura 4.8. Presencia de Pb en los sedimentos de río.

Contrario a los resultados de los MP's anteriores, la presencia de Pb no fue evidenciada en todas las muestras analizadas. Solo veinte de las cuarenta y cuatro muestras analizadas presentaron concentraciones de este MP, lo que representa el 45.45 % de los datos totales. De estas veinte muestras, el promedio calculado fue de (1.47 ± 0.27) mg/kg y la de mayor concentración se halló en una de las tomadas durante el muestreo 4, en el sitio Birris 6. Como se observa en la figura 4.8, los datos analizados para este metal fueron los que tuvieron la menor variación en cuanto a su promedio. Al comparar los resultados con las normativas utilizadas para este estudio, en ninguno de los casos se superan los valores recomendados por lo que, según la reglamentación australiana, no se requiere realizar ninguna acción en cuanto a este metal.

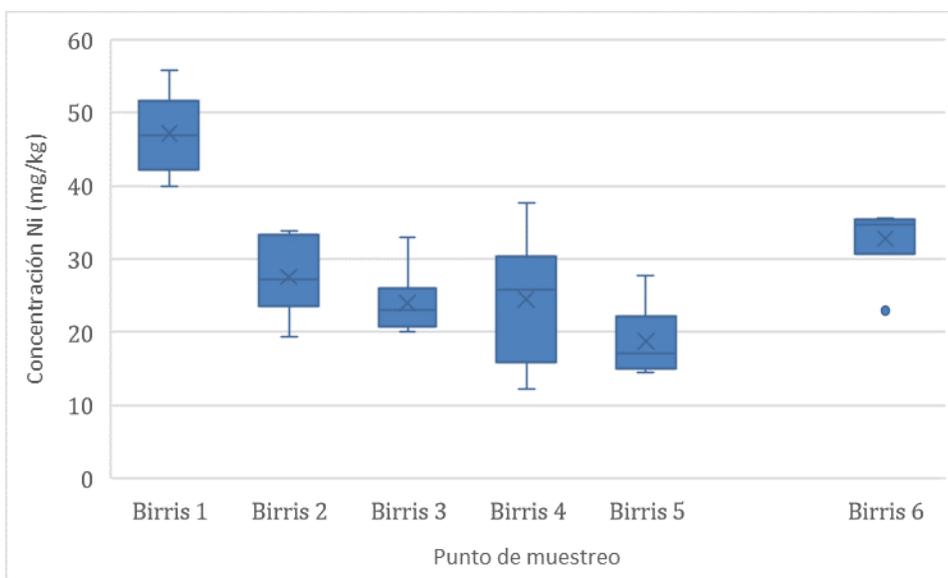


Figura 4.9. Presencia de Ni en los sedimentos de río.

En el caso del Ni, todas las muestras analizadas evidenciaron la presencia de este MP. El promedio calculado dio como resultado (28.12 ± 2.32) mg/kg, a pesar de esto, algunos datos se alejaron de este valor en gran medida, como se aprecia en la figura 4.9, donde diecinueve muestras del total sobrepasaron el promedio calculado, lo que representa el 43.18 %. Específicamente, el punto Birrís 1-Naciente presentó los resultados más elevados para todos los muestreos realizados, entre los cuales, se encuentra el valor mayor a nivel general que pertenece a las muestras tomadas durante el muestreo 1 y al cual también pertenece la segunda concentración más alta determinada.

El 38 % de las muestras analizadas sobrepasaron el valor de referencia brindado por la reglamentación de los Países Bajos pero el promedio calculado no fue superior a este dato. Contrario a esto, en el caso de la reglamentación australiana, el promedio calculado si sobrepasó el ISQG-Low así como el 70.45 % de los datos totales, mientras que en el caso del ISQG-High, solamente el valor más alto reportado superó este dato. Esto indica, según lo recomendado en este reglamento, que se debe realizar la evaluación correspondiente que indique más certeramente el estado de esta subcuenca contra los valores de fondo en el caso de las muestras que superaron el ISQG-Low, mientras que para la muestra que superó el ISQG-High se debe completar una evaluación de los factores que controlan la biodisponibilidad de los contaminantes.

4.2.3 Análisis de los coeficientes de evaluación de sedimentos

Para evaluar el impacto generado por las concentraciones de MP's en los sedimentos del río Birrís, así como para predecir la toxicidad potencial de cada metal estudiado, se utilizó el coeficiente de calidad de sedimentos (SQG-Q), el cual fue calculado al dividir la concentración analizada de cada sedimento entre los valores de nivel de efecto probable (PEL) utilizados por la EPA como referencia de su guía para la calidad de los sedimentos (SQG). Este índice determina el impacto generado en los sedimentos por la contaminación existente, en base a los posibles efectos adversos que pueda ocasionar sobre la fauna que los habita o que está en contacto con ellos, analizados a nivel de laboratorio (Cabrera-Drouet, 2018). La clasificación utilizada para la evaluación de los sedimentos puede ser observada en el cuadro 2.6. Los SQG-Q calculados en este estudio se observan en el cuadro 4.6.

Cuadro 4.6 PEL y resultados de los SQG-Q generales y para cada sitio de muestreo.

Metal	PEL (mg/kg SD seco)	SQG-Q promedio para cada sitio						SQG-Q general
		Birrís 1	Birrís 2	Birrís 3	Birrís 4	Birrís 5	Birrís 6	
Cu	197	0.298	0.163	0.160	0.127	0.194	0.146	0.178
As	17	0.077	0.145	0.101	0.109	0.464	0.183	0.184
Cr	90	0.495	0.391	0.335	0.182	0.251	0.485	0.344
Pb	91.3	-	0.016	0.013	0.011	0.017	0.018	0.016
Ni	36	1.309	0.766	0.665	0.680	0.521	0.910	0.781

Los resultados de los coeficientes SQG-Q mostraron un impacto moderado $0.1 < \text{SQG-Q} < 1$ en todos los sitios analizados para los metales Cu, Cr y Ni. En el caso del As, sólo el sitio Birrís 1 obtuvo un $\text{SQG-Q} < 0.1$ indicando que este sitio no está impactado, contrario a los demás sitios que se clasificaron como de impacto moderado para este metal. Por otro lado, en el caso del Pb,

los resultados mostraron que ninguno de los seis sitios muestreados presentó algún tipo de impacto en cuanto a este metal SQG-Q < 0.1.

A nivel general, los SQG-Q calculados también señalaron un impacto moderado $0.1 < \text{SQG-Q} < 1$ en cuanto Cu, As, Cr y Ni, mientras que con respecto al Pb su clasificación determinó que no existe impacto de algún tipo SQG-Q < 0.1. En resumen, los resultados generales indican que los sedimentos del río Birrís se encuentran moderadamente impactados a nivel general con Cu, As, Cr y Ni, y señalan al Ni como el contaminante más importante y de mayor cuidado debido a la magnitud de su coeficiente, el cual fue el más cercano a 1.

La contribución de cada contaminante al impacto general del río Birrís fue estimada a través del enfoque de las UT's, que indican, según su magnitud, una referencia que permite analizar dicha contribución. Los resultados de las UT's tanto las calculadas con los TEC como con los PEC se presentan en el cuadro 4.7.

Cuadro 4.7 UT(TEC) y UT(PEC) calculados para cada MP.

Metal	Promedio	UT (TEC)	UT (PEC)
Cu	34.9844 ± 7.3122	1.1071	0.2348
As	3.1357 ± 0.1298	0.3203	0.0950
Cr	30.9888 ± 3.9258	0.7140	0.2792
Pb	1.4686 ± 0.2737	0.0410	0.0115
Ni	28.1249 ± 2.3204	1.2390	0.5787

De los cinco metales analizados que obtuvieron resultados detectables en las muestras, solamente se consideran como contaminantes de moderado interés al Cu y al Ni con respecto a los niveles TEC por presentar valores $1 < \text{UT(TEC)}$, mientras que al As, Cr y Pb se les considera como contaminantes de baja prioridad relativa por presentar $1 > \text{UT(TEC)}$. Además, estos resultados señalan al Cu y al Ni como los contaminantes con mayor contribución a la contaminación global estimada para el río Birrís. Con respecto a los niveles (PEC), los UT(PEC) calculados no superaron el valor de referencia en ninguno de los casos.

