



**Pontificia Universidad
Católica del Ecuador**

**PONTIFICIA UNIVERSIDAD CATÓLICA DEL ECUADOR
SEDE MANABÍ
CARRERA DE BIOLOGÍA**

TRABAJO DE TITULACIÓN

**IMPACTOS DE VERTIMIENTOS URBANOS E INDUSTRIALES
SOBRE LA FLORA DEL RÍO AMBATO.**

**LÍNEA DE INVESTIGACIÓN
MANEJO SOSTENIBLE DE RECURSOS NATURALES**

**SUBLÍNEA DE INVESTIGACIÓN
BOTÁNICA**

**PREVIO AL TÍTULO DE
BIÓLOGO**

**AUTOR
PEDRO SEBASTIÁN SALGADO VIERA**

**TUTOR
GABRIEL MODESTO DURÁN COBO, M. Sc.**

**BAHÍA DE CARÁQUEZ - MANABÍ
AGOSTO 2023**

Certificación

En mi calidad de tutor del trabajo de integración curricular, certifico haber revisado el presente manuscrito de investigación, el mismo que se ajusta a las normas vigentes de la Pontificia Universidad Católica del Ecuador Sede Manabí, cumpliendo los requisitos establecidos por la Dirección de Investigación; en consecuencia, es apto para su presentación y sustentación.

Gabriel Modesto Durán Cobo, *M. Sc.*

Director del trabajo de titulación

C.I: 0928838143

Aprobación del tribunal

El jurado examinador, aprueba el presente manuscrito de investigación en nombre de la Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Sede Manabí.

Evelyn Arias Cedeño, *M. Sc*

Primer Lector

Francisco Pozo Miranda, *M. Sc.*

Segundo Lector

Gabriel Modesto Durán, *M. Sc.*

Tercer Lector

Bahía de Caráquez, agosto 2023

Declaración de originalidad

Este manuscrito no contiene ningún tipo de material que ha sido aceptado para la obtención de un título universitario en otra institución, excepto en forma de información de soporte que ha sido debidamente citada en mi trabajo. Este trabajo es de total responsabilidad de autor, quien declara bajo juramento que ninguna sección de este trabajo de integración curricular infringe los derechos de autor de nadie.

Pedro Sebastián Salgado Viera

CI: 1803919446

Teléfono: 098-424.8941

pedrosv01@gmail.com

Declaración de derechos de autor

Autorizo a la Pontificia Universidad Católica del Ecuador a distribuir este manuscrito de investigación en medios físicos y electrónicos con el fin de promover la divulgación de mis resultados a la comunidad científica y a la sociedad en general. Adicionalmente autorizo el uso de los contenidos de esta investigación como bibliografía para fines académicos, por cualquier medio o procedimiento, citando como fuente de información al autor de este trabajo.

Pedro Sebastián Salgado Viera

CI: 1803919446

Dedicatoria

A mi madre y a mi padre.

Agradecimiento

Deseo expresar mi profundo agradecimiento a las personas que han desempeñado un papel fundamental en la realización de mi tesis. Mi reconocimiento sincero a mi tutor Gabriel Durán Cobo, cuya guía experta y compromiso han sido esenciales en cada etapa de este trabajo. Agradezco sinceramente a mis padres, Mónica Viera y Marco Salgado, por su inquebrantable apoyo y aliento a lo largo de mi trayectoria académica. Asimismo, quiero reconocer a mi hermano, Juan Antonio Salgado, por su constante inspiración. Mis agradecimientos se extienden también a mis respetados profesores, cuya enseñanza ha enriquecido mi formación, por último, un especial agradecimiento a Oswaldo, Marina, Fabián, Isabella, Briggite, María José, Cristina y Willy con quienes he compartido valiosas experiencias y me han enseñado a ser mejor persona, su influencia ha dejado una marca significativa en mi desarrollo académico, pero sobretodo personal. Estoy sinceramente agradecido por compartir este logro junto a ustedes.

Resumen

Este estudio cuantitativo evaluó el impacto de los vertimientos urbanos e industriales en la flora acuática del río Ambato, buscando comprender la relación entre la contaminación del agua y la ecología de las macrófitas. Así, en esta investigación correlacional-exploratoria realizada de enero a junio de 2023, se realizaron tres muestreos en tres lugares diferentes: cauce alto, cauce medio y río abajo para conocer el estado de la flora acuática. Los resultados revelan correlaciones fuertes entre la contaminación del agua y el estado de la flora acuática, observándose una correlación inversamente proporcional entre la ecología de las macrófitas y la conductividad ($r = -0,80$; $p < 0,0090$) con un aumento del 100%. Los sólidos suspendidos totales ($r = -0,77$; $p < 0,0014$) y los coliformes fecales ($r = -0,93$; $p < 0,0020$) aumentan hasta un 1000% conforme el río atraviesa áreas urbanas, mientras el oxígeno disuelto ($r = 0,69$; $p < 0,0403$) disminuye en un 30%, dada su correlación directamente proporcional con el estado ecológico de la flora. Se identifican cuatro tipos de macrófitos como *Myriophyllum quitense*, *Elodea canadensis*, *Nasturtium officinale* y *Cladophora* coexistiendo en la zona alta del río donde la influencia humana es mínima, e indicando equilibrio en la comunidad acuática. En el tramo medio dentro del área urbana, *Cladophora* domina completamente, aunque en el tercer sitio en las afueras de la ciudad no se encuentran macrófitas. La flora acuática es indicadora de la calidad del agua, y las macrófitas son una herramienta valiosa para la gestión de recursos hídricos en entornos urbanos.

