

UNIVERSIDAD SAN FRANCISCO DE QUITO USFQ

Colegio de Ciencia Biológicas y Ambientales

**Efectos de la alteración urbana en la distribución de algas
bénticas y cianobacterias de tres ríos de bosque nublado en el
Chocó Andino (Mindó), Ecuador**

Henry Alexander Rojas Martínez

Biología

Trabajo de fin de carrera presentado como requisito
para la obtención del título de
Biólogo

Quito, 21 de diciembre de 2021

UNIVERSIDAD SAN FRANCISCO DE QUITO USFQ

Colegio de Ciencias Biológicas y Ambientales

**HOJA DE CALIFICACIÓN
DE TRABAJO DE FIN DE CARRERA**

**Efectos de la alteración urbana en la distribución de algas bénticas y
cianobacterias de tres ríos de bosque nublado en el Chocó Andino (Mindó),
Ecuador**

Henry Alexander Rojas Martínez

Nombre del profesor, Título académico

Hugo Valdebenito, Ph.D.

Quito, 21 de diciembre de 2021

© DERECHOS DE AUTOR

Por medio del presente documento certifico que he leído todas las Políticas y Manuales de la Universidad San Francisco de Quito USFQ, incluyendo la Política de Propiedad Intelectual USFQ, y estoy de acuerdo con su contenido, por lo que los derechos de propiedad intelectual del presente trabajo quedan sujetos a lo dispuesto en esas Políticas.

Asimismo, autorizo a la USFQ para que realice la digitalización y publicación de este trabajo en el repositorio virtual, de conformidad a lo dispuesto en la Ley Orgánica de Educación Superior del Ecuador.

Nombres y apellidos: Henry Alexander Rojas Martínez

Código: 00202116

Cédula de identidad: 172294101-8

Lugar y fecha: Quito, 21 de septiembre de 2021

ACLARACIÓN PARA PUBLICACIÓN

Nota: El presente trabajo, en su totalidad o cualquiera de sus partes, no debe ser considerado como una publicación, incluso a pesar de estar disponible sin restricciones a través de un repositorio institucional. Esta declaración se alinea con las prácticas y recomendaciones presentadas por el Committee on Publication Ethics COPE descritas por Barbour et al. (2017) Discussion document on best practice for issues around theses publishing, disponible en <http://bit.ly/COPETHeses>.

UNPUBLISHED DOCUMENT

Note: The following capstone project is available through Universidad San Francisco de Quito USFQ institutional repository. Nonetheless, this project – in whole or in part – should not be considered a publication. This statement follows the recommendations presented by the Committee on Publication Ethics COPE described by Barbour et al. (2017) Discussion document on best practice for issues around theses publishing available on <http://bit.ly/COPETHeses>.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a mi familia, Henry, Yerena y Matías por el apoyo que me brindaron a lo largo de mi carrera.

A mis abuelos, tíos, tías y primos por ser parte de mi formación personal.

A mi profesor Hugo Valdebenito, por apoyarme con mi trabajo de titulación.

A Daniela Rosero del laboratorio de ecología acuática, por compartir su conocimiento y ayudarme en la realización de este estudio.

Agradecimiento a los dos guías cuya disposición, conocimiento e interés por la conservación de Mindo hicieron posible el trabajo de campo.

A mis amigos, por acompañarme en mi proceso de aprendizaje y por todos los momentos compartidos.

RESUMEN

Las algas bénticas y cianobacterias son organismos fotosintéticos asociados con el sustrato bajo la superficie acuática. Además de su rol ecológico como productores primarios estos organismos son importantes por estar asociados a la calidad del agua, ya que son sensibles a los cambios en el ecosistema. En la zona del Chocó Andino específicamente en la parroquia de Mindo, los ríos son importantes para el turismo y el abastecimiento de agua. Sin embargo, las actividades antropogénicas han modificado el uso de suelo y alterado el ecosistema acuático. Por lo tanto, es importante monitorear el efecto del poblado en la distribución de algas bénticas y cianobacterias en los ríos. Este estudio se centró en los ríos Canchupi, Saguambi y Mindo arriba y bajo el poblado. Para identificar si existe un cambio en la distribución de la comunidad béntica se obtuvo la concentración de clorofila-a de tres principales grupos: diatomeas, algas verdes y cianobacterias con ayuda del fluorómetro Benthoscan (BG36700-V). También se registraron parámetros fisicoquímicos y de hábitat fluvial para los tres ríos. Se encontró que los sitios arriba del poblado en los ríos Saguambi y Mindo presentan diferencias significativas en cuanto a la concentración de clorofila total (concentración de clorofila de los tres grupos) en comparación a los sitios bajo el poblado. Mientras para el río Canchupi no existen diferencias significativas en los sitios arriba y bajo el poblado. Las diatomeas fueron el grupo con una representación porcentual más alta. Por otro lado, las algas verdes son el grupo con una representación menor al 3% en todos los sitios. De acuerdo con los datos se puede inferir que sí existen diferencias en la comunidad de algas bénticas entre los sitios arriba y bajo el poblado en los ríos Saguambi y Canchupi. Sin embargo, la dirección del efecto no fue consistente entre los ríos, lo que posiblemente se debe a las características físicas de los mismos.

Palabras clave: algas bénticas, cianobacterias, ríos, uso de suelo, Mindo, Chocó Andino

ABSTRACT

Benthic algae and cyanobacteria are photosynthetic organisms associated with the substrate under the aquatic surface. In addition to their ecological role as primary producers, these organisms are important for being associated with water quality, as they are sensitive to changes in the ecosystem. In the Andean Choco area, specifically in the urban area of Mindo, rivers are important for tourism and water supply. However, anthropogenic activities have changed land use and altered the aquatic ecosystem. Therefore, it is important to monitor the effect of the stand on the distribution of benthic algae and cyanobacteria in rivers. This study focused on the Canchupi, Saguambi and Mindo rivers above and below the village. To identify whether there is a change in the distribution of the benthic community, chlorophyll-a concentration was obtained from three main groups: diatoms, green algae and cyanobacteria with the help of the Benthic Torch fluorometer (BG36 700-V). Physic-chemical and river habitat parameters were also recorded for the three rivers. It was found that the sites above the village in the Saguambi and Mindo rivers show significant differences in total chlorophyll concentration (chlorophyll concentration of the three groups) compared to the sites below the village. While for the Canchupi River there are no significant differences in the sites above and below the village. Diatoms were the group with the highest percentage representation. Green algae, on the other hand, are the group with less than 3% representation at all sites. According to the data, it can be inferred that there are differences in the benthic algae community between the sites above and below the population in the Saguambi and Canchupi rivers. However, the direction of the effect was not consistent between rivers, which may be due to their physical characteristics.

Key words: benthic algae, cyanobacteria, rivers, land use, Mindo, Choco Andino

TABLA DE CONTENIDO

INTRODUCCIÓN.....	10
1. Antecedentes.....	10
2. Planteamiento de la investigación	11
3. Algas bénticas y cianobacterias en ríos, su ecología y rol como indicadores del ecosistema:	12
4. Parámetros físicos y químicos que afectan la distribución de algas bénticas y cianobacterias:	14
5. Parámetros que determinan la concentración de algas:	15
6. Estudios similares en Ecuador.....	16
OBJETIVOS.....	18
1. Objetivo general	18
2. Objetivos específicos.....	18
DESARROLLO DEL TEMA.....	19
1. Área de estudio	19
a. Río Saguambi	20
b. Río Canchupi	20
c. Río Mindo.....	20
2. Plan de muestreo y análisis de datos	21
RESULTADOS	23
CONCLUSIONES.....	28
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	31
ANEXOS.....	39

ÍNDICE DE FIGURAS

- Figura 1.** A) Concentración de clorofila a (ug/cm²) de las algas bénticas encontradas en los ríos Canchupi, Mindo y Saguambi para los sitios arriba y bajo de los poblados. B) y C) Distribución de los taxa de algas bénticas (%) encontrados en los ríos Mindo, Canchupi y Saguambi río arriba y abajo del poblado. 24
- Figura 2.** Distribución de los datos de diatomeas (a) y cianobacterias (b) para cada río 25
- Figura 3.** Distribución de diatomeas (a), algas verdes (b) y cianobacterias (c) con respecto al río y la ubicación (arriba, abajo). 26

INTRODUCCIÓN

1. Antecedentes

Los patrones de abundancia, distribución e interacción de especies son estudiados por la ecología de comunidades, y estos patrones pueden ser estudiados a diferentes escalas (Leibold et al. 2004).

La bioregión del Chocó-Andino ha sido reconocida a nivel mundial por su diversidad cultural y biológica, que se extiende desde la provincia de Darién en Panamá hasta la provincia de Manabí en Ecuador. Los bosques tropicales de las tierras bajas al noroccidente del Ecuador corresponden a la biorregión del Chocó, uno de los 25 “*hotspots*” de biodiversidad en el mundo (Fagua y Ramsey, 2019). A pesar de ser un área con prioridad mundial para la conservación, el Chocó-Andino presenta una de las tasas más altas de deforestación, para dar paso a actividades de agricultura extensiva, para palma africana y ganadería (Fagua y Ramsey, 2019). El cambio del tipo de suelo de bosque primario a pastizal y cultivos agrícolas genera un impacto sobre el suelo que se traduce en una alteración a los ecosistemas acuáticos que caracterizan al noroccidente del Ecuador (Morabowen et al., 2019).