Al comparar los resultados de los SQG-Q y la contraposición de las concentraciones con los valores de referencia de los reglamentos australianos y de Países Bajos, se puede observar ciertas concordancias en estos enfoques que pueden ser utilizadas para un análisis global. En la comparación de los resultados con las concentraciones ISQG-Low, se observa que, para Cu, As, y Ni se determinó al menos una muestra cuya concentración calculada superaba este nivel de referencia. Por otro lado, los resultados del cálculo del índice SQG-Q, indicó contaminaciones moderadas para Cu, As, Cr y Ni. Y en el caso de cálculo de las UT's tanto al Cu como al Ni se les designó como contaminantes moderado interés. Además, cabe destacar que, en los análisis de aguas, los únicos contaminantes que dieron concentraciones cuantificables fueron estos mismos metales y en el caso del Cu y el Ni fueron los que presentaron una contaminación mayor según el (CD) y sus valores de referencia, lo que concuerda con los índices UT (TEC) calculados para los

sedimentos. Esta información señala a estos cuatro contaminantes como los de mayor prioridad y a los cuales se les debe dar atención especial, más aún en cuanto al Cu y al Ni. Es debido a esto que, siguiendo las recomendaciones dadas por la reglamentación australiana, para estos cuatro MP's se deben hacer más estudios con valores de fondo propios de la zona para determinar más certeramente el impacto que estos contaminantes están ocasionando sobre el ecosistema del río Birrís y el posible impacto que puedan causar a la salud de las personas eventualmente.

Algunos de los efectos adversos que estos contaminantes puedan tener sobre las personas son, en el caso del Cu y del Ni afectación a los sistemas digestivo y respiratorio, respectivamente. En el caso del Cr, este puede tener afectaciones sobre los sistemas renal, inmunológico y el sistema respiratorio. Mientras que el As puede tener efectos sobre la piel, el sistema digestivo a nivel gastrointestinal, el hígado, así como sobre los sistemas nervioso y respiratorio (Agency for Toxic Substances and Disease Registry [ATSDR], 2021). El As y el Ni son catalogados como elementos carcinógenos y en el caso del As existe la posibilidad que también sea un agente mutágeno. El Cr es catalogado como un posible agente mutágeno y carcinógeno según lo indicado por (Podsiki, 2008).

4.3 ANALISIS DE LOS DATOS GEOGRAFICOS

En el sitio Birrís 1 Irazú-Naciente, no se localiza en el cauce como tal (Ver apéndice 2), sino que se encuentra en una quebrada afluente del cauce principal, la cual se ubica dentro de una finca utilizada para la agricultura y la tenencia de pastos usados para la ganadería. Esto es una tendencia que se observa en todos los mapas realizados para todos los sitios de muestreo, pues los usos del suelo predominantes de la subcuenca son las actividades agrícolas y el pastoreo (Aguilar-Torres, 2021).

Como se mencionó previamente, la mayoría de los mapas realizados (Apéndice 2) muestran una mayor cobertura de pastos y cultivos, las cuales en muchos casos se encuentran dentro de los buffers dibujados, inclusive, dentro del de 250 m cuya distancia cumple con la Ley de aguas en su medida más extrema la cual es de 200 m para los sitios de captación, aunque en algunos casos se puede observar que los cultivos y pastos se encuentran prácticamente colindando con el cauce como tal, infringiendo las áreas de protección para zonas urbanas y rurales de diez y quince metros respectivamente.

La comparación de la capacidad y uso de la zona, ha demostrado que existe un conflicto en el uso del suelo en la subcuenca del Birrís, ya que el 50 % de franja ribereña presenta bosques protectores mientras que el 28 % del corredor presenta usos del suelo que no concuerdan con su capacidad (Bach, 2007). Además, en algunos casos como en los puntos Birrís 4 y Birrís 5 (Ver apéndice 2.3), coberturas con edificaciones también se encuentran dentro de los buffers marcados lo que indica una posible influencia de las actividades urbanas en menor medida.

4.4 IDENTIFICACION DE LAS POSIBLES CAUSAS DEL IMPACTO ENCONTRADO

Según Lestiani et al (2018), MP's como el Cu, Cr, Pb y As son habitualmente hallados en la ceniza de origen volcánico. Según el INTA (2015), los suelos de la zona al ser catalogados como Andisoles son desarrollados a partir de cenizas y otros materiales volcánicos como, piedra pómez y lavas, por lo que las concentraciones determinadas para estos metales puedan deberse principalmente a este factor natural.

A pesar de lo anterior, con los resultados estimados en las aguas de río, no es descartable la influencia del tipo antropogénico en los resultados obtenidos, debido a la cercanía que tiene el sitio impactado con dichas actividades, los metales detectados (Cr, Cu, Ni y As) que fueron catalogados como de impacto moderado según los índices calculados para los sedimentos y a que durante las fechas de los muestreos no se reportaron erupciones importantes de cenizas del volcán Irazú ni del Turrialba, que también está cerca del lugar.

Méndez y Bertsch, (2011) determinaron la composición química de dos muestras de cenizas del volcán Turrialba y determinaron que presentaba elementos como Ca (Calcio), Mg (Magnesio), K (Potasio), P (Fósforo), Zn (Zinc), Cu, Fe (Hierro), Mn (Manganeso), S (Azufre), y B (Boro), pero también concluyeron que los elementos encontrados en las cenizas no tendrían influencia significativa, ni tóxica ni beneficiosa, en el estado nutricional de los suelos a corto plazo.

La posible influencia antropogénica sobre las concentraciones estimadas de los metales de mayor importancia para este estudio, como lo son el Cu, As, Cr y Ni puede deberse principalmente a la agricultura. En Latinoamérica, el uso intensivo de agroquímicos en la agricultura es una de las mayores fuentes de contaminación en áreas rurales por plaguicidas, fertilizantes y MP's (Failaci, 2017). Análisis realizados en el CEQIATEC, encontraron indicios de la presencia de Ni en herbicidas a base de glifosato de libre venta en el país, de dos marcas comerciales en concentraciones de (0.076 ± 0.001) mg/l y $(0.150 \pm 0,003)$ mg/l (Chacón, 2019). Este estudio fue inspirado por Defarge, Spiroux de Vendômois, y Séralini (2018), quienes determinaron que el ingrediente activo de los herbicidas a base de glifosato, no es este compuesto como tal, sino otros químicos usados en las formulaciones utilizadas para la aplicación del herbicida, las cuales han demostrado contener cantidades importantes de As así como de Cr en menor medida y algunos rastros de Ni, Pb y Co (Cobalto).

Las marcas comerciales que presentaron los niveles de Ni en los análisis realizados en el CEQIATEC, fueron utilizadas en la subcuenca del río Birris entre el 2006 y 2009 para cultivos como la papa, zanahoria, brócoli, coliflor, repollo, remolacha y pastos, según (Fournier, Ramírez, Ruperter, Vargas, y Echeverría, 2010) en su estudio subcontratado por la Universidad Nacional (UNA) y el INTA, donde se realizaron un total de 136 entrevistas a 74 productores de la zona. Este estudio fue realizado en las microcuencas de las quebradas Pacayas y Plantón, las cuales forman parte de la subcuenca del río Birris, y en él, se determinó a los 20 ingredientes activos de plaguicidas más aplicados en la zona, los cuales se enlistan de mayor a menor uso a continuación: clorotalonil, mancozeb, propineb, paraquat, quintozeno, clorpirifos, carbendazina, cimoxanil, captan, metamidofos, flutolanil, fenamifos, foxim, ziram, glifosato, deltametrina, forate, oxamil, dimetomorf y linuron (Fournier et al., 2010).

De manera localizada, se observa que las mayores concentraciones detectadas para Cu, Cr y Ni se presentan en el sitio Birris 1 (ver figuras 4.5, 4.7 y 4.9). Este sitio se ubica en el distrito de Santa Rosa de Oreamuno, muy cerca del volcán Irazú, por lo que las concentraciones encontradas pueden estar ligadas al suelo de origen volcánico, al ser el sitio de muestreo más cercano al volcán Irazú. Por otro lado, el sitio se ubica en una zona caracterizada por el cultivo de productos como la papa, repollo, coliflor y brócoli entre otras (Tencio, 2013). Según se observó durante los muestreos, en las fincas aledañas al sitio de muestreo (ver apéndice 2.1) se cultiva repollo, coliflor y brócoli, productos que, con riego, pueden ser cultivados durante todo el año (MAG, 2014). Para la producción de estos cultivos en la zona de Plantón y Pacayas, entre 2006 y 2009, fueron utilizados diversos insecticidas, herbicidas y fungicidas de origen químico

entre los que destacan ingredientes activos como: mancozeb, propineb, sulfato de cobre pentahidratado, clorpirifos, glifosato y paraquat, entre otros.

En el caso de la papa, la cual es producida en gran escala a lo largo de la subcuenca del Birrís, es cultivada durante los meses de febrero y marzo en la zona alta de la subcuenca, cerca del sitio Birrís 1, mientras que en la región media, dentro de los límites del cantón de Alvarado (ver apéndices 2.2 y 2.3) su producción es constante durante todo el año y requiere de la aplicación de plaguicidas y herbicidas de origen químico (MAG, 2007). De 2006 a 2009, en la zona de Pacayas de Cartago, los plaguicidas más utilizados en la producción de papa fueron mancozeb propineb y clorotalonil, mientras que en el caso de los herbicidas, los más utilizados fueron paraquat, linuron y glifosato (Ramírez-Muñoz, Fournier-Leiva, Ruepert, y Hidalgo-Ardón, 2014). El sitio Birrís 5 ubicado en Capellades, cerca de la zona de Pacayas, presenta los más altos contenidos de As en sus sedimentos (Ver figura 4.6), zona en la cual también se detectaron concentraciones de este MP, así como de Cu, Ni y Cr en tres de las muestras de agua analizadas. En la microcuenca de Pacayas, se han llegado a detectar restos de fungicidas e insecticidas (clorpirifos, clorotalonil y hexaclorobenceno) usados en la agricultura de esta zona, en muestras de agua tomadas en los canales de drenaje adyacentes a una naciente utilizada como fuente de agua para abastecimiento humano (Fonseca-Sánchez et al., 2019).