Palabras clave: macrófitas, vertimientos urbanos, vertimientos industriales, bioindicador, río Ambato

Abstract

This quantitative research paper assessed the impact of urban and industrial wastewater discharges on aquatic plants of the *Ambato* River to get a better understanding of the relationship between water pollution and ecology of macrophytes. Hence, this correlational-exploratory research study was carried out from January through June 2023, by collecting three samples from three different sections: upper, middle and lower course of the river to determine the ecological conditions of aquatic plants. The results reveal a strong correlation between water pollution and the characteristics of aquatic plants, finding an inversely proportional correlation between the ecological characteristics of macrophytes and conductivity ($r = -0.80$; $p < 0.0090$) with a 100% increase. Total suspended solids ($r = -0.77$; $p < 0.0014$) and fecal coliform levels ($r = -0.93$; $p < 0.0020$) increase up to 1000% as the river flows through urban areas, while the dissolved oxygen levels ($r = 0.69$; $p < 0.0403$) are decreased by 30% given their directly proportional relationship with the ecological conditions of aquatic flora. Four types of macrophyte species are identified as *Myriophyllum quitense*, *Elodea canadensis*, *Nasturtium officinale* and *Cladophora*; they coexist in the upper course of the river where human influence is minimal, which means that there is ecological balance of aquatic communities. *Cladophora* completely dominates in the middle course that crosses the urban area, but no macrophytes are found in the lower course located in the outskirts of the city. Aquatic plants are indicators of water quality, and macrophytes are powerful natural tools for urban water resource management.

Keywords: macrophytes, urban wastewater discharges, industrial wastewater discharges, bioindicator, *Ambato* River

TABLA DE CONTENIDO

| | |
|----------------------------|----|
| Introducción | 14 |
| Metodología | 18 |
| Área de estudio | 18 |
| Obtención de datos | 18 |
| Análisis de datos | 19 |
| Análisis químico | 19 |
| Análisis ecológicos | 22 |
| Análisis estadístico | 24 |
| Resultados | 27 |
| Discusión | 40 |
| Conclusión | 45 |
| Recomendaciones | 46 |
| Anexos | 47 |
| Bibliografía | 59 |

ÍNDICE DE TABLAS

| | |
|---|----|
| Tabla 1:Parámetros para la evaluación de una comunidad de flora acuática en ríos andinos | 24 |
| Tabla 2:Valor numérico asignado a las evaluaciones ecológicas | 25 |
| Tabla 3:Resultados del muestreo de plantas acuáticas..... | 27 |
| Tabla 4:Índices ecológicos determinados para el sitio 1 | 28 |
| Tabla 5:Evaluaciones ecológicas para cada sitio..... | 29 |
| Tabla 6:Coeficiente de Correlación de Pearson entre las variables de contaminación y el estado ecológico de la flora acuática | 35 |
| Tabla 7:Resultados obtenidos en el laboratorio del sitio #1, muestreo #1 ¡Error! Marcador no definido. | |
| Tabla 8:Resultados obtenidos en el laboratorio del sitio #2, muestreo #1 ¡Error! Marcador no definido. | |
| Tabla 9:Resultados obtenidos en el laboratorio del sitio #3, muestreo #1 ¡Error! Marcador no definido. | |
| Tabla 10:Resultados obtenidos en el laboratorio del sitio #1, muestreo #2..... | 49 |
| Tabla 11:Resultados obtenidos en el laboratorio del sitio #2, muestreo #2..... | 50 |
| Tabla 12:Resultados obtenidos en el laboratorio del sitio #3, muestreo #2..... | 51 |
| Tabla 13:Resultados obtenidos en el laboratorio del sitio #1, muestreo #3 | 52 |
| Tabla 14:Resultados obtenidos en el laboratorio del sitio #2, muestreo #3 | 52 |
| Tabla 15:Resultados obtenidos en el laboratorio del sitio #3, muestreo #3 ¡Error! Marcador no definido. | |