La bioregión del Chocó-Andino es conocida por tener uno de los niveles más altos de precipitación en el planeta, con un promedio anual de 3088,4 mm (Rangel y Arellano, 2004). Presenta una estacionalidad hidrológica bimodal que acompañada de los eventos de precipitación local y regional dan origen a un gran número de ecosistemas acuáticos (Sánchez Garcés, 2017). Los ríos y riachuelos que drenan desde los Andes hasta el océano Pacífico recorren los bosques y transportan importantes cantidades de nutrientes y sedimentos desde las montañas hasta las zonas bajas.

Los cambios en la cobertura vegetal y el tipo de suelo también pueden influir en los procesos físicos a escala regional, como son la cantidad de evapotranspiración que debería

llegar del bosque hacia la atmósfera, y a escala local, la cantidad de agua que se infiltra en el suelo y la cantidad y calidad del agua que se escurre hacia los ríos. Los ríos y riachuelos de la bioregión del Chocó-Andino albergan comunidades bénticas que se han adaptado a las condiciones hidrológicas naturales (Morabowen et al., 2019). Las actividades humanas que alteran la cantidad y calidad del agua de los ríos y riachuelos representan una presión para la conservación y salud de los ecosistemas acuáticos del Chocó-Andino. Conocer el estado ecológico mediante el estado de las comunidades bénticas que permitan tener una apreciación a tiempo es de suma importancia para la toma de medidas de manejo y la aplicación de correctivos para reducir el impacto sobre los ríos del noroccidente del Ecuador.

2. Planteamiento de la investigación

En la Bioregión del Chocó-Andino se encuentra la reserva de biósfera Chocó Andino que fue declarada oficialmente en el año 2018 y es la séptima Reserva de Biósfera dentro del Ecuador (UNESCO, 2018). Dentro de la reserva habitan aproximadamente 880.000 personas que se dedican en gran parte al turismo y la agricultura. Cerca del 60% de la superficie de la reserva de biósfera está destinada a conservación y manejo sostenible (Zambrano et al., 2021). A pesar de ello, los recursos naturales y los servicios ambientales que provee la reserva de biósfera han sido objeto de interés para el desarrollo energético y extractivo. En el territorio de la reserva existen ya concesiones mineras que han dado paso a una serie de conflictos socio ambientales entre habitantes y compañías privadas y estatales: *Natural Resources* – concesión Rumiñahui. Asimismo, existe once concesiones que han iniciado procesos de exploración para materiales metálicos y pétreos. Junto con la explotación de minerales se observa una creciente expansión de la frontera agrícola de las tierras aledañas. Los cultivos a gran escala que se encuentran en la zona de Pichincha que forma parte de la

reserva de biosfera Chocó-Andino están el palmito (*Bactris gasipaes*) y palma aceitera (*Elaeis guineensis*) (Zambrano et al., 2021).

De manera específica, la Parroquia de Mindo, ubicada dentro de la reserva constituye una zona emblemática del noroccidente y la Bioregión del Chocó-Andino. Los “ríos de Mindo” son característicos del Chocó y son la principal fuente de agua y atracción turística del poblado. El crecimiento demográfico y con ellos las actividades asociadas a la agricultura y ganadería local han ocasionado un cambio importante en el uso del suelo de la parroquia (GAD Parroquial Mindo, 2012). El análisis del impacto de este cambio no se ha analizado en los ríos de Mindo, pero los pobladores ya reconocen que las condiciones no son las mismas de antes.

3. Algas bénticas y cianobacterias en ríos, su ecología y rol como indicadores del ecosistema:

Las algas marinas y de agua dulce son un grupo de organismos fotosintéticos responsables de aproximadamente la mitad de la fotosíntesis en la tierra. Los organismos fotosintéticos están presentes en casi todos los ecosistemas acuáticos y su rol como productores primarios es clave para la integración de los factores fisicoquímicos del ecosistema en la cadena trófica (Lowe y LaLiberte, 2017) (Biggs, 1996). Las diversas especies de algas comparten características fisiológicas similares y pueden ser subclasificadas por el nicho ecológico que ocupan, los rasgos funcionales y su taxonomía.

Este estudio se enfoca en las algas bénticas, las cuales comparten una misma clasificación ecológica asociada con el sustrato sumergido bajo la superficie acuática (Lowe y LaLiberte, 2017). Este tipo de algas están relacionadas comúnmente a sistemas lóticos

(agua en constante movimiento) como ríos, riachuelos, etc. por lo que es común observar la dominancia de algas bénticas en este tipo de afluentes (Necchi, 2016).

Dentro de las comunidades de algas bénticas en ríos, es normal encontrar algas verde-azules (Cyanophyta), algas verdes (Chlorophyta), diatomeas (Bacillariophyta) y algas rojas (Rhodophyta) (Casamatta y Hašler, 2016). Los organismos de estos grupos tienen en común la presencia del pigmento fotosintético llamado clorofila-a (Stevenson et al., 1996), siendo organismos capaces de hacer fotosíntesis; tanto la disponibilidad de nutrientes como la luz solar son recursos determinantes para su crecimiento (Stevenson et al., 1996).

La importancia de las algas bénticas no solo recae en su función dentro del ecosistema acuático, sino también por su importancia como indicadores de alteraciones. El conocimiento de su ecología (rangos de tolerancia) y la capacidad de detectar cambios y reaccionar ante ellos hace que las algas bénticas sean consideradas como bioindicadores ideales en ecosistemas de agua dulce (Lowe y LaLiberte, 2017) (Vázquez et al., 2006).

Existen tres propiedades principales que hacen a las algas bénticas adecuadas para monitorear las variaciones en ecosistemas: (i) tienen una alta sensibilidad a cambios ambientales, (ii) son fáciles de muestrear y (iii) la gran mayoría de especies son cosmopolitas con una ecología y fisiología bien estudiadas (Wu et al., 2017) (Vélez-Azañero et al., 2016). No obstante, la información biológica proporcionada por los bioindicadores no reemplaza a los análisis fisicoquímicos, sino más bien se complementan entre sí (Vázquez et al., 2006).

4. Parámetros físicos y químicos que afectan la distribución de algas bénticas y cianobacterias:

Los ecosistemas naturales están influenciados constantemente por factores bióticos y abióticos que causan estrés en las poblaciones y alteran los distintos hábitats (Markert et al., 2003). La descarga de aguas residuales y desechos provenientes de actividades humanas han provocado una degradación de los ecosistemas acuáticos. El incremento de sustancias orgánicas y químicas alteran la biota, provocando un desbalance ecológico (Somashekar, 1984) (Vázquez et al., 2006).

A través de los años se han utilizado parámetros fisicoquímicos para determinar el estado de las afluentes de agua. Estos datos ayudan a entender la composición de los ríos, sin embargo, por sí solos no permiten evaluar el efecto de estos compuestos en la biota acuática (Ortega, 1996). Los parámetros que se miden comúnmente para hacer este tipo de análisis son el pH, la presencia de coliformes, conductividad, alcalinidad y presencia de cloruros (Tyagi et al., 2013).

A pesar de su importancia en estudios de calidad de agua en ecosistemas acuáticos, los factores fisicoquímicos deben ser complementados con la información proporcionada por indicadores biológicos (Džeroski et al., 2000), ya que éstos están en continua exposición a las variaciones ambientales por lo tanto reflejan los impactos ecológicos como consecuencia de los cambios en el ecosistema durante largos período de tiempo (Ortega, 1996).

En ocasiones los impactos pueden generar cambios en las poblaciones de algas. En algunos casos luego de un aumento de nutrientes a causa de descargas de desechos domésticos, actividades agrícolas/ganaderos o eutroficación natural, la abundancia de algas aumenta drásticamente afectando al resto de especies (Stevenson et al., 1996). Esto se debe a

que la cantidad de nutrientes disueltos en el agua pueden llegar a ser un factor determinante en el aumento de la biomasa de algas (Biggs y Smith, 2002) (Chételat et al., 1999).

En ríos ubicados cerca de zonas agrícolas, las cuales contienen alta concentración de nutrientes, se encontró una mayor diversidad de algas. Mientras que en ríos rodeados por bosque la diversidad de algas fue menor lo que indica un sistema oligotrófico (Carpenter y Waite, 2000). Aunque no se puede describir con exactitud la calidad del agua únicamente utilizando a las algas bénticas y cianobacterias como bioindicadores, se observa que la combinación de condiciones y la presencia de determinados factores permiten inferir la calidad del agua por la presencia de ciertos taxones.