La escorrentía causada por la erosión es otra de las rutas por las cuales los MP's llegan a los cuerpos de agua superficial y a sus sedimentos (Ver figura 2.1), alterando los niveles naturales en estas matrices, más aún en suelos agrícolas. Esta problemática se ha incrementado con el tiempo en la subcuenca del Birrís, pues en el 2007 se reportaban tasas de erosión de 28 t/ha/año (Bach, 2007), mientras que diez años después, en el 2017 se reportaron tasas de 50 t/ha/año, con lo cual se aporta alrededor de 38 t/ha/año de sedimentos a la cuenca del río Reventazón (Ballestero-Vargas y López-Lee, 2017). Debido a esto, esta problemática puede ser otra de las causantes del impacto encontrado en las aguas y los sedimentos analizados, independientemente de si las concentraciones provengan de orígenes naturales o antropogénicos.

5. CONCLUSIONES

- Se encontró la presencia de As, Cr, Cu y Ni, en un 13,6 % de las muestras analizadas de agua, mientras que, en sedimentos estos mismos MP's se encontraron en la totalidad de las muestras analizadas.
- Se encontró la presencia de Pb en un 45% de las muestras de sedimento del río Birrís analizadas, mientras que en agua no se detectó su presencia.
- En el caso del sedimento, las concentraciones de MP's determinadas son fluctuantes puesto que no se encontró una tendencia clara en estos resultados, mientras que, en el caso de las aguas, se determinó que el punto Birrís 4 es el que presenta con mayor frecuencia contenido de MP's.
- En el caso de Cd y Hg, no se detectó su presencia en ninguna de las muestras de agua ni de sedimento.
- El 9 % de las muestras analizadas superaron el valor máximo establecido para aguas Clase 1 por el Reglamento para la Evaluación y Clasificación de Cuerpos de Aguas Superficiales en el caso del Cu. En cuanto a los demás MP's analizados, ninguna de las muestras analizadas superó el valor máximo respectivo.
- De acuerdo con el índice "Grado de contaminación" (CD), el agua del río Birrís presenta contaminación baja y moderada, para las muestras con concentraciones de MP's detectables en el sitio Birrís 4.
- Los parámetros de referencia establecidos para los sedimentos por el reglamento de los Países Bajos fueron superados por el 16% del total de las muestras analizadas para Cu, 2.3% para As y 38% para Ni. En el caso de ISQG-Low de la reglamentación australiana fue superado por el 4,5% de las muestras totales analizadas para Cu, 2.3% para As y 70.45% para Ni.
- La mayoría de las muestras de sedimento analizadas presentan un impacto moderado en As, Cr, Cu y Ni, según el coeficiente SQG-Q. Para el caso del Pb el impacto es bajo en las muestras analizadas.
- Según las UT's calculadas, el Cu y el Ni son los MP's que más aportan a la contaminación general de las muestras de sedimentos analizadas del río Birrís.
- De acuerdo con las características naturales y socioeconómicas de la subcuenca del río Birrís, las posibles causas de la presencia de MP's pueden ser la escorrentía causada por la erosión, las actividades agrícolas y el suelo de origen volcánico.

6. RECOMENDACIONES

- Realizar monitoreos y estudios más amplios en la zona de estudio de los niveles de Cu, Cr, As y Ni, esto con el fin de evaluar el uso del suelo con respecto a los resultados de MP's.
- Realizar entrevistas a los agricultores de la zona, para determinar con exactitud los plaguicidas que están siendo utilizados en la zona de estudio y su posible efecto en las concentraciones de MP's en agua y sedimento.
- Realizar análisis de MP's en las marcas comerciales de plaguicidas que se utilizan en la zona de estudio.
- Analizar las muestras de agua y sedimentos, utilizando la técnica ICP-Masas, Cuyos límites de detección y cuantificación son más bajos que los utilizados en este estudio.
- Dar a conocer los resultados de este estudio a las autoridades competentes y a la comunidad de la zona de estudio, con el fin de que se valore más a fondo esta problemática.
- Estudiar el contenido de MP's en la fauna acuática del río Birrís. Con el fin de identificar si las concentraciones encontradas en este estudio pueden generar bioacumulación en los individuos y representar un peligro mayor para el ser humano.

7. REFERENCIAS

- Aguilar-Torres, M. (2021). *Atlas digital de las subcuencas Birrís y Páez, Cartago, Costa Rica*. Tecnológico de Costa Rica. Retrieved from https://repositoriotec.tec.ac.cr/bitstream/handle/2238/12401/TFG_Monserrath_Aguilar_Torres.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Ahamad, A., Madhav, S., Singh, A. K., Kumar, A., & Singh, P. (2020). Types of Water Pollutants: Conventional and Emerging, (November), 21–41. https://doi.org/10.1007/978-981-15-0671-0_3
- Akindele, E. O., Omisakin, O. D., Oni, O. A., Aliu, O. O., Omoniyi, G. E., & Akinpelu, O. T. (2020). Ecotoxicology and Environmental Safety Heavy metal toxicity in the water column and benthic sediments of a degraded tropical stream. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 190(December 2019), 110153. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.110153>
- 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*, 29(7), 788–803. <https://doi.org/10.1080/15320383.2020.1777936>
- An, Q., He, X., Zheng, N., Hou, S., Sun, S., Wang, S., ... Song, X. (2020). Physiological and genetic effects of cadmium and copper mixtures on carrot under greenhouse cultivation. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 206(September), 111363. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111363>
- Anifowose, A. J., & Oyeboode, A. W. (2019). Studies on heavy metals contents of Osun River at the pre-urban settlement and across Osogbo City, Nigeria. *Journal of Taibah University for Science*, 13(1), 318–323. <https://doi.org/10.1080/16583655.2019.1567899>
- APHA. (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (23rd ed.).
- Artavia-Villar, I. (2017). *Sistematización cosechando agua pluvial, uniendo pueblos: la experiencia de la ASADA Paso Ancho y Boquerón*. Retrieved from [http://www.sinac.go.cr/ES/partciudygober/Sistematizacion Experiencias/INFORME 8 - ASADA PASO ANCHO.pdf](http://www.sinac.go.cr/ES/partciudygober/Sistematizacion%20Experiencias/INFORME%208%20ASADA%20PASO%20ANCHO.pdf)
- ASTDR. (2021). Copper. Retrieved from <https://wwwn.cdc.gov/TSP/substances/ToxSubstance.aspx?toxid=37>
- Bach, O. (2007). Informe Final Agricultura e implicaciones ambientales con énfasis en algunas cuencas hidrográficas principales. *Estado de La Nación*, XIII, 1–22. Retrieved from <http://repositorio.conare.ac.cr/handle/20.500.12337/503>
- Ballestero-Vargas, M., & López-Lee, T. (2017). El Nexo entre el agua, la energía y la alimentación en Costa Rica. El caso de la cuenca alta del río Reventazón. Retrieved from https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/42507/2/S1701032_es.pdf
- Barats, A., Renac, C., Maria, A., Durrieu, G., Saint, H., Vicenta, M., & Hoyos, G. (2019). Science of the Total Environment Tracing source and mobility of arsenic and trace elements in a hydrosystem impacted by past mining activities (Morelos state , Mexico). *Science of the Total Environment*, (xxxx). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135565>
- Berghof. (n.d.). *Application report speed wave MW2 Microwave Pressure Digestion for Environment* (Vol. 4.0). Eningen.
- Bhatti, S. S., Kumar, V., Kumar, A., Gouzos, J., Kirby, J., Singh, J., ... Nagpal, A. K. (2018). Potential ecological risks of metal(loid)s in riverine floodplain soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 164(August), 722–731. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.08.032>
- Biscotto-Davila, R., Ferreira-Fontes, M., Almeida-Pacheco, A., & DaSilva-Ferreira, M. (2019). Heavy metals in iron ore tailings and flood plain soils affected by the Samarco dam collapse