ÍNDICE DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1: Ubicación del río Ambato y los sitios de muestreo seleccionados | 5 |
| Figura 2: Identificación de las plantas encontradas en el muestreo | 14 |
| Figura 3: Gráfico tridimensional de líneas representando la variabilidad del Ph a lo largo del muestreo..... | 16 |
| Figura 4: Gráfico tridimensional de líneas para representar la variabilidad de la conductividad a lo largo del muestreo. | 16 |
| Figura 5: Gráfico tridimensional de líneas para representar la variabilidad de los sólidos suspendidos totales a lo largo del muestreo | 17 |
| Figura 6: Gráfico tridimensional de líneas para representar la variabilidad del oxígeno disuelto a lo largo del muestreo | 17 |
| Figura 7: Gráfico tridimensional de líneas para representar la variabilidad del fosfato lo largo del muestreo | 18 |
| Figura 8: Gráfico tridimensional de líneas para representar la variabilidad de la demanda bioquímica del oxígeno lo largo del muestreo | 18 |
| Figura 9: Gráfico tridimensional de líneas para representar la variabilidad del Nitrogeno lo largo del muestreo | 19 |
| Figura 10: Gráfico tridimensional de líneas para representar la variabilidad de las coliformes fecales a lo largo del muestreo..... | 19 |
| Figura 11: Gráfico tridimensional de líneas para representar la variabilidad de las coliformes totales lo largo del muestreo | 20 |
| Figura 12: Gráfico tridimensional de líneas para representar la variabilidad de la temperatura a lo largo del muestreo..... | 20 |
| Figura 13: Análisis de Componentes Principales aplicado a las variables de contaminación y el estado ecológico de la flora acuática | 22 |
| Figura 14: Análisis de regresión lineal entre el oxígeno disuelto y el estado de la flora acuática del río Ambato..... | 23 |
| Figura 15: Análisis de regresión lineal entre la conductividad y el estado de la flora acuática del río Ambato..... | 23 |
| Figura 16: Análisis de regresión lineal entre los sólidos totales en suspensión y el estado de la flora acuática del río Ambato | 24 |
| Figura 17: Análisis de regresión lineal entre las coliformes fecales y el estado de la flora acuática del río Ambato | 24 |
| Figura 18: Nacimiento del río Ambato | 37 |
| Figura 19: Colocación de transeptos en la zona alta del río Ambato para el muestreo #1 | 37 |
| Figura 20: Colocación de transeptos en el sitio 2 | 38 |

| | |
|---|----|
| Figura 21: Medición de temperatura en el sitio 2, muestreo #2..... | 38 |
| Figura 22: Evidencia del nivel de urbanización del sitio 2 (Parque del Sueño) | 39 |
| Figura 23: Toma de agua en el sitio 3 | 39 |
| Figura 24: Extracción de myriophyllum quitense en el sitio 1, muestreo #3..... | 40 |
| Figura 25: Comparativa de la claridad del agua entre el sitio 1 y el sitio 3..... | 41 |

Introducción

El agua es un vínculo decisivo entre la humanidad y el medio ambiente pues en la misma se cimientan las bases para el desarrollo sostenible, el desarrollo socioeconómico, la energía, la producción de alimentos, los ecosistemas y para la supervivencia de los seres humanos (Naciones Unidas, 2019).

El origen de la contaminación de los cuerpos de agua dulce cercanos a la ciudad puede dividirse por su origen en descargas residuales urbanas e industriales, las primeras corresponden a las que son generadas en los núcleos de población y colectadas en los sistemas de alcantarillado urbanos. Las segundas son generadas por otros usos, como puede ser la industria autoabastecida, y se descargan directamente a cuerpos de aguas (P. Ávila, J. Pablos y C. Pelayo, 2018).

Para la evaluación de este recurso se puede hacer uso de indicadores biológicos de acuerdo a Ospina y Peña (2004), quienes expresan:

"La presencia o ausencia de ciertas especies, constituye una unidad de medición sobre las condiciones cualitativas de un cuerpo acuático; de tal manera que una vez conocido y caracterizado un ecosistema acuático, la presencia y proporción de determinados individuos, puede indicar de manera directa y precisa concentraciones específicas de alguna sustancia contaminante" (Natalia Ospina Alvarez, Enrique J. Peña, 2004).

La alteración en la composición de un sistema de agua provocado a raíz de un agente contaminante tendrá sus repercusiones dependiendo del tiempo y la magnitud de la perturbación, cuando la biota de un sistema de agua es sometida a la descarga de una sustancia tóxica; a medida que transcurre el tiempo se pasa de respuestas individuales (bioquímicas y fisiológicas) a respuestas poblacionales y comunitarias (Pinilla, 2000).

Los ecosistemas acuáticos pueden verse estresados de forma crónica por múltiples factores que se originan en una variedad de fuentes puntuales y difusas. Además, estos

factores estresantes pueden variar tanto espacial como temporalmente debido a la presencia de corrientes y la diferencia en el volumen los sistemas acuáticos, esto complica la interpretación y evaluación de las respuestas al estrés en los organismos que allí habitan (Adams, 2008).

Las plantas acuáticas, como algas, musgos y lirios de agua, son particularmente sensibles a los cambios en la calidad del agua, tanto de sus características físicas como químicas y pueden ofrecer señales claras acerca de la presencia de contaminantes. Por ejemplo, si se observa un rápido crecimiento de algas en un cuerpo de agua dulce, esto puede ser indicativo de altos niveles de nutrientes como el fósforo y el nitrógeno, que a menudo son el resultado de fuentes de contaminación agrícola. Cambios en la coloración u olor del agua usualmente son el resultado de vertimientos urbanos (Kumar, 2006).

La capacidad de un organismo de ser bioindicador viene dada por su vulnerabilidad al medio, misma que es determinada por tres conceptos, de los cuales es necesario clarificar tres componentes: exposición, sensibilidad y capacidad adaptativa de las especies a los cambios en su hábitat (Jácome, 2019).