Las diátomeas son el principal grupo utilizado para inferir la calidad del agua. La tolerancia de estos organismos a condiciones de pH, conductividad, salinidad, humedad, materia orgánica, requerimientos de oxígeno y disponibilidad de nutrientes ya han sido estudiadas (Lobo et al., 2016). Este taxón normalmente está presente en mayor abundancia en ríos con baja intensidad de luz y cercanos a áreas urbanas o agrícolas, al contrario de las cianobacterias y algas verdes (Bellinger et al., 2006) (Munn et al., 2002).

5. Parámetros que determinan la concentración de algas:

La eutroficación de las afluentes de agua debido al aumento de nutrientes como fósforo (P) y nitrógeno (N), ya sea por razones naturales o por actividades humanas causan un desbalance en las comunidades acuáticas (Kim et al., 2021). Aumentos en los niveles de P y N facilitan el crecimiento de algas y tienen un efecto en las características fisicoquímicas del medio acuático (O'Hare et al., 2018).

Bajo este supuesto se puede establecer una relación entre la biomasa y el nivel de fósforo y nitrógeno disueltos en el agua. Un indicador de la biomasa es la clorofila *a* (chl-*a*) y

su eficacia en estudios de impactos acuáticos ha sido comprobada ya que es (1) sensible a cambios en el ecosistema, principalmente en aumentos de nutrientes y (2) es fácil de monitorear (Boyer et al., 2009).

Uno de los nutrientes más comunes al hablar de un evento de eutroficación es el fósforo (P). La variación en este elemento ha evidenciado tener un efecto en la biomasa de algas y por lo tanto en la clorofila *a* (Royer et al., 2008). La disponibilidad de P en los ríos tiene una correlación positiva con la cantidad de clorofila *a*/biomasa, considerado como un elemento limitante para el crecimiento de algas (Sadeghian et al., 2018) (Kim et al., 2021).

Además de su importancia para el ecosistema, un aumento de P puede promover el crecimiento de cianobacterias, las cuales pueden deteriorar el ecosistema debido a su toxicidad (Wood et al., 2020). Cabe recalcar que estos eventos de eutroficación (aumento de nutrientes y clorofila *a*) están relacionados con factores físicoquímicos como la conductividad, oxígeno disuelto, temperatura, pH, etc, ya que un aumento en la conductividad demuestra un incremento en la disponibilidad de nutrientes y este aumento a su vez se relaciona con la biomasa de algas (Munn et al., 2002).

6. Estudios similares en Ecuador

Mindo es una parroquia que vive principalmente del turismo de naturaleza y su principal atractivo son la fauna, flora y ríos de la zona, por lo que su actividad económica depende de la salud de los ecosistemas y cuencas hidrográficas. Esta inclinación por las actividades sostenibles es usual entre los pobladores que además del turismo se dedican a la agroforestería, creación de artesanías y cultivos a escala local (Zambrano et al., 2021). Sin embargo, cerca de la zona y a sus alrededores existen compañías e individuos que realizan otro tipo de actividades económicas que son perjudiciales para el ecosistema, principalmente

la deforestación para agricultura y expansión urbana. El incremento de estos impactos se da por la necesidad de tierra producto de la migración de la ciudad al campo lo que conlleva a un aumento del centro urbano y la cantidad de desechos. Asimismo, proyectos como la hidroeléctrica “Maduriacu”, la posibilidad de minería metálica a gran escala y aumento de la frontera agrícola cuyos impactos deben ser analizados (Zambrano et al., 2021) incrementan este problema. Cabe recalcar que el turismo enfocado en la cantidad de visitantes practicado por algunas agencias también genera impactos negativos en el ecosistema.

Tanto el turismo como las actividades agrícolas y cambios de la cubierta vegetal no solo tienen un impacto en la fauna y la flora sino también cambian la dinámica y composición biológica de los ríos, ya que los cambios en la cobertura del suelo distorsionan el régimen de evapotranspiración de los ríos, la temperatura del agua y la disponibilidad de alimentos (Morabowen et al., 2019). Estos son factores clave que determinan la distribución, diversidad y abundancia de las comunidades bénticas. No obstante, el efecto en los ríos depende de la magnitud del impacto antropogénico y tipo de uso de suelo.

En un estudio realizado en río Blanco de la amazonia ecuatoriana demostró que las comunidades de algas bénticas en este caso diatomeas, sirven como base para aproximación al inferir la salud de los ríos. Tomando en cuenta los impactos antropogénicos el estudio demostró que las secciones del río bajo el poblado principal tenían una calidad de agua inferior (Quevedo et al., 2021). No obstante, la diferencia fue mínima ya que los poblados analizados tienen un número de habitantes pequeño y su estilo de vida está más relacionado al cuidado de la naturaleza.

OBJETIVOS

1. Objetivo general

Comparar la composición de algas bénticas en los ríos Saguambi, Canchupi y Mindo antes y después del poblado de Mindo, para inferir si el cambio del tipo de uso de suelo tiene efecto en los principales grupos de algas bénticas: diatomeas, algas verdes y cianobacterias.

2. Objetivos específicos

- Conocer la distribución de algas bénticas en los ríos de Mindo en donde existe bosque natural
- Evaluar la distribución de tres grupos principales de productores primarios: algas verdes, diatomeas y cianobacterias en ríos de Mindo
- Conocer el efecto que tiene el cambio de uso de suelo en los principales grupos de algas bénticas en tres ríos de Mindo

DESARROLLO DEL TEMA

1. Área de estudio

El área de estudio se ubica dentro de la Parroquia de Mindo, Cantón San Miguel de Los Bancos, a 70 km al Noroccidente de Quito. El área de estudio se encuentra a una elevación de 1.250 msnm y se localiza en la zona de influencia del Bosque Protector Mindo-Nambillo dentro de la Reserva de Biósfera del Chocó-Andino (Anexo 1). Mindo es una de las parroquias más antiguas de la provincia de Pichincha declarada el 20 de mayo de 1861 (GAD Parroquial Mindo, 2012).

El área de estudio recibe precipitaciones variables desde los 1800 hasta los 3300 mm anuales. Cuenta con un alto régimen de humedad y la temperatura promedio oscila entre los 17 y 20°C. En el área de estudio se encuentra cuatro ecosistemas de bosques siempre verdes de la cordillera occidental de los Andes, estos son (1) Bosque montano alto, (2) Bosque montano bajo, (3) Bosque montano y (4) Bosque pie montano (GAD Parroquial Mindo, 2012).

El sistema hidrográfico de Mindo se encuentra dentro de la cuenca hidrográfica del río Esmeraldas conformada por las subcuencas del Río Blanco y el Río Guayllabamba. La microcuenca del río Mindo que alberga a los ríos Canchupi y Saguambi forman parte de la subcuenca del Río Blanco. La microcuenca del Río Mindo es una de las más afectadas por la deforestación junto a la microcuenca de los ríos Cinto y Pachijal (SENAGUA, 2011). En el 2011, se encontró que los ríos con valores más bajos de concentración de oxígeno disuelto fueron los ríos Mindo y Canchupi (GAD Parroquial Mindo, 2012). En el área de estudio las zonas de drenaje y recarga de la mayoría de los ríos ha sido afectada con el cambio del uso de

suelo a pastizales. En la zona de drenaje se observa como práctica común el uso de pesticidas y fertilizantes que tienen como destino final los ríos (GAD Parroquial Mindo, 2012).

a. Río Saguambi

El río Saguambi es uno de los ríos más importantes del área de estudio ya que abastece de agua al 60% de la población de Mindo. El río Saguambi o estero Saguambi nace al Este de la microcuenca del río Mindo y desemboca en el río Mindo antes de la unión con el río Canchupi (Alvarado et al., 1999). La microcuenca del río Saguambi presenta descargas líquidas abajo de la zona poblada. En la zona de drenaje se observa la presencia de desechos sólidos como producto de las actividades de lotización y urbanización.

b. Río Canchupi

El río Canchupi nace al Este de la microcuenca del río Mindo depositando sus aguas a el río Mindo en el borde Oeste de la cuenca (Alvarado et al., 1999). Este río atraviesa el área de la zona urbana de la parroquia. De acuerdo con el GAD Parroquial de Mindo el río Canchupi se encuentra afectado por la presencia de bacterias fecales y materia orgánica a causa de las descargas directas de las viviendas y el estado deteriorado de los tanques de tratamiento de aguas servidas (GAD Parroquial Mindo, 2012).

c. Río Mindo

El río Mindo que fluye de Este a Oeste nace en la microcuenca con su mismo nombre y es considerado como uno de los drenajes principales de la zona, desembocando en la subcuenca del río Blanco (Alvarado et al., 1999). El río Mindo presenta contaminación por residuos químicos y desechos sólidos. Las fuentes de contaminación de este río son las

actividades ganaderas, turismo, erosión del suelo y descargas directas de viviendas (GAD Parroquial Mindo, 2012).

2. Plan de muestreo y análisis de datos

Los puntos de muestreo fueron definidos de acuerdo con el tipo de uso de suelo cercano a los ríos, tomando en cuenta el tipo de impactos antropogénicos registrados en la literatura y observados en campo al momento del muestreo. Para los sitios de referencia de cada río se eligieron áreas que demostraban un impacto antropogénico casi nulo arriba del río (Anexo 2) (Fetscher et al., 2014). Las secciones de muestro en cada área se establecieron de forma paralela a la orilla del río en dirección del flujo de agua (Chételat et al., 1999).