- in Brazil. *Science of the Total Environment*, 136151.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136151>
- Britannica. (2021). Erosion. Retrieved from <https://www.britannica.com/science/erosion-geology>
- Cabrera-Drouet, J. (2018). *Evaluación de la contaminación por metales pesados en sedimentos y suelos de la Reserva Biológica Limoncocha – Ecuador mediante índices de polución*. Retrieved from <https://repositorio.unican.es/xmlui/handle/10902/14196>
- Chacón, V. (2019, January 15). Herbicidas de libre distribución pueden ser cancerígenos. *Semanario Universidad*. Retrieved from <https://semanariouniversidad.com/pais/herbicidas-de-libre-distribucion-pueden-ser-cancerigenos/>
- Chen, Y., Wen, X., Wang, B., & Nie, P. (2017). Agricultural Pollution and Regulation: How to Subsidize Agriculture? *Journal of Cleaner Production*.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.06.216>
- Cintra, L., Balbino, J., Ferreira, I., Sales, V., Carvalho, D., Santana, A. De, ... Ferreira, C. (2020). Assessment of toxicity of metals in river sediments for human supply : Distribution , evaluation of pollution and sources identification. *Marine Pollution Bulletin*, 158(May), 111423. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111423>
- Costa, H. S., Tejerina-Garro, F. L., & Rocha, C. (2017). Trace elements: water-sediment interactions in tropical rivers. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(27), 22018–22025. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9698-6>
- Datta, S. (2015). *Heavy Metals in the Enviroment*. Kansas. Retrieved from <https://www.youtube.com/watch?v=34BNd4ZuHIY>
- DEC. (2010). *Assessment levels for Soil, Sediment and Water*. Retrieved from https://www.der.wa.gov.au/images/documents/your-environment/contaminated-sites/guidelines/2009641_-_assessment_levels_for_soil_sediment_and_water_-_web.pdf
- Defarge, N., Spiroux de Vendômois, J., & Séralini, G. E. (2018). Toxicity of formulants and heavy metals in glyphosate-based herbicides and other pesticides. *Toxicology Reports*, 5(October 2017), 156–163. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2017.12.025>
- Deng, W., Liu, W., Li, X., & Yang, Y. (2020). Source apportionment of and potential health risks posed by trace elements in agricultural soils: A case study of the Guanzhong Plain, northwest China. *Chemosphere*, 258, 127317.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127317>
- DiMarzio, A., Lambertucci, S. A., Garcia-Fernandez, A. J., & Martínez-López, E. (2019). From Mexico to the Beagle Channel : A review of metal and metalloid pollution studies on wildlife species in Latin America . *Environmental Research*, 176(April), 108462.
<https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.04.029>
- Egbueri, J. C., Ameh, P. D., Ezugwu, C. K., & Onwuka, O. S. (2020). Evaluating the environmental risk and suitability of hand-dug wells for drinking purposes : a rural case study from Nigeria. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 00(00), 1–21.
<https://doi.org/10.1080/03067319.2020.1800000>
- EPA. (2002). *A Guidance Manual to Support the Assessment of Contaminated Sediments in Freshwater Ecosystems*. Retrieved from <https://semspub.epa.gov/work/HQ/100000052.pdf>
- EPA. (2007). U.S. EPA Method 3051A: Microwave Assisted Acid Digestion of Sediments, Sludges, and Oils. Retrieved from <https://www.epa.gov/esam/us-epa-method-3051a-microwave-assisted-acid-digestion-sediments-sludges-and-oils>
- EPA. (2016). Human Health Risk Assessment. Retrieved from <https://www.epa.gov/risk/human->

health-risk-assessment

- EPA. (2021). Exposure Assessment Tools by Media - Water and Sediment. Retrieved from <https://www.epa.gov/expobox/exposure-assessment-tools-media-water-and-sediment>
- Failaci, S. (2017). *Uso de plaguicidas organoclorados y organofosforados en la agricultura periurbana del Cinturón Verde de Córdoba*. Retrieved from <http://lildbi.fcm.unc.edu.ar/lildbi/tesis/Faillaci-Silvina-M-Versión Final.pdf>
- Feng, Y., Bao, Q., Yunpeng, C., Lizi, Z., & Xiao, X. (2019). Stochastic potential ecological risk model for heavy metal contamination in sediment. *Ecological Indicators*, 102(August 2018), 246–251. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.02.040>
- Fonseca-Sánchez, A., Madrigal-Solís, H., Núñez-Solís, C., Calderón-Sánchez, H., Moraga-López, G., & Gómez-Cruz, A. (2019). Evaluación de la amenaza de contaminación al agua subterránea y áreas de protección a manantiales en las subcuencas Maravilla-Chiz y Quebrada Honda, Cartago, Costa Rica. *Uniciencia*, 33(2), 76–97. <https://doi.org/10.15359/ru.33-2.6>
- Fournier, M., Ramírez, F., Rueperte, C., Vargas, S., & Echeverría, S. (2010). *Diagnóstico sobre contaminación de aguas, suelos y productos hortícolas por el uso de agroquímicos en la microcuenca de las quebradas Plantín y Pacayas en Cartago, Costa Rica*. Retrieved from <http://www.mag.go.cr/bibliotecavirtual/P10-5919.pdf>
- Galaviz-Villa, I., & Sosa-Villalobos, C. (2019). *Diffuse and Punctual Sources of Pollution. Quality of Surface and Groundwater*. *Diffuse and Punctual Sources of Pollution. Quality of Surface and Groundwater*. <https://doi.org/10.26359/epomex0719>
- Gao, B., Gao, L., Xu, D., Li, Y., Zhang, M., & Qu, X. (2019). A novel method for evaluating the potential release of trace metals associated with rainfall leaching/runoff from urban soils. *Science of The Total Environment*, 664, 37–44. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.418>
- García-Céspedes, J., Acuña-González, J., & Vargas-Zamora, J. A. (2004). Metales traza en sedimentos costeros de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 52(SUPPL. 2), 51–60. Retrieved from https://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442004000600006
- Gastezzi-Arias, P., Alvarado-García, V., & Pérez-Gómez, G. (2016). La importancia de los ríos como corredores interurbanos. *Biocenosis*, 31(2), 39–45.
- Ghadimi, F., Hajati, A., & Sabzian, A. (2020). Assessment of Heavy Metal Contamination in Waters due to Mineral Salts Company from Mighan playa / lake , Arak , Iran. <https://doi.org/10.22044/jme.2019.8791.1765>
- Guzmán-Arias, I., Watson, F., & Villagra-Mendoza, K. (2019). Determinación del caudal ambiental en el río Birrís. *Tecnología En Marcha*, 32, 18–27. <https://doi.org/https://doi.org/10.18845/tm.v32i4.4786>
- Guzmán, H. M., Gómez-Álvarez, A., Valenzuela-García, J., Encinas-Romero, M., Villalba-Atondo, A., & Encinas-Soto, K. (2019). Assessment of the impact on sediment quality from abandoned artisanal mine runoffs in a semi-arid environment (the Sonora River basin — Northwestern Mexico). *Environmental Earth Sciences*, 0(0), 0. <https://doi.org/10.1007/s12665-019-8131-5>
- Herrera-Murillo, J. (2017). Uso y estado de los recursos: recurso hídrico. *Informe Estado de La Nación En Desarrollo Humano Sostenible*, 32. Retrieved from <http://www.sidalc.net/cgi-bin/wxis.exe/?IsisScript=COOPE.xis&method=post&formato=2&cantidad=1&expresion=mf n=001326>
- Herrera Núñez, J., Rodríguez Corrales, J., Coto Campos, J. M., Salgado Silva, V., & Borbón Alpizar, H. (2015). Evaluación de metales pesados en los sedimentos superficiales del río Pirro.