La exposición hace referencia al nivel de interacción que un organismo tiene con los factores ambientales externos, en el caso de la flora acuática puede referirse a contaminantes, cambios en el gradiente de nutrientes y alteraciones en las características físicas y químicas del agua; La sensibilidad entendida como la falta de potencial para que una especie persista *in situ* y la capacidad de adaptación que hace referencia a la incapacidad de una especie para evitar los impactos negativos del cambio climático a través de la dispersión y/o el cambio microevolutivo (Foden, 2013).

Comprender estos tres conceptos y enfocarlos en la flora de los cuerpos de agua dulce es urgente para predecir su persistencia y asegurar la conservación tanto de las especies involucradas como de los ecosistemas de los que forman parte. Es así que en la

región de América Latina se han llevado a cabo diferentes estudios que han logrado determinar y evaluar la capacidad de las macrófitas como bioindicadoras de la calidad del agua (Padial, 2008). No obstante, en Ecuador y sobre todo en la región sierra existe una carencia de estudios con estas características debido a la particularidad económica del país, estos estudios han tomado lugar en la costa por la capacidad productiva de esta región.

Es por eso que estudios de esta índole adquieren un valor adicional en esta zona del país pues no solo sirven de material científico sino también como una herramienta para lograr una visión histórica de un tema fundamentalmente ecológico, convirtiéndose así en un instrumento útil tanto para biólogos como para los historiadores interesados en el manejo y la evolución de los cuerpos de agua andinos que han sido pilares para el desarrollo de la sociedad ecuatoriana (Nistri, 2007).

Este es el caso del río Ambato que tiene un gran valor histórico para la ciudad pues es el origen de la misma, desde sus inicios como asentamiento preincaico hasta la actualidad ha sido el principal cuerpo de agua de la ciudad, no obstante en las últimas décadas la ciudad de Ambato ha experimentado un crecimiento exponencial en su demografía (INEC, 2014) y esto ha traído consigo problemas ambientales, uno de ellos es el aumento de los vertimientos tanto urbanos como industriales al cauce del río, mismos que han ido deteriorando la ecología del río.

El río Ambato tiene las características normales asociadas a un río andino de altitud cuyas vertientes provienen de las aguas subterráneas de los páramos y los deshielos de los grandes nevados, en este caso del volcán Chimborazo. El río empieza su recorrido a los 3770 metros sobre el nivel del mar cuyo sustrato está compuesto de grandes piedras y grava además de una gran cantidad de plantas acuáticas en sus orillas (Calles, 2015) donde viven vasta variedad de macro y micro invertebrados que forman el alimento

principal de truchas (*Oncorhynchus mykiss*) y anfibios como el ornosapo de antisana (*Osornophryne antisana*) o el cutin paramero (*Pristimantis festae*).

Dentro de un examen de la flora el río Ambato se pueden observar dos especies predominantes sobre todo en la zona alta, la primera un alga perteneciente a la división clorofita usualmente sumergida y adherida a las piedras y una macrofita (planta verdadera) específicamente *Myriophyllum quitense* que bordea el cauce del río debido a que estas pueden soportar la tensión mecánica producida por la corriente, de ahí su tendencia por las hojas peltadas, recias, de forma circular. Los peciolos flexibles son más largos que la profundidad del agua lo que los permite que las hojas permanezcan siempre en la superficie en medio del oleaje (Gispert, 2012).

El objetivo general de este estudio es evaluar el impacto de los vertimientos urbanos e industriales sobre la flora acuática del río Ambato. Para esto es necesario cumplir con los siguientes objetivos específicos: en primer lugar, identificar la estructura y composición de las poblaciones de flora acuática, en segundo lugar, determinar los niveles de las variables indicadoras de la calidad del agua, como el oxígeno disuelto, el pH y la temperatura, así como de contaminantes como el nitrógeno total amoniacal, los fosfatos, la DBO5, los residuos de grasas e hidrocarburos, los sólidos totales en suspensión y los coliformes fecales y totales, por último, examinar las variaciones de los parámetros poblacionales de la flora acuática y su relación con los niveles de las variables de calidad y contaminación determinadas para el río Ambato.

Metodología

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en las riberas del río Ambato, con un enfoque en tres estaciones de muestreo distintas, como se ilustra en la figura 1. La primera estación se ubicó en el cauce alto del río, cerca de su origen, donde la influencia humana es mínima. Las coordenadas de esta estación son -1.281055 Lat. S, -78.819882 Long. O. La segunda estación se estableció en el área urbana de la ciudad (-1.242924 Lat. S, -78.633210 Long. O), con el propósito de analizar el impacto de las actividades humanas en la composición del agua y la flora acuática. La tercera estación, situada río abajo en las afueras de la ciudad, en dirección al oriente, se caracteriza por actividades agrícolas variadas (-1.243998 Lat. S, -78.562697 Long. O).

Figura 1

Ubicación del río Ambato y los sitios de muestreo seleccionados



Obtención de datos

Para la recolección de muestras de agua primero se tomaron datos ambientales como la altitud mediante una aplicación móvil llamada "Altimeter GPS" y después se midió la temperatura del agua a través de un termómetro bimetalico modelo A52, R52 de la marca WIKA después se tomó en cuenta las recomendaciones del Instituto Pirenaico

de Ecología del Consejo Superior de Investigaciones Científicas en España que en su proyecto “Ríos Ciudadanos” enlista una serie de procesos que fueron acatados de manera que se procedió de la siguiente manera:

1. Se rotularon los frascos y se les añadió el código de la estación, fecha y la hora exacta en la que se tomó la muestra.
2. La toma de muestras se realizó en dirección opuesta al flujo del agua.
3. Las muestras de agua del río fueron extraídas de la zona central del río o de una zona donde fluya el agua, pero sin turbulencia. Se evitó tomar agua de las márgenes del río ya que allí el agua no está perfectamente mezclada y puede haber sufrido efectos de evaporación.