La longitud de las secciones fue de 30 metros subdivididas en 10 transectos transversales de tres metros para cada sitio de muestreo, incluyendo los puntos de orilla a orilla a excepción en el río Saguambi y Canchupi, mas no el río Mindo debido a su tamaño. Para cada sitio se registraron la ubicación geográfica (UTM), ancho del río (m), profundidad promedio (m) y cobertura de dosel (Munn et al., 2002). Asimismo, se registró el Índice de Calidad de Ribera del Bosque Montano (QBR-Mon*) y el Índice de Presiones Antropogénicas al ecosistema fluvial (IPA) según las instrucciones del manual de Encalada et al., 2019.

La composición de grupos de algas bénticas se evaluó mediante el uso del fluorómetro BenthosTorch (BG36700-V, bbe Moldaenke GmbH Schwentinental, Germany), un instrumento diseñado para facilitar la medición de biomasa. Este dispositivo mide la fluorescencia de la clorofila *a* emitida a 690nm (Rosero-López et al., 2021; Fierro et al., 2019). La medición arroja los datos de clorofila *a* de tres grupos fotosintéticos: cianobacterias (Cyanophyta), diatomeas (Bacillariophyta) y algas verdes (Chlorophyta), mediante el uso de un algoritmo basado en las

respuestas a la fluorescencia producida por la excitación de las distintas longitudes de onda (Fierro et al., 2019).

Para la recolección de datos se ubicó el Benthos Torch sobre el sustrato en 10 puntos aleatorios sobre cada transecto transversal de tres metros. Todos los datos fueron obtenidos entre las 12:00hrs y 16:00hrs, para evitar una variación en la cantidad de clorofila *a* por fotoinhibición. Los datos individuales de clorofila *a* de cada grupo de algas se anotaron en una libreta por separado. El valor de clorofila *a* total para cada punto se obtuvo mediante la suma de clorofila de cada grupo fotosintético por cm^2 (Rosero-López et al., 2021; Fierro et al., 2019). Para el registro de parámetros físicos como pH, temperatura ($^{\circ}\text{C}$), conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) y oxígeno disuelto (mg/L) se utilizó un pHímetro y oxímetro respectivamente. Los datos fueron registrados en una libreta cada diez minutos por el tiempo que duró cada muestreo. Finalmente, estos datos se promediaron para cada sitio como se puede observar en el Anexo 3.

Para los análisis estadísticos se realizó una prueba de normalidad Shapiro-Wilk a los parámetros medidos con el fin de conocer si los datos tenían una distribución normal. Esta prueba de normalidad fue elegida por sobre las demás disponibles en el software R debido a su poder estadístico (Mohd Razali y Yap, 2011). Debido a que los datos no siguieron una distribución normal para el análisis estadístico se utilizó la prueba para datos no paramétricos Wilcoxon Rank Sum Test (Mann Whitney Wilcoxon) con el fin de realizar una comparación de diferencia de medias de variables independientes entre los sitios arriba y bajo el poblado en cada río (Fay y Proschan, 2010) utilizando un grado de significancia $\alpha=0.05$ para determinar si existen diferencias estadísticamente significativas entre los sitios de cada río (Anexo 4).

RESULTADOS

La distribución general de los datos de clorofila total ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$) en los tres ríos (Canchupi, Mindo y Saguambi) para la sección antes del pueblo y después del pueblo indica que el Río Canchupi arriba del poblado tiene una mediana de 5.12 y una media de 5,91. La caja contiene el 50% de los datos entre el Q1 y Q3 y va desde 2.91 a 8.44. Con respecto a río abajo del poblado tiene una mediana de 6.78 y una media de 6.97, el tamaño de la caja va desde 3.27 a 10.37. El Río Mindo arriba del poblado tiene una mediana de 6.96 y una media de 7.34 (Figura 1). El rango entre el Q1 y Q3 varía de 4.22 a 10.16. El río bajo el poblado tiene una mediana de 2.91 y una media de 3.25, con un rango entre el Q1 y Q3 que va desde 2.185 a 3.94 de clorofila *a*. El Río Saguambi arriba del poblado tiene una mediana de 3.18 y una media de 4.46, con un rango entre el Q1 y Q3 que va desde 1.73 a 6.58; mientras que bajo el poblado tiene una mediana 2.12 y una media de 3.42. Con un rango entre el Q1 y Q3 que va desde 0.68 a 5.26.

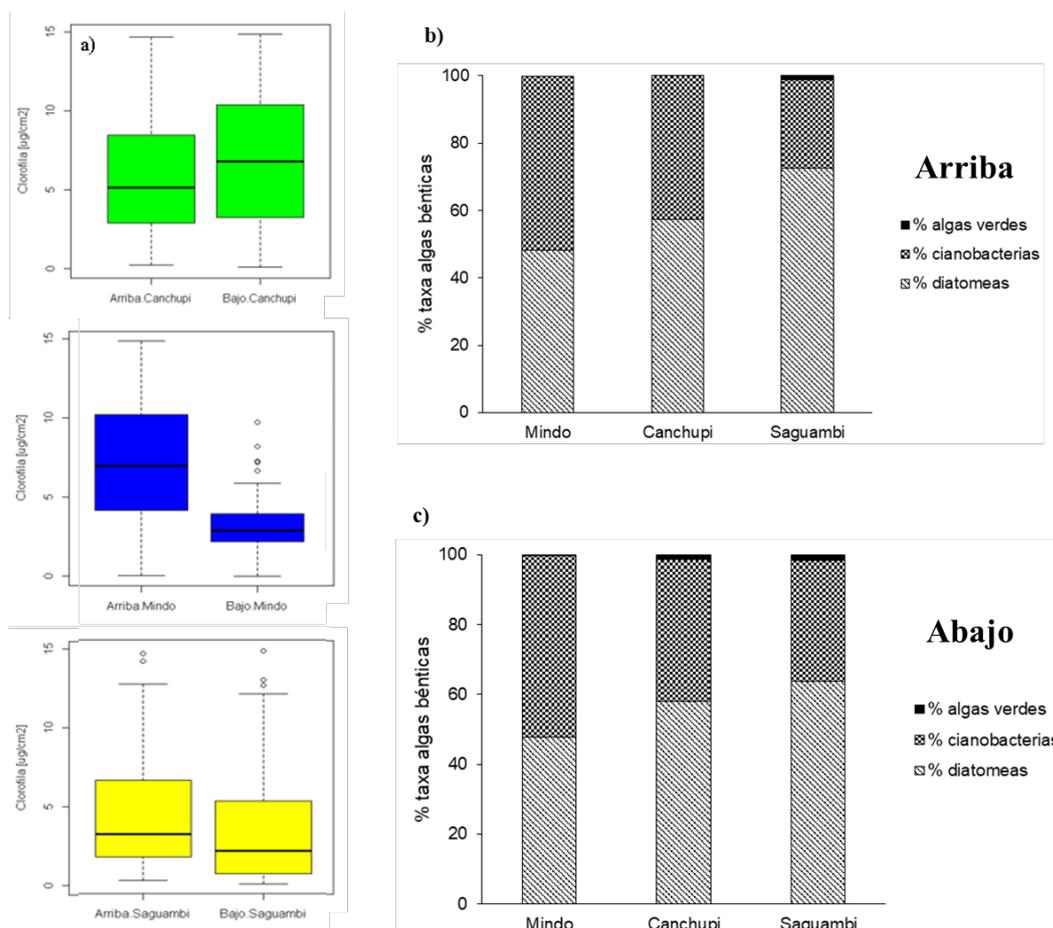


Figura 1. A) Concentración de clorofila *a* ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$) de las algas bénticas encontradas en los ríos Canchupi, Mindo y Saguambi para los sitios arriba y bajo de los poblados. B) y C) Distribución de los taxa de algas bénticas (%) encontrados en los ríos Mindo, Canchupi y Saguambi río arriba y abajo del poblado.

En los gráficos b (después del poblado) y c (antes del poblado) se observa el porcentaje de los grupos de algas (diatomeas, algas verdes, cianobacterias) para cada río, con dominancia de las diatomeas como el grupo más abundante, seguido por la cianobacterias. Las algas verdes tienen una representación menor o igual al 3% en todas las zonas. En el Río Saguambi el porcentaje de diatomeas arriba del poblado es de 70% y abajo del poblado de 64%; mientras que para el Río Canchupi las diatomeas tanto arriba como abajo del poblado tienen una representación del 59%. El Río Mindo presenta un porcentaje de diatomeas igual para ambos sitios con un 47%.