- Revista Tecnología En Marcha*, 26(1), 27. <https://doi.org/10.18845/tm.v26i1.1119>
- Hong, H., Li, J., Wang, Q., Lu, H., Liu, J., Dong, Y. wei, ... Yan, C. (2020). The legacy of trace metal deposition from historical anthropogenic river management: A regional driver of offshore sedimentary microbial diversity. *Journal of Hazardous Materials*, 400(May), 123164. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123164>
- Imran, U., Mahar, R.-B., Ullah, A., & Shaikh, K. (2021). Seasonal variability of heavy metals in manchar lake of arid southern pakistan and its consequential human health risk. *Polish Journal of Environmental Studies*, 30(1), 163–175. <https://doi.org/10.15244/pjoes/120363>
- INTA. (2015). Suelos de Costa Rica Orden Andisol, 1–2. Retrieved from <http://www.mag.go.cr/bibliotecavirtual/Av-1828.PDF>
- Juchen, C. R., Juchen, P. T., Hemkemeier, T. A., & Poletto, C. (2018). Trace elements in sediments in a city with agricultural development Marcio Antônio Vilas Boas 2, 119–125. <https://doi.org/10.1002/tqem.21545>
- Ke, X., Bao, Q., Qi, Y., Huang, X., & Zhang, H. (2018). Toxicity assessment of sediments from the Liaohe River Protected Area (China) under the influence of ammonia nitrogen, heavy metals and organic contaminants. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 59(December 2017), 34–42. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2018.02.008>
- Krupa, E., Barinova, S., & Romanova, S. (2018). The Role of Natural and Anthropogenic Factors in the Distribution of Heavy Metals in the Water Bodies of Kazakhstan, 19(8), 707–718. https://doi.org/http://doi.org/10.4194/1303-2712-v19_8_09
- Le Gall, M., Ayrault, S., Evrard, O., Laceby, J. P., Gateuille, D., Lefèvre, I., ... Meybeck, M. (2018). Investigating the metal contamination of sediment transported by the 2016 Seine River flood (Paris, France). *Environmental Pollution*, 240, 125–139. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.082>
- Lestiani, D. D., Apriyani, R., Lestari, L., Santoso, M., Hadisantoso, E. P., & Kurniawati, S. (2018). Characteristics of trace elements in volcanic ash of kelud eruption in East Java, Indonesia. *Indonesian Journal of Chemistry*, 18(3), 457–463. <https://doi.org/10.22146/ijc.26876>
- Li, M., Zhang, Q., Sun, X., Karki, K., Zeng, C., Pandey, A., ... Zhang, F. (2019). Heavy metals in surface sediments in the trans-Himalayan Koshi River catchment: Distribution, source identification and pollution assessment. *ECSN*, 125410. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125410>
- Liu, M., Fan, D., Bi, N., Sun, X., & Tian, Y. (2018). Impact of water-sediment regulation on the transport of heavy metals from the Yellow River to the sea in 2015. *Science of the Total Environment*, 658, 268–279. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.170>
- Liu, M., Fan, D., Liao, Y., Chen, B., & Yang, Z. (2017). Heavy metals in surficial sediments of the central Bohai Sea: their distribution, speciation and sources. *Acta Oceanologica Sinica*, 35(9), 98–110. <https://doi.org/10.1007/s13131-016-0926-6>
- Long, E. R., Ingersoll, C. G., & MacDonald, D. D. (2006). Calculation and uses of mean sediment quality guideline quotients: A critical review. *Environmental Science and Technology*, 40(6), 1726–1736. <https://doi.org/10.1021/es058012d>
- Lundy, L., Alves, L., Revitt, M., & Wildeboer, D. (2017). Metalwater-sediment interactions and impacts on an urban ecosystem. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(7). <https://doi.org/10.3390/ijerph14070722>
- MacDonald, D. D., Ingersoll, C. G., & Berger, T. A. (2000). Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 39(1), 20–31. <https://doi.org/10.1007/s002440010075>
- MAG. (2007). Caracterización de la agrocadena de papa, Cartago Costa Rica, 1–61. Retrieved

- from <http://www.mag.go.cr/bibliotecavirtual/E70-9453.pdf>
- MAG. (2014). Repollo. In *Aspectos Técnicos sobre Cuarenta y Cinco Cultivos Agrícolas de Costa Rica* (p. 6). Retrieved from http://www.mag.go.cr/biblioteca_virtual_ciencia/tec-repollo.pdf
- Mantero, J., Thomas, R., Holm, E., Rääf, C., Vioque, I., & Canovas, C. R. (2020). Pit lakes from Southern Sweden : natural radioactivity and elementary characterization. *Scientific Reports*, 1–17. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-70521-0>
- Marchamalo, M., Springer, M., Acosta, R., González-Rodrigo, B., & Vásquez, D. (2018). Responses of aquatic macroinvertebrates to human pressure in a tropical highland volcanic basin: Birris River, Irazú Volcano (Costa Rica). *Hidrobiologica*, 28(2), 179–190. <https://doi.org/10.24275/uam/izt/dcb/hidro/2018v28n2/Marchamalo>
- Masindi, V., & Muedi, K. L. (2018). Environmental Contamination by Heavy Metals. *Heavy Metals*. <https://doi.org/10.5772/intechopen.76082>
- Mena-Rivera, L., Vásquez-Bolaños, O., Gómez-Castro, C., Fonseca-Sánchez, A., Rodríguez-Rodríguez, A., & Sánchez-Gutiérrez, R. (2018). Ecosystemic assessment of surface water quality in the Virilla River: Towards sanitation processes in Costa Rica. *Water (Switzerland)*, 10(7), 1–16. <https://doi.org/10.3390/w10070845>
- Méndez, J., & Bertsch, F. (2011). Contenido total y disponibilidad de nutrientes en dos muestras de cenizas expulsadas en enero del 2010 por el volcán Turrialba, Costa Rica. *Agronomía Costarricense*, 35(2), 97–104. Retrieved from <https://revistas.ucr.ac.cr/index.php/agrocost/article/view/6682>
- MINAE. (2007). Reglamento para la Evaluación y Clasificación de la Calidad de Cuerpos de Agua Superficiales. *Diario Oficial La Gaceta*. Retrieved from [https://www.aya.go.cr/centroDocumetacion/catalogoGeneral/Reglamento evaluaci3n y clasificaci3n de calidad de cuerpos de agua superficiales.pdf](https://www.aya.go.cr/centroDocumetacion/catalogoGeneral/Reglamento%20evaluaci%20n%20y%20clasificaci%20n%20de%20calidad%20de%20cuerpos%20de%20agua%20superficiales.pdf)
- Ministerio de Salud. (2005). Reglamento para la Calidad del Agua Potable DECRETOS N° 32327-S. *La Gaceta No. 84*, (84), 1–16. Retrieved from [https://www.aya.go.cr/laboratorio/selloCalidad/requisitosGalardon/Decreto Ejecutivo No 38924-S. Reglamento para la calidad del agua potable.pdf](https://www.aya.go.cr/laboratorio/selloCalidad/requisitosGalardon/Decreto%20Ejecutivo%20No%2038924-S.%20Reglamento%20para%20la%20calidad%20del%20agua%20potable.pdf)
- Montero Campos, V., Quesada Kimsey, J., Ledezma Espinoza, A., & Sandoval Mora, J. (2010). Determinaci3n de ars3nico en abastecimientos de agua para consumo humano de la provincia de. *Acta M3dica Costarricense*, 52(0001-6002/2010/52/2/96-101), 96–101. Retrieved from <http://www.scielo.sa.cr/pdf/amc/v52n2/art07v52n2.pdf>
- Myangan, O., Kawahigashi, M., Oyuntsetseg, B., & Fujitake, N. (2017). Impact of land uses on heavy metal distribution in the Selenga River system in Mongolia. *Environmental Earth Sciences*, 76(9), 1–15. <https://doi.org/10.1007/s12665-017-6664-z>
- Nathanson, J. (2021). Water Pollution. Retrieved from <https://www.britannica.com/science/water-pollution>
- Nyeste, K., Dobrocsi, P., Czegl3di, I., Cz3dli, H., Harangi, S., Baranyai, E., ... Antal, L. (2019). Age and diet-specific trace element accumulation patterns in different tissues of chub (*Squalius cephalus*): Juveniles are useful bioindicators of recent pollution. *Ecological Indicators*, 101(August 2018), 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.01.001>
- Podsiki, C. (2008). Chart of Heavy Metals, their Salts and other Compounds, (November), 24–29. Retrieved from <https://www.culturalheritage.org/docs/default-source/resource-guides/chart-of-heavy-metals-their-salts-and-other-compounds-nbsp-.pdf>
- Puelles-Fern3ndez, D. (2018). *Bioacumulaci3n de metales pesados en una comunidad de artr3podos de la Comuna de Puchuncav3 (Regi3n de Valpara3so)*. Universidad de Chile. Retrieved from [http://repositorio.uchile.cl/bitstream/handle/2250/167889/Diana Puelles Fernandez.pdf?sequence=1&isAllowed=y](http://repositorio.uchile.cl/bitstream/handle/2250/167889/Diana%20Puelles%20Fernandez.pdf?sequence=1&isAllowed=y)