Los frascos donde se recolectó el agua son de dos tipos de material, el primero un vaso recolector plástico y el segundo una botella de vidrio oscuro de un litro, una vez recolectadas las muestras fueron trasladadas dentro de un contenedor térmico a un laboratorio con certificaciones Norma ISO/IEC 17025 para los análisis correspondientes. Se determinaron los niveles de: Nitrógeno total amoniacal, fosfatos, DBO5, residuos de grasas e hidrocarburos, conductividad, sólidos totales en suspensión y coliformes fecales y totales, oxígeno disuelto, pH, temperatura.

Análisis de datos

Análisis Químico

Para determinar la conductividad del agua y su capacidad de conducir energía, se implementó el método EPA 9050 A. En este proceso, la muestra fue sometida a un medidor de conductividad (puente de Wheatstone), donde los iones presentes interactuaron con el campo eléctrico, generando así una corriente eléctrica. La magnitud

de esta corriente resultante fue directamente proporcional a la conductividad de la muestra (EPA, 1996).

En relación al parámetro físico-químico del pH, se realizaron dos mediciones: primero, in situ, a través de papeles tornasol, y luego, en laboratorio, utilizando el método SM 4500 H para mayor precisión. En este método, se utilizó un electrodo de vidrio sensible al pH, que generó una señal de voltaje proporcional al pH de la muestra. A continuación, se aplicó una curva de calibración previamente establecida para convertir el voltaje en un valor de pH (NEMI, 2016).

Para determinar los sólidos totales en suspensión, definidos como las partículas no disueltas presentes en el agua, se implementó el método SM 2540 D. Este procedimiento involucró la filtración de una muestra acuosa a través de un filtro de 1.5 micrómetros, seguido de la sequedad del filtro con los sólidos suspendidos en un horno y, posteriormente, la medición del peso del filtro para determinar la masa de los sólidos suspendidos (Polanco, 2021).

El oxígeno disuelto en el agua se analizó a través del método SM 4500-OG, EPA 360.1. Se empleó un electrodo de oxígeno disuelto que reaccionó con el oxígeno presente en la muestra acuosa, generando una señal eléctrica proporcional a su concentración. Esta señal fue leída por el medidor de oxígeno disuelto, reflejando así la concentración de oxígeno disuelto (EPA, 2000).

Para cuantificar el fosfato, un contaminante no metálico, presente en el agua del río, se utilizó el método EPA 300.1. Este método se basó en la reacción del fosfato en la muestra con molibdato de amonio y ácido ascórbico, formando un complejo de fosfomolibdato azul. La absorbancia de esta solución se midió a una longitud de onda específica mediante un espectrofotómetro. La absorbancia de la muestra se comparó con

la de una muestra estándar para determinar la concentración de fosfato en el agua (Pfaff, 1999).

En cuanto a los parámetros orgánicos, la cantidad de aceites y grasas en el agua se determinó mediante el método EPA 1664. Se utilizó una extracción Soxhlet, donde los aceites y grasas se concentraron mediante evaporación después de la extracción con éter de petróleo como solvente. La fracción concentrada fue pesada y seca, y luego se calculó la concentración dividiendo la masa entre el volumen de la muestra original (EPA, 2010).

La demanda biológica de oxígeno (DBO) se evaluó mediante el método SM 5210 B, D. Este proceso comenzó con la incubación de la muestra durante 5 días a 20 °C para medir la demanda biológica de oxígeno. Al final de este período, se compararon los niveles iniciales y finales de oxígeno disuelto para determinar la disminución, lo cual indicó la cantidad de oxígeno consumida por los microorganismos presentes en la muestra (Solarte, 2012).

Para detectar la presencia de hidrocarburos, se aplicó el método EPA 8015 D. Inicialmente, se extrajeron los hidrocarburos usando diclorometano como disolvente y se purificó la fracción extraída (Quispe Juro, 2019). Luego, se empleó la cromatografía de gases, una técnica que separa los componentes de una muestra según sus propiedades físicas y químicas, inyectando la muestra en una columna cromatográfica. Los hidrocarburos se desplazaron a diferentes velocidades a lo largo de la columna y se detectaron mediante un detector de ionización de llama, proporcionando información sobre su composición y concentración (Saleh, 2009).

Por último, en lo que respecta a los parámetros orgánicos, se determinó la cantidad de nitrógeno total en el agua del río utilizando el método ASTM D8083-16. Este método implicó la digestión de la muestra con persulfato de potasio, seguida de la reducción del nitrato a nitrito utilizando un reactivo absorbente. La absorbancia de la solución coloreada

se midió a una longitud de onda específica utilizando un espectrofotómetro. Para determinar el contenido de nitrógeno total en la muestra, se utilizó una curva de calibración con soluciones estándar como referencia (ASTM, 2023).