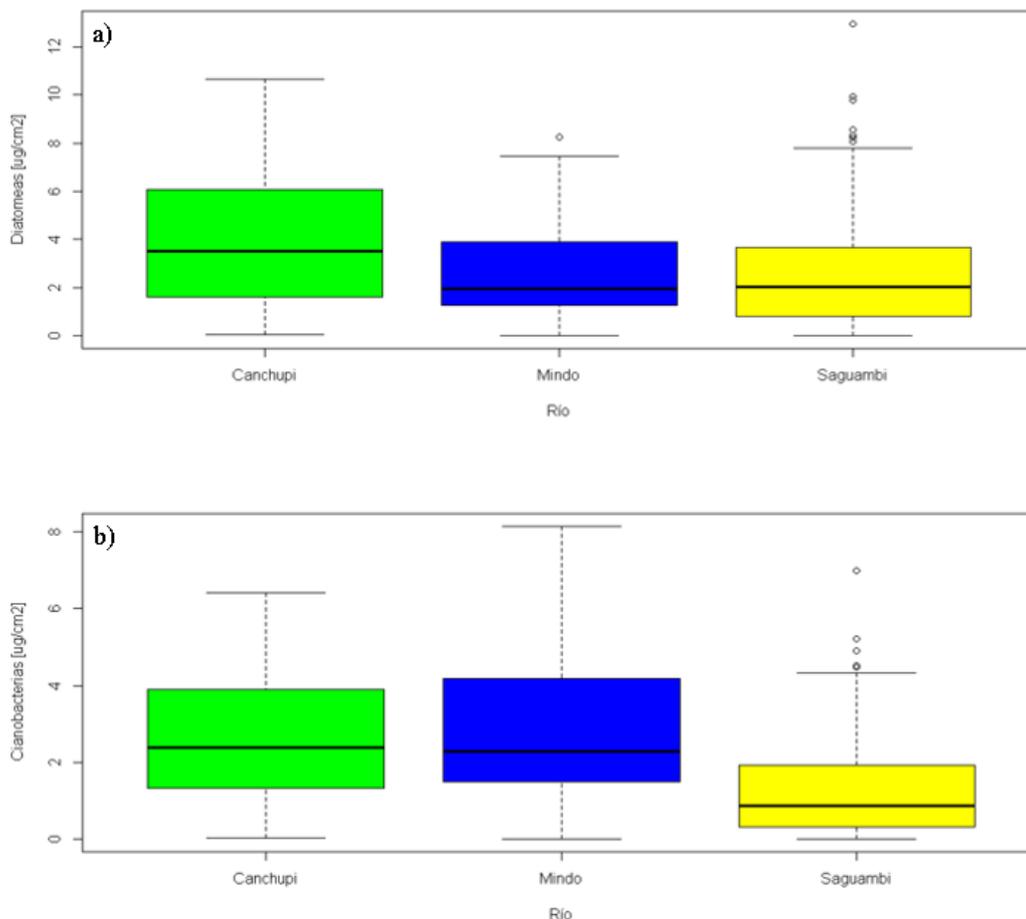


Figura 2. Distribución de los datos de diatomeas (a) y cianobacterias (b) para cada río

Con respecto a las diatomeas, se observa que el Río Canchupi presenta una media de 3.85 y mediana de 3.52. En el Río Mindo la media es de 2.70 y la mediana de 1.94, mientras que el Río Saguari presenta una media de 2.68 y mediana de 2.04. Para cianobacterias el Río Canchupi presenta una media de 2.58 y la mediana de 2.38. El Río Mindo la media y mediana son de 2.88 y 2.29 respectivamente. Para el Río Saguari la media es de 1.25 y la mediana de 0.86. Dado lo anterior, se puede indicar que con respecto a las diatomeas el Río Canchupi es el que presenta valores más altos (Figura 2a) y los Ríos Mindo y Saguari presentan valores similares. Con respecto a cianobacterias (Figura 2b) el Río Mindo presenta los valores más altos, sin embargo, no difieren mucho de los valores del Río Canchupi. El Río Saguari es el que presenta los valores más bajos en cuanto a cianobacterias.

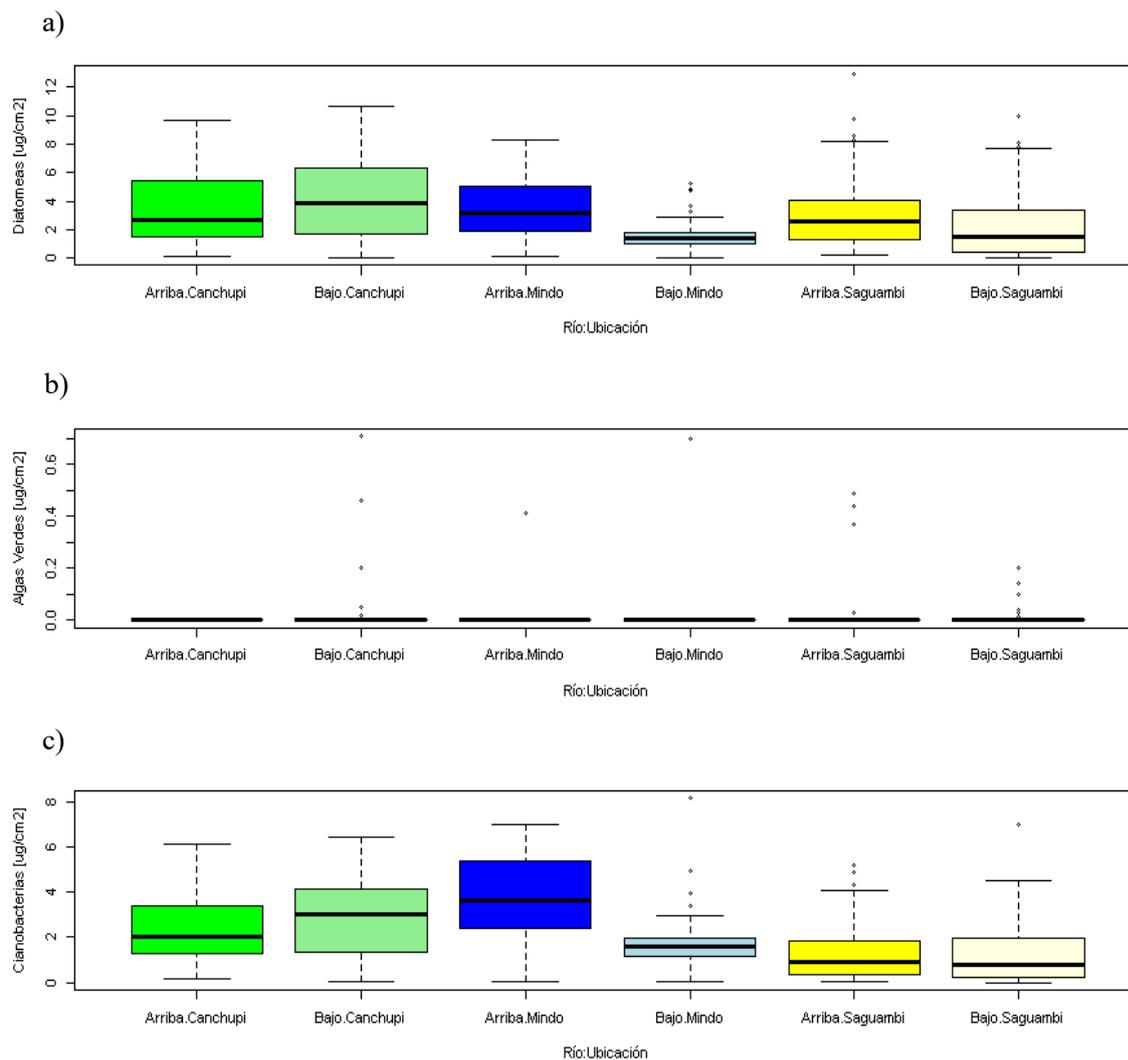


Figura 3. Distribución de diatomeas (a), algas verdes (b) y cianobacterias (c) con respecto al río y la ubicación (arriba, abajo).

Las cajas del gráfico de diatomeas (Figura 3a) tienen una distribución similar a la Figura 2 (Clorofila Total). En cuanto a las algas verdes se observan valores iguales o cercanos al 0 en todos los ríos y ubicaciones. Los ríos Canchupi bajo el poblado y Mindo arriba del poblado presentan los valores más altos de cianobacterias.

Además de los parámetros físico-químicos se registraron los datos de los índices de Impactos de Presiones Antropogénicas (IPA), Índice de Hábitat Fluvial (IHF-Cord) e Índice de Calidad de Ribera Andina (QBR-Mon) (Encalada et al., 2019). Según el IPA todos los ríos se encuentran en el rango de 0 a 17, es decir, la presión antropogénica en todos los ríos es

baja. Sin embargo, se observan diferencias en los valores IPA entre los sitios río arriba y río abajo del poblado en los tres ríos. En cuanto al IHF-Cord el río Saguambi presenta una buena calidad de hábitat físico fluvial arriba y bajo del pueblo (72,68), lo mismo el río Canchupi (64,5,61). Ambos ríos tienen en común que la calidad fluvial arriba del pueblo es mayor que la calidad fluvial de los sitios bajo el pueblo. Por otro lado, el río Mindo es el que presenta el IHF-Cord de menor valor. Con un IHF-Cord arriba del pueblo menor al registrado bajo el poblado (55,5.64). El valor de este índice evalúa los aspectos físicos del cauce del río y tanto los ríos Canchupi, Saguambi y Mindo se encuentran aledaños a la zona urbana de Mindo por lo que existe una alteración del paisaje cerca de estos tres ríos (GAD Parroquial Mindo, 2012). El índice QBR-Mon es mayor a 70 para todos los ríos. Esto indica una buena calidad de ribera. Pero cabe recalcar que la vegetación secundaria es la predominante en las riberas.