- Pugh, M. W., Pandolfi, G., Franklin, T., & Gangloff, M. M. (2020). Influences of in-stream habitat and upstream land-use on site occupancy of the Kanawha darter (*Etheostoma kanawhae*): A narrowly distributed species from the New River (Upper Kanawha Basin), (July), 1–10. <https://doi.org/10.1002/aqc.3473>
- Qu, S., Wu, W., Werner, N., & Ji, J. (2019). The behavior of metals / metalloids during natural weathering : a systematic study of the mono-lithological watersheds in the upper Pearl River Basin , China Highlights : *Science of the Total Environment*, 134572. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134572>
- Ramírez-Muñoz, F., Fournier-Leiva, M. L., Ruedert, C., & Hidalgo-Ardón, C. (2014). Uso de agroquímicos en el cultivo de papa en Pacayas, Cartago, Costa Rica. *Agronomía Mesoamericana*, 25(2), 337–345. <https://doi.org/10.15517/am.v25i2.15441>
- Ramírez, P., & Arias, M. (2011). Lineamientos de ordenamiento territorial para el manejo y protección del agua subterránea en la cuenca del río Birris (Cartago). *Revista de Ciencias Ambientales*, 41(1), 47. <https://doi.org/10.15359/rca.41-1.6>
- Razali, A., Syed Ismail, S. N., Awang, S., Praveena, S. M., & Zainal Abidin, E. (2020). The impact of seasonal change on river water quality and dissolved metals in mountainous agricultural areas and risk to human health. *Environmental Forensics*, 21(2), 195–211. <https://doi.org/10.1080/15275922.2020.1728434>
- Reyes, Y., Vergara, I., Torres, O., Díaz, M., & González, E. (2016). Contaminación por metales pesados: Implicaciones en salud, ambiente y seguridad alimentaria. *Ingeniería, Investigación y Desarrollo*, 16(2), 66–77. <https://doi.org/10.1007/BF02796157>
- Rodríguez-Heredia, D. (2017). Intoxicación ocupacional por metales pesados. *Medisan*, 21(12), 3372–3385. Retrieved from http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1029-30192017001200012
- Rojas-González, A. (2017). *Elaboración de un mecanismo de cobertura nacional para el manejo de la contaminación difusa*. San José. Retrieved from <http://www.da.go.cr/wp-content/uploads/2017/01/Informe-Final-Contaminacion-Difusa-UCR.pdf>
- RSN. (2017). Irazú. Retrieved from <https://rsn.ucr.ac.cr/rsn/doi/13-vulcanologia/volcanes-de-costa-rica/21-irazu>
- Rueda-Saa, G., Rodríguez-Victoria, J., & Madriñan-Molina, R. (2011). Metodologías para establecer valores de referencia de metales pesados en suelos agrícolas perspectivas para Colombia. *Acta Agronómica*, 60(3), 203–217.
- Sandoval-Herrera, N. I., Vargas-Soto, J. S., Espinoza, M., Clarke, T. M., Fisk, A. T., & Wehrmann, I. S. (2016). Mercury levels in muscle tissue of four common elasmobranch species from the Pacific coast of Costa Rica, Central America. *Regional Studies in Marine Science*, 3, 254–261. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2015.11.011>
- Setia, R., Singh, S., Kumar, V., Singh, R., Kukal, S. S., & Pateriya, B. (2020). Impact assessment of metal contamination in surface water of Sutlej River (India) on human health risks. *Environmental Pollution*, 265, 114907. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114907>
- Sojka, M., Siepak, M., Jaskuła, J., & Wicher-Dysarz, J. (2018). Heavy metal transport in a river-reservoir system: A case study from central Poland. *Polish Journal of Environmental Studies*, 27(4), 1725–1734. <https://doi.org/10.15244/pjoes/76916>
- Sorando, R., Comín, F. A., Jiménez, J. J., Sánchez-Pérez, J. M., & Sauvage, S. (2018). Water resources and nitrate discharges in relation to agricultural land uses in an intensively irrigated watershed. *Science of The Total Environment*, 659, 1293–1306. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.023>
- State of Netherlands. (2007). *Soil Quality Regulation first Notification*. Retrieved from <https://rwsenvironment.eu/subjects/soil/legislation-and/soil-quality-decree/>

- Suliman, H. M. A., & Suliman, E. A. M. (2019). Appraisal of heavy metal levels in some marine organisms gathered from the Vellar and Uppanar estuaries Southeast Coast of Indian Ocean. *Journal of Taibah University for Science*, 13(1), 338–343. <https://doi.org/10.1080/16583655.2019.1576276>
- Tencio, R. (2013). *Información General de la Región Central Oriental*. Retrieved from [http://www.infoagro.go.cr/Inforegiones/RegionCentralOriental/Documents/InformacionGeneralRegion C Oriental 2013.pdf](http://www.infoagro.go.cr/Inforegiones/RegionCentralOriental/Documents/InformacionGeneralRegionC Oriental 2013.pdf)
- Tian, K., Wu, Q., Liu, P., Hu, W., Huang, B., & Shi, B. (2020). Ecological risk assessment of heavy metals in sediments and water from the coastal areas of the Bohai Sea and the Yellow Sea. *Environment International*, 136(January), 105512. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105512>
- Ustaoglu, F. (2020). Ecotoxicological risk assessment and source identification of heavy metals in the surface sediments of Çömlekci stream , Giresun , Turkey. *Environmental Forensics*, 0(0), 1–13. <https://doi.org/10.1080/15275922.2020.1806148>
- Vargas-Solano, S. V., Rodríguez-González, F., Arenas-Ocampo, M. L., Martínez-Velarde, R., Sujitha, S. B., & Jonathan, M. P. (2019). Heavy metals in the volcanic and peri-urban terrain watershed of the River Yautepec , Mexico. *Springer Nature Switzerland*, 187–191. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s10661-019-7300-z>
- Vázquez-Morera, J. (2019). *Monitoreo de la calidad de aguas superficiales en Costa Rica*. Universidad de Costa Rica.
- Vrebos, D., Beauchard, O., & Meire, P. (2017). The impact of land use and spatial mediated processes on the water quality in a river system. *Science of the Total Environment*, 601–602, 365–373. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.217>
- White, J. C., Krajenbrink, H. J., Hill, M. J., Hannah, D. M., House, A., & Wood, P. J. (2019). Habitat-specific invertebrate responses to hydrological variability, anthropogenic flow alterations, and hydraulic conditions. *Freshwater Biology*, (February 2018), 555–576. <https://doi.org/10.1111/fwb.13242>
- WHO. (2007). *Health risks of heavy metals from long-range transboundary air pollution*. Retrieved from https://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0007/78649/E91044.pdf
- WHO. (2017). *Guidelines for drinking-water quality*. Retrieved from <https://www.who.int/publications/i/item/9789241549950>
- Zeng, Y., Bi, C., Jia, J., Deng, L., & Chen, Z. (2020). Impact of intensive land use on heavy metal concentrations and ecological risks in an urbanized river network of Shanghai. *Ecological Indicators*, 116(May), 106501. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106501>
- Zhang, Y., Li, S., Lai, Y., Wang, L., Wang, F., & Chen, Z. (2019). Predicting future contents of soil heavy metals and related health risks by combining the models of source apportionment, soil metal accumulation and industrial economic theory. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 171(December 2018), 211–221. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.12.023>
- Zhao, Y., Zou, X., Liu, Q., Yao, Y., Li, Y., Wu, X., ... Wang, T. (2017). Assessing natural and anthropogenic influences on water discharge and sediment load in the Yangtze River, China. *Science of the Total Environment*, 607–608, 920–932. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.002>
- Zhaoyong, Z., Xiaodong, Y., & Shengtian, Y. (2018). Heavy metal pollution assessment, source identification, and health risk evaluation in Aibi Lake of northwest China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190(2). <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6437-x>

APENDICE 2. MAPAS DE COBERTURAS DE LOS USOS DE SUELO Y BUFFERS DE INFLUENCIA SUBCUENCA DEL BIRRÍS

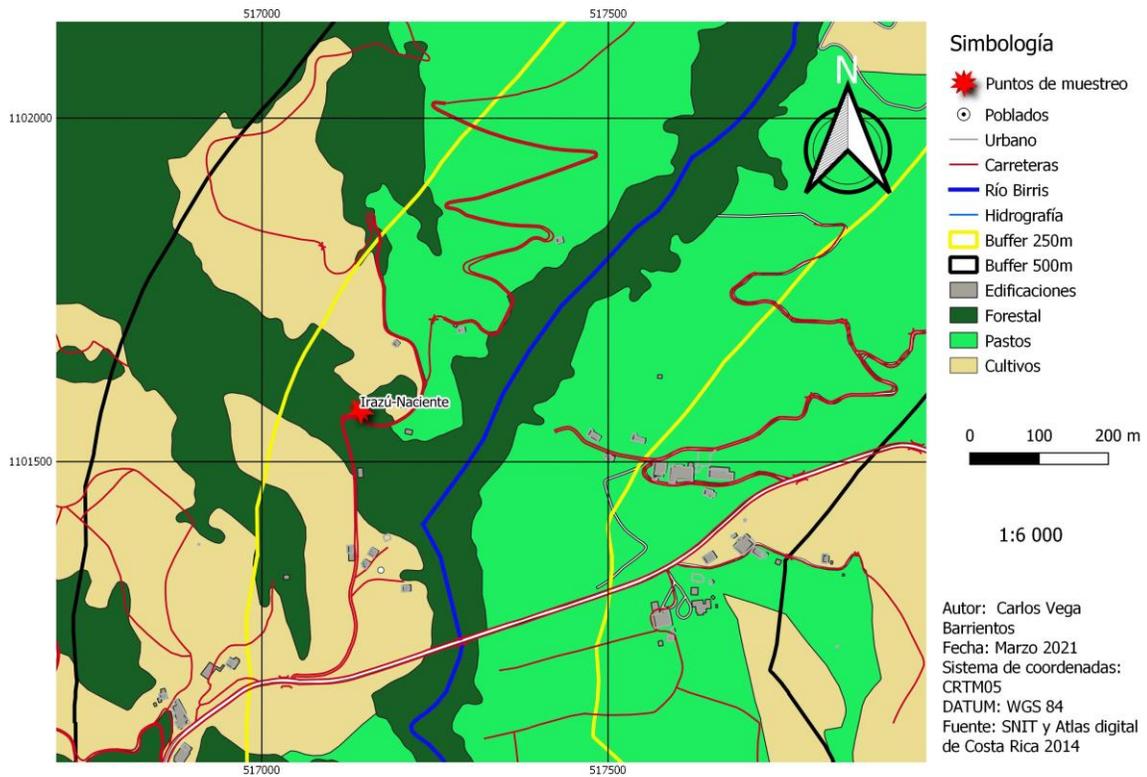


Figura AP.2.1. Mapa de cobertura sitio Birris 1.