En la última etapa del proceso de laboratorio, se llevaron a cabo las siguientes determinaciones microbiológicas: primero, se cuantificó la cantidad de coliformes fecales utilizando el método SM 9221 E / MM-AG/S-66. En este método, una parte de la muestra se incubó en un medio de cultivo selectivo para coliformes fecales, y la presencia de colonias confirmadas indicó el nivel de contaminación fecal en el agua (NEMI, 2016). Segundo, se analizó la cantidad de coliformes totales mediante el método del Número Más Probable (NMP), que se basa en diluciones seriadas y la observación de la presencia o ausencia de coliformes en tubos de cultivo (IDEAM, 2017).

Análisis ecológico

Para las muestras biológicas de las plantas se establecieron 3 cuadrantes por estación cada uno de 60 x 60 cm en un transecto de 5 metros. Esta medida fue adaptada ya que en la mayoría de los estudios relacionados se utiliza un cuadrante de 1m², sin embargo, el ancho del río en la parte alta no supera el metro de longitud; En cada uno de estos cuadrantes se tomaron fotografías y registro vivo del número de individuos por taxa; en algunos casos fue necesario tomar muestras de los organismos que no se lograron identificar in situ para analizarlos con la ayuda de claves taxonómicas. Posteriormente se procedió a la determinación de la estructura de la comunidad de la flora acuática que se hizo en términos de algunos índices bióticos como Diversidad de Shannon Weaver, Dominancia de Simpson, Riqueza de especies y Abundancia asociada al número total de individuos (Botero-Álvarez, 2020).

Para evaluar el estado ecológico de la flora acuática del río se realizó un sistema de calificaciones a partir de los resultados obtenidos en los índices mencionados

previamente; La creación de los rangos de evaluación del estado ecológico de la flora acuática en un río andino tiene como base científica del Índice Biótico de Macroinvertebrados Bentónicos (BMWP) y su aplicación a la evaluación de la calidad del agua en ecosistemas acuáticos. El BMWP es un índice bien establecido y ampliamente utilizado en cuerpos de agua andinos que evalúa la calidad del agua basándose en la presencia y la diversidad de macroinvertebrados acuáticos (Patiño, 2015). Sin embargo, en el contexto de un río andino donde la flora acuática es una componente clave del ecosistema, es necesario adaptar este enfoque a las plantas acuáticas, esta fue denominado como SEFARA (Salud Ecológica de la Flora Acuática de los Ríos Andinos)

Dado que no existen índices específicos como el BMWP para la flora acuática, se puede utilizar una aproximación similar basada en los índices de diversidad (como el Índice de Shannon), distribución de especies (como el Índice de Simpson) y riqueza relativa (como el Índice de Margalef). Estos índices fueron realizados a través de fórmulas aplicadas en el programa de Microsoft Excel y proporcionan una medida cuantitativa de la diversidad y la estructura de la comunidad de flora acuática, permitiendo evaluar su estado ecológico. Para esto fue necesario recopilar datos sobre la diversidad, la distribución y la riqueza de especies de plantas acuáticas en diferentes ríos andinos. Estos datos se utilizaron como referencia para establecer los valores de los índices que darán forma la tabla de evaluación ecológica, de entre los estudios utilizados destacan: “Vegetación acuática y semiacuática en tres ríos altoandinos y su relación con la fisicoquímica del agua” (Botero-Álvarez, 2020). y “Comunidades de macrófitas en Ríos Andinos: Composición y relación con factores ambientales” (Rodríguez, 2017).

Una vez entendido el contexto ecológico de la flora acuática en los ríos andinos, se establecieron parámetros sobre los cuales se evaluó la salud ecológica de flora acuática

de los ríos andinos, a esta calificación la denominamos como SEFARA (Salud Ecológica de Flora Acuática de los Ríos Andinos)

La tabla de clasificación SEFARA quedó de la siguiente manera:

Tabla 1

Parámetros para la evaluación de una comunidad de flora acuática en ríos andinos

| Estado de la salud ecológica de la flora acuática de los ríos andinos | Equidad de Shannon (H') | Dominancia (D) | Riqueza de Margalef (DMg) |
|---|-------------------------|----------------|---------------------------|
| Muy Saludable | >2 | > 0,8 | ≥ 4 |
| Saludable | ≥ 1,25 | ≥ 0,5 | > 2 |
| Regular | ≥ 0,5 | ≥ 0,05 | ≤ 2 |
| Crítico (1 especie) | 0 | 0 | =1 |
| Muy Crítico (0 especies) | 0 | 0 | 0 |

Análisis estadístico

Se utilizaron gráficos tridimensionales de líneas para representar las variaciones de los parámetros de contaminación cuyos valores cambiaron en los tres sitios a lo largo de los tres muestreos. Esto facilita la identificación de patrones temporales y espaciales en la contaminación de los sitios de muestreo, lo que a su vez contribuye a una comprensión más profunda de la dinámica de la contaminación en el área de estudio, al emplear esta representación gráfica, se enfatiza la importancia de considerar tanto la variabilidad tanto temporal como espacial.