CONCLUSIONES

Los ecosistemas acuáticos como los ríos son altamente dinámicos, por lo que el estudio de las alteraciones que experimentan es fundamental para conocer las modificaciones del ecosistema a lo largo del tiempo (Matthaei et al., 2003). Este estudio fue planteado como un análisis preliminar para determinar si el cambio del uso del suelo tiene un efecto en la distribución de las algas bénticas presentes en tres ríos de Mindo. Mediante el uso de un fluorómetro portátil (BenthoTorch ©) se buscó cubrir la mayor cantidad de área de río a ser muestreada en un tiempo determinado. El muestreo contó con una comparación intra y entre ríos, en donde se evaluó las comunidades bénticas antes y después de la presencia de las zonas pobladas, midiendo la concentración de clorofila *a* de los principales taxa de algas bénticas: Cianobacterias, Algas Verdes y Diatomeas (ug/cm²). Comparando sitios antes y después del poblado, con el fin de determinar diferencias o no en la distribución de algas.

Con respecto a la distribución de algas, el grupo con mayor representación porcentual en los ríos Saguambi y Canchupi fueron las diatomeas, siendo el río Saguambi el que presento los valores más altos tanto arriba como bajo el poblado, con un valor de 70 y 64 % respectivamente. A continuación, el río Canchupi presentó un valor de 59% para ambos sitios (arriba y abajo). Este es un resultado esperado ya que las diatomeas son un grupo que generalmente forma gran parte de la biomasa en ríos con un impacto ambiental mínimo o moderado (Leland y Porter, 2000), además de que son un grupo cosmopolita que ocupa un amplio rango de hábitats (Lobo et al., 2010). El segundo grupo mejor representado fueron las cianobacterias, las cuales tuvieron su mayor representación en el río Mindo, superando porcentualmente a las diatomeas tanto río arriba como abajo del poblado. Es conocido que las cianobacterias son un grupo relacionado con la cantidad de P disponible en el agua y el aumento de nutrientes tiene correlación positiva con la conductividad y justamente el río

Mindo presenta el valor más alto de conductividad por lo cual se podría inferir que existe mayor disponibilidad de nutrientes disueltos en el río Mindo (Munn et al., 2002).

El río Saguambi arriba del poblado es uno de los sitios con menor impacto por acciones humanas de acuerdo con las observaciones realizadas en campo. En esta sección del río existe una toma de agua que abastece a la zona urbana de Mindo y presenta un valor de $\text{pH}=7.36$ y uno de los valores más altos de oxígeno disuelto (7.54 ± 3). Este río arriba del poblado tiene una conductividad de 66.7 uS/cm , el valor de conductividad más bajo de todas las zonas, lo cual indica baja concentración en nutrientes como fósforo y nitrógeno (Lavoie et al., 2004). La zona bajo del poblado de este río tiene una media de clorofila total de 3.42, la cual es menor a la media del río Saguambi arriba del poblado. En esta ocasión por errores de medición no fue posible tener el valor de conductividad. No obstante, se puede deducir que el bajo nivel de clorofila total en comparación al sitio arriba de pueblo está relacionado con la presencia de un paso de vehículos unos metros más arriba de la zona de muestreo. Adicionalmente, existe la presencia de una pequeña caída de agua en el transecto lo que dificultó la toma de datos y posiblemente afectó a la densidad de algas sobre el sustrato (Matthaei et al., 2003).

El único río que no presenta una diferencia significativa de clorofila total entre la zona antes y después del pueblo es el río Canchupi con un valor de $p=0.084$. No obstante, el río Canchupi bajo el pueblo es la zona con un valor de Índice de Presiones Antropogénicas (IPA) (Encalada et al., 2019) igual a 17, el más alto entre todos los ríos debido a la cantidad de impactos antropogénicos. Como se evidenció el día del muestreo en el cual se observó un flujo de aguas servidas directo al río. Asimismo, presenta los datos más altos de Diatomeas (media =4.16) y los segundos datos más altos en cuanto a Clorofila Total (media=6.97). Estos resultados pueden ser explicados por la hipótesis de disturbios intermedios (IDH). Esta

hipótesis se refiere a que la diversidad aumenta cuando los niveles de disturbio son moderados, creando las condiciones adecuadas para el crecimiento de otras especies (Quevedo et al., 2021). Lo que se podría deducir es que el nivel de impactos antropogénicos sobre el río Canchupi actualmente no son tan graves.

Para futuros estudios es importante tomar en cuenta que factores como lluvia y aumento de caudal pueden alterar la densidad de algas bénticas en el fondo del río, principalmente en rocas no fijadas al sustrato (Matthaei et al., 2003). Tanto en el río Canchupi como en los ríos Saguambi y Mindo, la mayoría de las rocas en las orillas se encuentran asentadas sobre el sustrato y existe alta frecuencia de rápidos. Por lo que un aumento en el caudal puede reducir significativamente la cantidad de biomasa sobre el sustrato rocoso no fijo al fondo. También cabe recalcar que, si bien este estudio no demostró una diferencia alarmante entre los sitios arriba y bajo de las zonas pobladas, es importante realizar estudios de nutrientes en los tres ríos, ya que el aumento en los impactos antropogénicos especialmente aquellos que faciliten el ingreso de nutrientes al río podrían resultar en proliferaciones de algas perjudiciales para el ecosistema (Biggs, 2015).

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alvarado, A., Bes de Berc, S., Dumont, J., Sebrier, M., & Bellier, O. (1999). Transtensive tectonic complications in the western Border of the ecuadorian andes: The example of Mindo. 903. https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/divers09-03/010022648.pdf
- Bellinger, B. J., Cocquyt, C., & O'Reilly, C. M. (2006). Benthic diatoms as indicators of eutrophication in tropical streams. *Hydrobiologia*, 573(1), 75-87.
<https://doi.org/10.1007/s10750-006-0262-5>
- Biggs, B. J. F. (1996). Patterns in benthic algae of streams. En *Algal Ecology* (pp. 31-56). Academic Press. <https://ci.nii.ac.jp/naid/10004483860/>
- Biggs, B. J. F. (2015). Eutrophication of streams and rivers: Dissolved nutrient-chlorophyll relationships for benthic algae. *Journal of the North American Benthological Society*.
<https://doi.org/10.2307/1468279>
- Biggs, B. J. F., & Smith, R. A. (2002). Taxonomic richness of stream benthic algae: Effects of flood disturbance and nutrients. *Limnology and Oceanography*, 47(4), 1175-1186.
<https://doi.org/10.4319/lo.2002.47.4.1175>
- Boyer, J., Kelble, C., Ortner, P., & Rudnick, D. (2009). Phytoplankton bloom status: Chlorophyll a biomass as an indicator of water quality condition in the southern estuaries of Florida, USA. *Ecological Indicators*, 9(6), S56-S67.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2008.11.013>
- Carpenter, K. D., & Waite, I. R. (2000). Relations of Habitat-Specific Algal Assemblages to Land Use and Water Chemistry in the Willamette Basin, Oregon. *Environmental*

Monitoring and Assessment, 64(1), 247-257.

<https://doi.org/10.1023/A:1006460802772>

Casamatta, D. A., & Hašler, P. (2016). Blue-Green Algae (Cyanobacteria) in Rivers. En O. Necchi JR (Ed.), *River Algae* (pp. 5-34). Springer International Publishing.

https://doi.org/10.1007/978-3-319-31984-1_2

Chételat, J., Pick, F. R., Morin, A., & Hamilton, P. B. (1999). Periphyton biomass and community composition in rivers of different nutrient status. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56(4), 560-569. <https://doi.org/10.1139/f98-197>

Džeroski, S., Demšar, D., & Grbović, J. (2000). Predicting Chemical Parameters of River Water Quality from Bioindicator Data. *Applied Intelligence*, 13(1), 7-17.

<https://doi.org/10.1023/A:1008323212047>

Encalada, A. C., Guayasamin, J. M., Suarez, E., Mena, C. F., Lessman, J., Sampedro, C., Martinez, P., Ochoa-Herera, V., Swing, K., Celinscak, M., Schreckinger, J., Viera, J., Tapia, A., Serrano, C., Barragán, K., Andrade, S., Alexiades, A., & Troya, M. J. (2019). Los ríos de las cuencas Andino-Amazónicas: Herramientas, y guía de invertebrados para el diseño efectivo de programas de monitoreo. *Trama*.