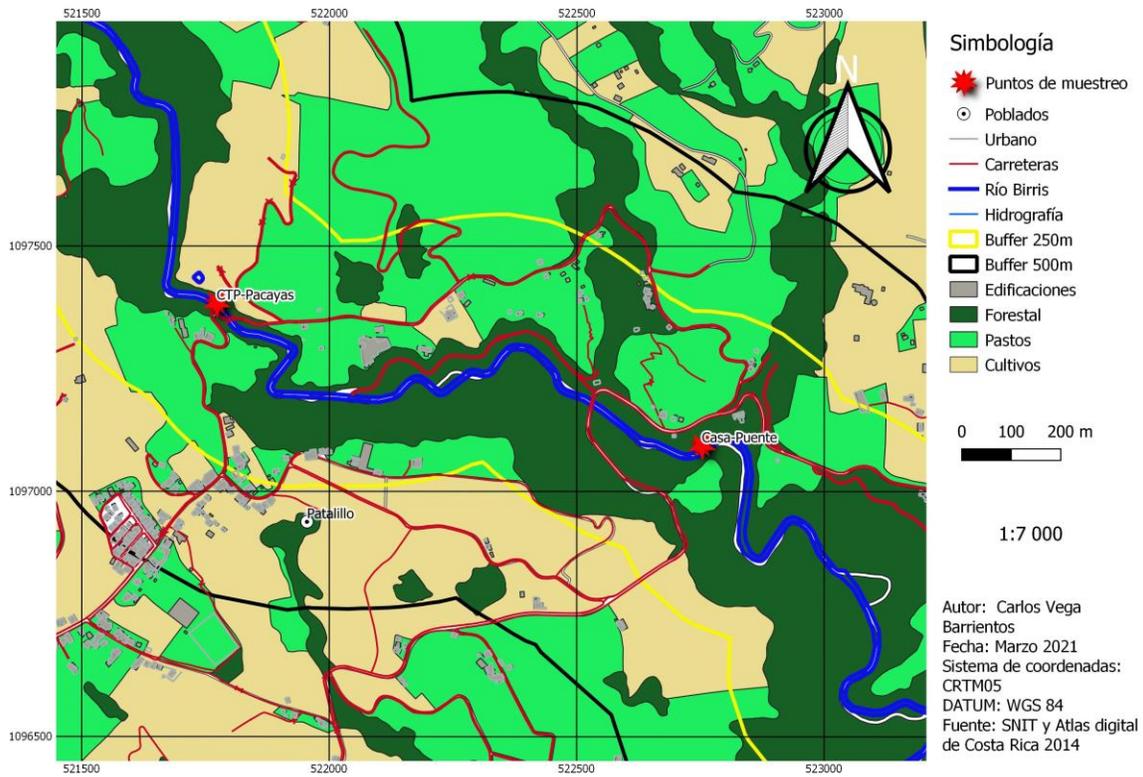


Figura AP.2.2. Mapa de cobertura sitios Birris 2 y Birris 3.

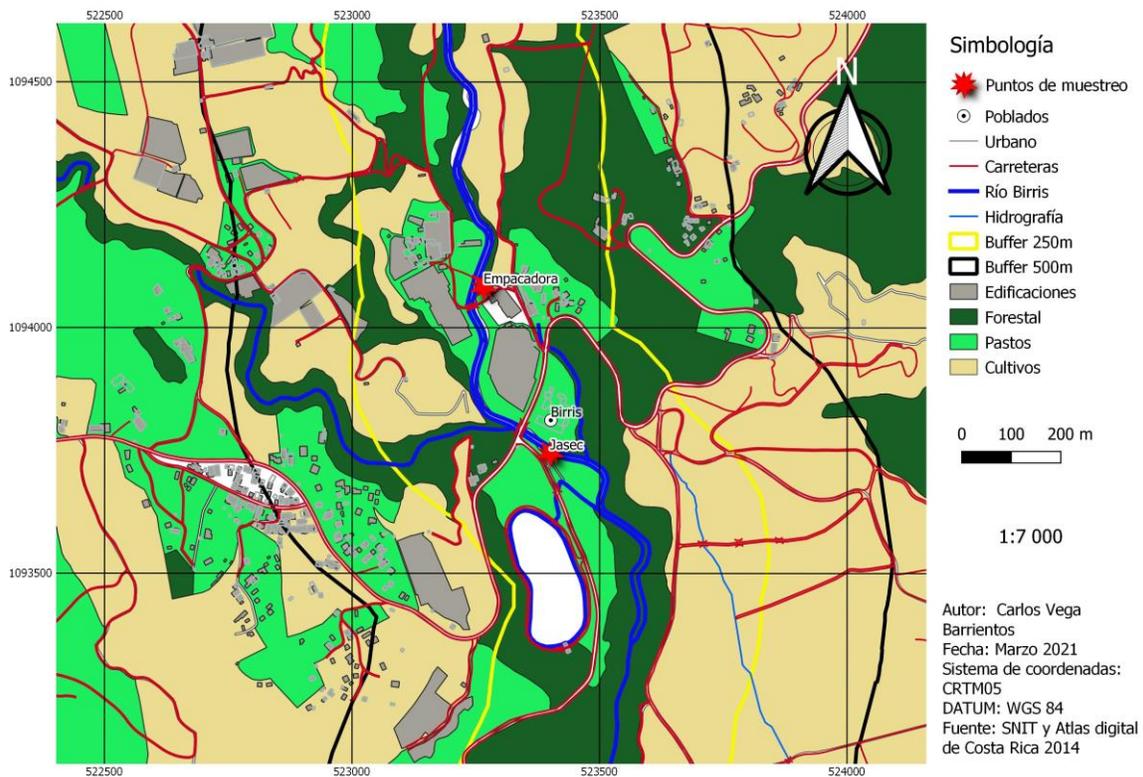


Figura AP.2.3. Mapa de cobertura sitios Birrís 4 y Birrís 5.

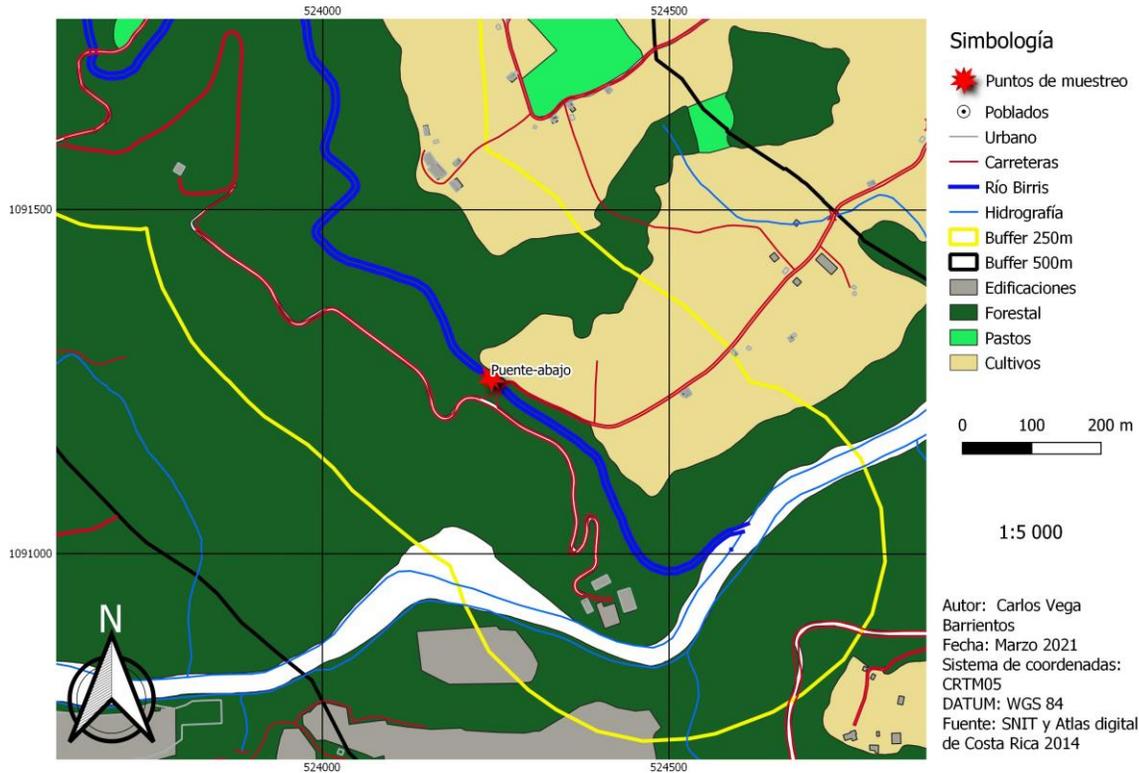


Figura AP.2.4. Mapa de cobertura sitio Birrís 6.