Para el análisis estadístico se le asignó un número a cada uno de los rangos establecidos:

Tabla 2*Valor numérico asignado a las evaluaciones ecológicas*

| Estado de la salud ecológica de la flora acuática de los ríos andinos | Valor numérico asignado |
|--|--|
| Muy Saludable | 5 |
| Saludable | 4 |
| Regular | 3 |
| Crítico (1 especie) | 2 |
| Muy Crítico (0 especies) | 1 |

De esta manera se facilitó el diseño experimental para el estudio que consiste en la aplicación de un análisis de correlación de Pearson y la realización de un Análisis de Componentes Principales (ACP) que se empearon con el propósito de establecer cuál de las variables de contaminación posee una mayor relevancia y como éstas interactúan entre ellas. Estas técnicas estadísticas proveen una herramienta valiosa para examinar la existencia de una relación entre las variables de contaminación y el estado ecológico de la flora acuática. El análisis de correlación de Pearson permitió cuantificar la medida de asociación lineal entre las variables, mientras que el ACP reducir la dimensionalidad de los datos, descubriendo patrones subyacentes y destacando las variables de mayor importancia (Díaz, 2021).

Una vez obtenidas las variables de mayor influencia, estas fueron sujetas a un análisis de regresión lineal para así determinar la naturaleza y la fuerza de la relación lineal entre estas variables, este análisis complementa los análisis de correlación y el ACP al permitir una modelización más precisa y una comprensión detallada de cómo las

variables de contaminación se relacionan con el estado ecológico de la flora acuática del río Ambato (Boca, 2020).

Resultados

El muestreo reveló la presencia de cuatro tipos de macrófitos en el ecosistema fluvial: *Myriophyllum quitense*, *Elodea canadensis*, *Nasturtium officinale* y un alga verde filamentosa perteneciente al género *Cladophora*. En la zona alta del río, se observó una convivencia saludable de las cuatro especies, indicando un equilibrio en la comunidad acuática. Sin embargo, en el tramo medio del río, se constató una dominancia total del alga *Cladophora* cuyo número superó al del sitio 1 mientras que, en el tercer sitio de muestreo, no se encontró ninguna especie de planta acuática (tabla 3).

Tabla 3

Resultados del muestreo de plantas acuáticas, N/A: No hay individuos

| Zona de muestreo | Especie | Individuos por especie | | |
|-------------------------|------------------------------|------------------------|------------|------------|
| | | Muestreo 1 | Muestreo 2 | Muestreo 3 |
| | | 5-ene-23 | 30-abr-23 | 25-jun-23 |
| | <i>Myriophyllum quitense</i> | 11 | 14 | 10 |
| Alta (3673 msnm) | <i>Cladophora</i> | 8 | 6 | 10 |
| | <i>Elodea canadensis</i> | 6 | 9 | 4 |
| | <i>Nasturtium officinale</i> | 4 | 5 | 3 |
| Media (2572) | <i>Cladophora</i> | 21 | 18 | 16 |
| Baja (2350) | | N/A | N/A | N/A |

Figura 2

Identificación de las plantas encontradas en el muestreo



Nota: Con el rótulo a, la macrófita *Myrophillum quitense*; con el rótulo b, *Cladophora sp*; con el rótulo c, *Elodea canadensis*; y con el rótulo d, *Nasturtion officinale*.

Esta distribución hizo que la caracterización de los índices de dominancia, diversidad y riqueza solo sean aplicables a los muestreos del sitio 1, como se aprecia en la siguiente tabla.

Tabla 4

Índices ecológicos determinados para el sitio 1

| Fecha del muestreo | Índice de dominancia de <i>Simpson</i> | Índice de diversidad de <i>Shannon</i> | Índice de riqueza de <i>Margalef</i> |
|--------------------|--|--|--------------------------------------|
| 5-ene-2023 | 0,718 | 1,322 | 3,703 |
| 30-abr-2023 | 0,708 | 1,305 | 3,716 |
| 25-jun-2023 | 0,691 | 1,263 | 3,697 |

Por medio de los índices ecológicos de confirieron los siguientes rangos:

Tabla 5

Evaluaciones ecológicas para cada sitio

| <i>Sitio de muestreo</i> | <i>Clasificación</i> SEFARA | <i>Puntaje</i> |
|---------------------------|--------------------------------|----------------|
| <i>Nacimiento del río</i> | | |
| <i>(1)</i> | <i>Saludable</i> | <i>4</i> |
| <i>Zona Urbana (2)</i> | <i>Crítico</i> | <i>2</i> |
| | <i>Muy</i> | |
| <i>Boca del río (3)</i> | <i>Crítico</i> | <i>1</i> |

En cuanto a las variables de contaminación del agua, los resultados del análisis de laboratorio (ANEXOS) fueron representados a través del gráfico de líneas tridimensionales mismo que reveló que el agua en el nacimiento del río presenta niveles relativamente bajos de contaminación. Sin embargo, a medida que el río atraviesa la zona urbana, se observa un aumento exponencial en la conductividad, sólidos suspendidos totales, coliformes fecales y totales. Este incremento puede ser atribuido a los vertimientos urbanos e industriales que impactan la calidad del agua. Otro parámetro cuyo comportamiento cambia a conforme el río cruza la ciudad es el oxígeno disuelto pues el análisis de laboratorio muestra que esta variable disminuye a medida que el río atraviesa la zona urbana, con valores que rodean los 6,22 mg/L en el sitio 1, 6,50 mg/L en el sitio 2 y un nivel más bajo de 2,52 mg/L en el sitio 3, mientras que factores como la temperatura y el Ph se mantienen más bien estables.