Fagua, J. C., & Ramsey, R. D. (2019). Geospatial modeling of land cover change in the Chocó-Darien global ecoregion of South America; One of most biodiverse and rainy areas in the world. *PLOS ONE*, 14(2). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0211324>

Fay, M. P., & Proschan, M. A. (2010). Wilcoxon-Mann-Whitney or t-test? On assumptions for hypothesis tests and multiple interpretations of decision rules. *Statistics surveys*, 4, 1-39. <https://doi.org/10.1214/09-SS051>

- Fetscher, A. E., Stancheva, R., Kociolek, J. P., Sheath, R. G., Stein, E. D., Mazon, R. D., Ode, P. R., & Busse, L. B. (2014). Development and comparison of stream indices of biotic integrity using diatoms vs. Non-diatom algae vs. A combination. *Journal of Applied Phycology*, 26(1), 433-450. <https://doi.org/10.1007/s10811-013-0088-2>
- Fierro, P., Valdovinos, C., Arismendi, I., Díaz, G., Jara-Flores, A., Habit, E., & Vargas-Chacoff, L. (2019). Examining the influence of human stressors on benthic algae, macroinvertebrate, and fish assemblages in Mediterranean streams of Chile. *Science of The Total Environment*, 686, 26-37. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.277>
- GAD Parroquial Mindo. (2012). Plan de desarrollo y ordenamiento territorial de la parroquia Mindo 2012-2025. GAD Parroquial Mindo. http://sitp.pichincha.gob.ec/repositorio/disenio_paginas/archivos/PDOT%20MINDO%202012.pdf
- Kim, H. G., Hong, S., Chon, T.-S., & Joo, G.-J. (2021). Spatial patterning of chlorophyll a and water-quality measurements for determining environmental thresholds for local eutrophication in the Nakdong River basin. *Environmental Pollution*, 268, 115701. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115701>
- Lavoie, I., Vincent, W., Pienitz, R., & Painchaud, J. (2004). Benthic algae as indicators of agricultural pollution in the streams and rivers of southern Québec (Canada). *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 7, 43-58. <https://doi.org/10.1080/14634980490281236>
- Leibold, M. A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J. M., Hoopes, M. F., Holt, R. D., Shurin, J. B., Law, R., Tilman, D., Loreau, M., & Gonzalez, A. (2004).

The metacommunity concept: A framework for multi-scale community ecology.

Ecology Letters, 7(7), 601-613. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00608.x>

Leland, H. V., & Porter, S. D. (2000). Distribution of benthic algae in the upper Illinois River basin in relation to geology and land use. *Freshwater Biology*, 44(2), 279-301.

<https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2000.00536.x>

Lobo, E. A., Heinrich, C. G., Schuch, M., Wetzel, C. E., & Ector, L. (2016). Diatoms as Bioindicators in Rivers. En O. Necchi JR (Ed.), *River Algae* (pp. 245-271). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-31984-1_11

Lobo, E., Wetzel, C., Ector, L., Katoh, K., Blanco, S., & Mayama, S. (2010). Response of epilithic diatom communities to environmental gradients in subtropical temperate Brazilian rivers. *Limnetica*, 29, 323-340.

Lowe, R. L., & LaLiberte, G. D. (2017). Chapter 11 - Benthic Stream Algae: Distribution and Structure. En F. R. Hauer & G. A. Lamberti (Eds.), *Methods in Stream Ecology*, Volume 1 (Third Edition) (pp. 193-221). Academic Press.

<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-416558-8.00011-1>

Markert, B. A., Breure, A. M., & Zechmeister, H. G. (2003). *Bioindicators and Biomonitors* (Vol. 6). Pergamon. <https://www.elsevier.com/books/bioindicators-and-biomonitors/markert/978-0-08-044177-1>

Matthaei, C. D., Guggelberger, C., & Huber, H. (2003). Local disturbance history affects patchiness of benthic river algae. *Freshwater Biology*, 48(9), 1514-1526.

<https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.01103.x>

- Mohd Razali, N., & Yap, B. (2011). Power Comparisons of Shapiro-Wilk, Kolmogorov-Smirnov, Lilliefors and Anderson-Darling Tests. *J. Stat. Model. Analytics*, 2.
- Morabowen, A., Crespo-Pérez, V., & Ríos-Touma, B. (2019). Effects of agricultural landscapes and land uses in highly biodiverse tropical streams of the Ecuadorian Choco. *Inland Waters*, 9(3), 289-300.
<https://doi.org/10.1080/20442041.2018.1527597>
- Munn, M. D., Black, R. W., & Gruber, S. J. (2002). Response of benthic algae to environmental gradients in an agriculturally dominated landscape. *Journal of the North American Benthological Society*, 21(2), 221-237.
<https://doi.org/10.2307/1468411>
- Necchi, O. (2016). An Overview of River Algae. En O. Necchi JR (Ed.), *River Algae* (pp. 1-4). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-31984-1_1
- O'Hare, M. T., Baattrup-Pedersen, A., Baumgarte, I., Freeman, A., Gunn, I. D. M., Lázár, A. N., Sinclair, R., Wade, A. J., & Bowes, M. J. (2018). Responses of Aquatic Plants to Eutrophication in Rivers: A Revised Conceptual Model. *Frontiers in Plant Science*, 9, 451. <https://doi.org/10.3389/fpls.2018.00451>
- Ortega, E. (1996). El fitoplancton como indicador de la calidad de agua del lago Huayamilpas, Del. Coyoacán, DF [Disertación licenciatura publicada, Universidad Unidad Iztapalapa].
<http://tesiuami.izt.uam.mx/uam/asp/am/presentatesis.php?recno=21065&docs=UAM21065.PDF>

- Quevedo, L., Merino, K., Godoy, S., & Carrera, C. (2021). Ecological assessment and water quality using benthic diatom communities in an Ecuadorian amazon river. *Eco. Env. & Cons*, 27, 152-158.
- Rangel, O., & Arellano, H. (2004). Clima del chocó biogeográfico/costa Pacífica de Colombia. *Colombia Diversidad Biótica. IV. El Chocó biogeográfico/Costa Pacífica*. Instituto de Ciencias Naturales-Conservación Internacional, Bogotá, 39-82.
- Rosero-López, D., Walter, M. T., Flecker, A. S., Ontaneda, D. F., & Dangles, O. (2021). Standardization of instantaneous fluoroprobe measurements of benthic algal biomass and composition in streams. *Ecological Indicators*, 121, 107185.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107185>
- Royer, T., David, M., Gentry, L., Mitchell, C., Starks, K., Heatherly, T., & Whiles, M. (2008). Assessment of Chlorophyll- as a Criterion for Establishing Nutrient Standards in the Streams and Rivers of Illinois. *Journal of Environmental Quality*, 37, 437-447.
<https://doi.org/10.2134/jeq2007.0344>
- Sadeghian, A., Chapra, S., Hudson, J., Wheeler, H., & Lindenschmidt, K.-E. (2018). Improving in-lake water quality modeling using variable chlorophyll a/algal biomass ratios. *Environmental Modelling & Software*, 101, 73-85.
<https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.12.009>
- Sánchez Garcés, G. (2017). A review of amphidromous freshwater fishes of the Chocó biogeographical region (Colombia and Ecuador): Diversity, ecology, fisheries and conservation. *Cybium*, 41, 157-169.