APENDICE 3. CLASIFICACION DE LOS INDICES PARA LOS SEDIMENTOS Y EFECTOS QUE PUEDAN TENER SOBRE LA FAUNA DEL ECOSISTEMA

Cuadro AP.3.1. Clasificación de los índices utilizados para la evaluación de los sedimentos

Indice	Resultado	Clasificación	Consecuencias sobre la fauna bentónica de los sedimentos
SQGQ	Menor a 0.1	No impactado	No existe peligro tóxico sobre los organismos
	Entre 0.1 y 1	Moderadamente impactado	Pueden representar peligro tóxico para los organismos
	Mayor a 1	altamente impactado	Representa peligro tóxico para los organismos
TU's	Menor a TEC	Bajo interés	Es poco probable observar efectos adversos
	Mayor al TEC y menor PEC	Moderado interés	Probabilidad media de observar efectos adversos
	Mayor al PEC	Alto interés	Es probable observar efectos adversos

APENDICE 4. PROMEDIO DE LOS DATOS DE PRECIPITACION ESTIMADOS POR LA ESTACION METEOROLÓGICA DEL ITCR EN TIERRA BLANCA DE CARTAGO

Cuadro AP.4.1. Promedio de los datos de precipitaciones estimados en Tierra Blanca de Cartago

Mes	Promedio precipitaciones (mm)
dic-19	0.037
ene-20	0.056
feb-20	0.010
mar-20	0.000
abr-20	0.023
may-20	0.318

9. ANEXOS

ANEXO 1. ETIQUETA DE FERTILIZANTE QUÍMICO UTILIZADO EN EL CULTIVO DE CHAYOTE

¡ALTO! LEA ESTA ETIQUETA ANTES DE USAR EL PRODUCTO Y SIGA LAS INSTRUCCIONES.

PRECAUCIONES Y ADVERTENCIAS DE USO:
Cuando se aplique **Bayfolan Forte** en mezcla con otros productos, obsérvese las precauciones indicadas para el otro producto.

MEDIDAS PARA LA PROTECCIÓN DEL AMBIENTE:
No contamine fuentes de agua, ríos, lagos, estanques, etc. Aproveche el contenido completo del envase, cuando lo vacíe, lave y enjuague tres veces con agua limpia y agréguela a la mezcla ya preparada. Inutilice los envases vacíos, elimínelos según la legislación y las normas locales vigentes.

MANEJO DEL PRODUCTO:
No almacene, ni transporte junto a semillas, herbicidas, alimentos, medicamentos y forrajes. Manténgalo en un lugar fresco, en su envase original bien cerrado. Guárdelo bajo llave, fuera del alcance de los niños.



Bayfolan® Forte

FERTILIZANTE FOLIAR
QUELATADO



RECOMENDACIONES DE USO:

Bayfolan Forte es un potente fertilizante foliar balanceado con elementos mayores, elementos menores, un estabilizador del pH, fitohormonas y fitohormonas, indicado para prevenir y corregir deficiencias nutricionales, logrando un mejor desarrollo y por lo tanto mayores rendimientos en los cultivos.

Bayfolan Forte puede ser aplicado vía aérea o con equipo terrestre. El volumen de mezcla para aplicaciones aéreas es de 18-50 L/ha. Para aplicación aérea se recomienda dejar un borde de 100 metros con casas de habitación y cuerpos de agua, además deben de seguirse las indicaciones dadas en el reglamento para las actividades de aviación agrícola (DE No. 31520). La aplicación aérea se recomienda para los cultivos de banano, arroz, caña de azúcar, cítricos, palma aceitera y frijol.

Bayfolan Forte por su excelente fitocompatibilidad, está recomendado para todo tipo de cultivo.

Bayfolan Forte está especialmente indicado para aquellos casos en los cuales la fertilización ha sido deficiente. También cuando las raíces no suplen los alimentos necesarios, debido al ataque de larvas, hongos, nemátodos o bacterias del suelo o cuando las condiciones climáticas son severas, como en el caso de sequías o lluvias excesivas.

FRECUENCIA DE APLICACIÓN:
Aplique cada 8-15 días.
Cultivos perennes: Realice de 3-4 aplicaciones por año, realizar la primera antes de la floración con intervalos de 30 a 45 días.

DOSIFICACIÓN:
Las dosis recomendadas son las siguientes:
- Banano: 1 a 2 litros de **Bayfolan Forte** por hectárea.
- Resto de cultivos: 2 a 3 litros de **Bayfolan Forte** por hectárea.
1.5 a 2.0 litros de **Bayfolan Forte** por manzana
3 a 4 medidas Bayer (75-100 mL) por aspersora de mochila de 16 litros.
38-50 medidas Bayer (950-1250 mL) por 200 litros de agua.

COMPATIBILIDAD Y FITOTOXICIDAD:
Bayfolan Forte puede mezclarse con insecticidas y fungicidas de uso común, siempre y cuando no sean de reacción alcalina. No se han presentado casos de fitotoxicidad con las dosis e indicaciones recomendadas.

AVISO DE GARANTÍA:
Garantizamos que la composición y concentración de este producto corresponden a lo indicado en la etiqueta. Sus instrucciones de uso se basan en rigurosos y extensos ensayos en todo el mundo. Sin embargo, como su aplicación y manejo están fuera de nuestro control, no damos ninguna garantía expresa o implícita sobre los resultados al usarlo. Al comprar este producto, el usuario adquiere la responsabilidad de su buen uso y manejo.

COMPOSICIÓN QUÍMICA			
Nitrógeno total (N)	110 g/L	9.1% p/p	
Fósforo (P2O5)	80 g/L	6.6% p/p	
Potasio (K2O)	60 g/L	5.0% p/p	
Azufre (S)	1500 mg/L	1250 ppm	
Boro (B)	400 mg/L	332 ppm	
Cobalto (Co)	20 mg/L	17 ppm	
Zinc (Zn)	800 mg/L	666 ppm	
Cobre (Cu)	400 mg/L	332 ppm	
Molibdeno (Mo)	50 mg/L	42 ppm	
Calcio (Ca)	250 mg/L	207 ppm	
Manganeso (Mn)	400 mg/L	332 ppm	
Hierro (Fe)	500 mg/L	415 ppm	
Magnesio (Mg)	250 mg/L	207 ppm	
Chelato de tiamina	40 mg/L	33 ppm	
Acido indolacético	30 mg/L	25 ppm	

PAIS	NUMERO DE REGISTRO	FECHA DE REGISTRO
GUATEMALA	33-F-150-36	03-07-02
EL SALVADOR	33-F-150-36	06-02-97
HONDURAS	322-165-V	20-02-04
NICARAGUA	BY-024A-93	24-03-10
COSTA RICA	2453	22-06-92
PANAMA	2239	02-12-99

CONTENIDO: 20 | L

FORMULADO Y DISTRIBUIDO POR: Bayer S. A.
Kin 29.5 Ruta al Pacífico
Amatitlán, Guatemala
Tels.: 6628-7200, 6628-7211

Medidas etiqueta: 350mm largo x 230mm alto

Figura AN.1.1. Etiqueta de fertilizante químico utilizado en el cultivo de chayote

ANEXO 2. LEGISLACIONES PARA LA CALIDAD DEL AGUA SUPERFICIAL Y POTABLE

Cuadro AN.1.1. Parámetros complementarios del Reglamento para la Evaluación y Clasificación de la Calidad de Cuerpos de Agua Superficiales

Parámetros complementarios	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4	Clase 5
Arsénico (mg/L)	<0,01	<0,01	0,01 a 0,05	>0.05	>0.05
Cadmio (mg/L)	<0.005	0.005	0.01	0.02	0.02
Cobre (mg/L)	<0.5	0.5 a <1	1.0 a 1.5	1.5 a 2.0	2.0 a 2.5
Cromo Total (mg/L)	<0.05	0.05	0.2	0.5	<0.5
Mercurio (mg/L)	<0.001	0.001	0.002	0.004	0.005
Níquel (mg/L)	<0.05	0.05	0.1	0.2	0.3
Plomo (mg/L)	<0.03	0.03 a <0.05	0.05 a <0.10	0.1 a <0.2	0.2

Cuadro AN.1.2. Valores de referencia del reglamento para la calidad del agua del Ministerio de Salud

Químico	Valor de referencia (mg/L)
Arsénico	0.01
Cadmio	0.003
Cobre	2
Cromo	0.05
Mercurio	0.001
Plomo	0.01
Níquel	0.02