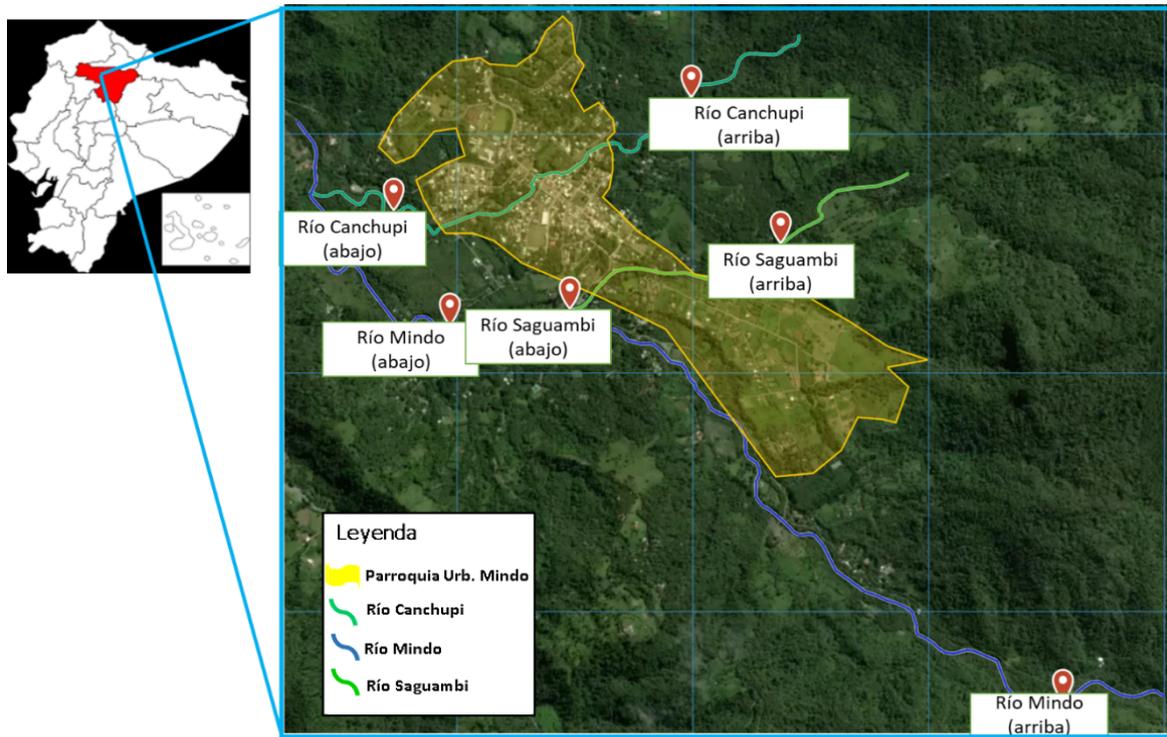
- Somashekar, R. K. (1984). Phytoplankton constituents as indicator of water quality: A study of the river Cauvery. *International Journal of Environmental Studies*, 23(3-4), 209-215. <https://doi.org/10.1080/00207238408710156>
- Stevenson, R., Bothwell, M., Lowe, R., & Thorp, J. (1996). *Algal Ecology* (1st Edition). Academic Press. <https://www.elsevier.com/books/algal-ecology/stevenson/978-0-12-668450-6>
- Tyagi, S., Sharma, B., Singh, P., & Dobhal, R. (2013). Water Quality Assessment in Terms of Water Quality Index. *American Journal of Water Resources*.
<https://doi.org/10.12691/ajwr-1-3-3>
- UNESCO. (2018, julio 20). Chocó Andino de Pichincha Biosphere Reserve, Ecuador.
UNESCO. <https://en.unesco.org/biosphere/lac/choco-andino-pichincha>
- Vázquez, G., Castro, G., González, I., Pérez, R., & Castro, T. (2006). Bioindicadores como herramientas para determinar la calidad del agua. *ContactoS*, 60(4), 41-48.
- Vélez-Azañero, A., Lozano, S., & Cáceres-Torres, K. (2016). Diversidad de fitoplancton como indicador de calidad de agua en la cuenca baja del río Lurin, Lima, Perú. *Ecología Aplicada*, 15(2), 69. <https://doi.org/10.21704/rea.v15i2.745>
- Wood, S., Kelly, L., Bouma-Gregson, K., Humbert, J.-F., Laughinghouse IV, H., Lazorchak, J., McAllister, T., McQueen, A., Pokrzywinski, K., Puddick, J., Quiblier, C., Reitz, L., Ryan, K., Vadeboncoeur, Y., Zastepa, A., & Davis, T. (2020). Toxic benthic freshwater cyanobacterial proliferations: Challenges and solutions for enhancing knowledge and improving monitoring and mitigation. *Freshwater Biology*, 65, 1-19.
<https://doi.org/10.1111/fwb.13532>

Wu, N., Dong, X., Liu, Y., Wang, C., Baattrup-Pedersen, A., & Riis, T. (2017). Using river microalgae as indicators for freshwater biomonitoring: Review of published research and future directions. *Ecological Indicators*, 81, 124-131. Scopus.

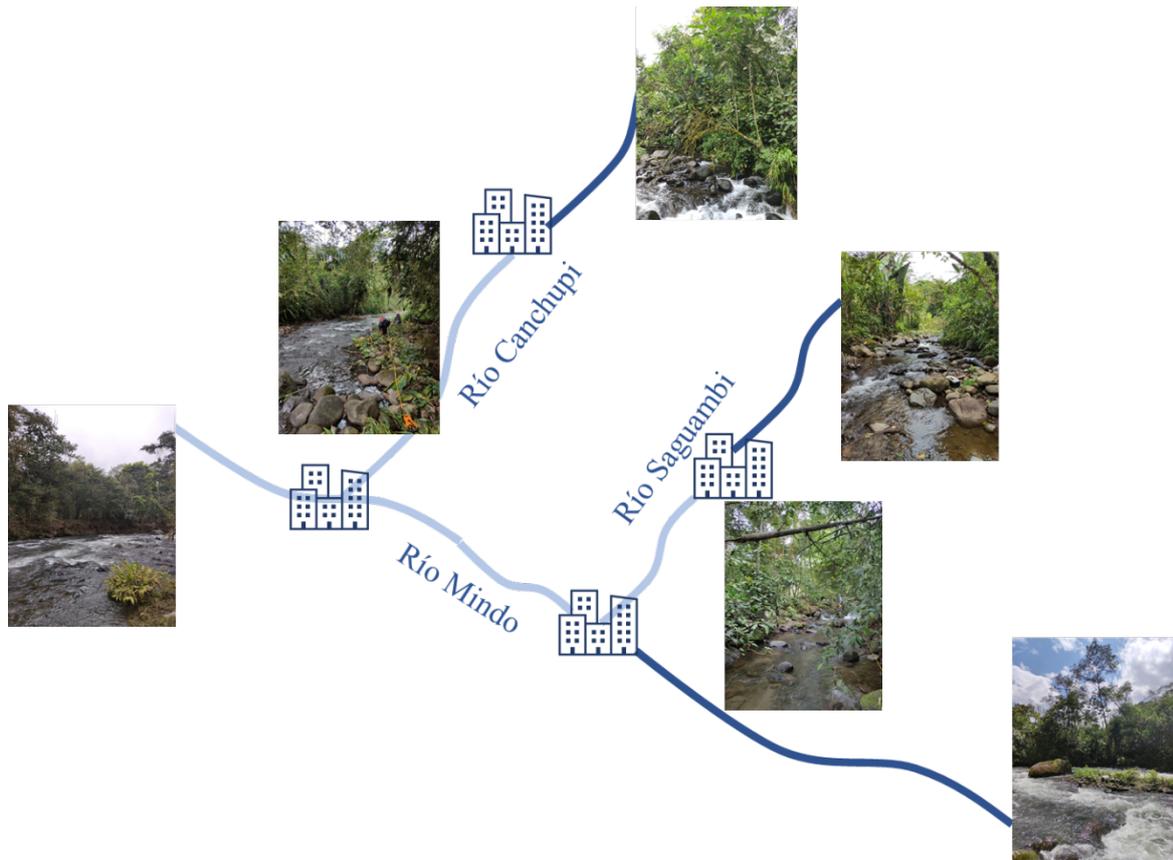
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.05.066>

Zambrano, W, Flores, R, & Luzuriaga, G. (2021). Hacia un turismo sostenible, consciente y regenerativo en la Reserva de la Biosfera del Chocó Andino de Pichincha. *PRACS: Revista Eletrônica de Humanidades do Curso de Ciências Sociais da UNIFAP*, 14(1), 71-92.

ANEXOS



Anexo 1. Ubicación del área de estudio y los ríos Canchupi, Saguambi y Mindo que cruzan el poblado de la parroquia de Mindo (amarillo).



Anexo 2. Esquema del diseño de muestreo antes y después de las zonas pobladas en los ríos Mindo, Canchupi y Saguambi.

Anexo 3. Resultados de los análisis físicos-químicos arriba y bajo el poblado para los tres ríos analizados.

Río	Sitio	<i>Física del río</i>			<i>Fisicoquímica del agua</i>			
		QBR* (%)	IPA**	IHF***	pH	Temperatura °C	Oxígeno Disuelto (mg/l)	Conductividad (uS/cm)
Saguambi	Arriba	85	7,5	72	7,36 ± 0,02	18,91 ± 0,01	7,54 ± 0,03	66,7 ± 0,03
Saguambi	Abajo	73,5	16	68	7,1 ± 0,01	19,82 ± 0,03	5,73 ± 0,04	-
Canchupi	Arriba	98	3	64,5	6,5 ± 0,05	18,33 ± 0,02	3,73 ± 0,06	70,1 ± 1,12
Canchupi	Abajo	75,5	17	61	6,07 ± 0,09	19,37 ± 0,19	3,16 ± 0,06	81,8 ± 0,41
Mindo	Arriba	78,5	8,5	55,5	5,2 ± 0,15	17,05 ± 0,06	6,02 ± 0,04	136 ± 4,27
Mindo	Abajo	70,5	14	64	6,59 ± 0,06	18,42 ± 0,02	4,25 ± 0,07	134,3 ± 30,02

Anexo 4. Estadísticos descriptivos de los tres ríos muestreados ($\alpha=0.05$). Valor p prueba de normalidad Shapiro Wilk y valor p test de Wilcoxon para comparar medias arriba y bajo el pueblo.

Río	Clorofila Total					
	Media	Mediana	Moda	Desv. Estándar	Shapiro Valor p	Wilcox Valor p
Canchupi	6,44	6,01	5,49	4,02	1,26E-06	0,084080
Mindo	5,59	4,33	2,92	3,63	7,47E-09	1,596E-14
Saguambi	3,68	2,92	0,14	3,41	7,63E-11	0,004531