Figura 3

Gráfico tridimensional de líneas representando la variabilidad del Ph a lo largo del muestreo.

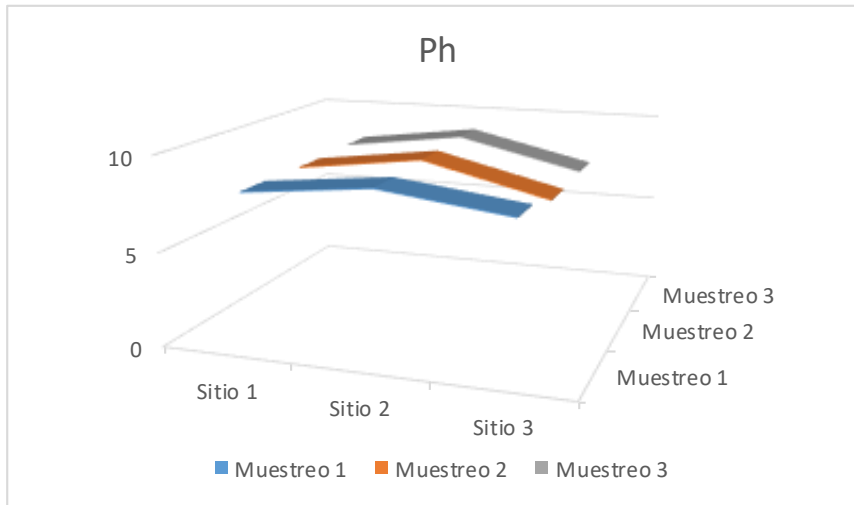
**Figura 4**

Gráfico tridimensional de líneas para representar la variabilidad de la conductividad a lo largo del muestreo.

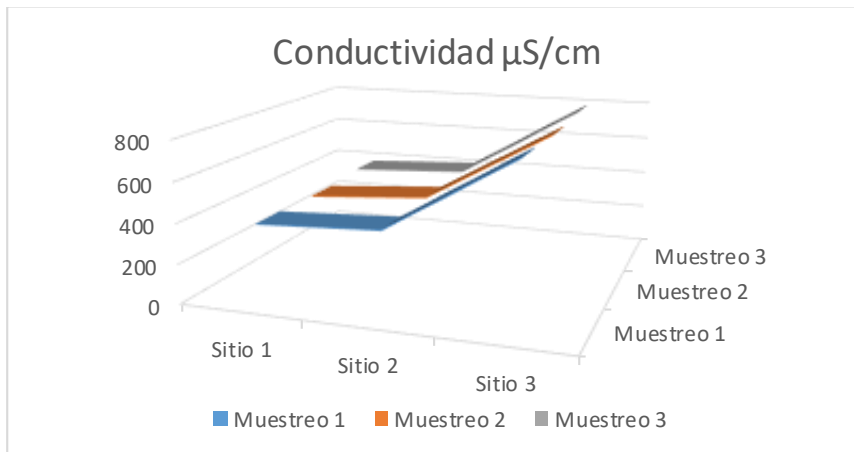


Figura 5

Gráfico tridimensional de líneas para representar la variabilidad de los sólidos suspendidos totales a lo largo del muestreo.

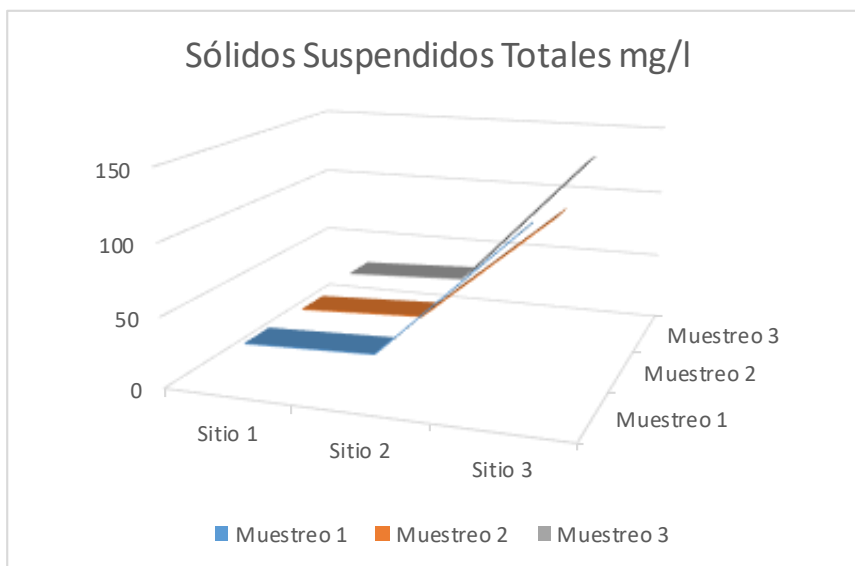
**Figura 6**

Gráfico tridimensional de líneas para representar la variabilidad del oxígeno disuelto a lo largo del muestreo.

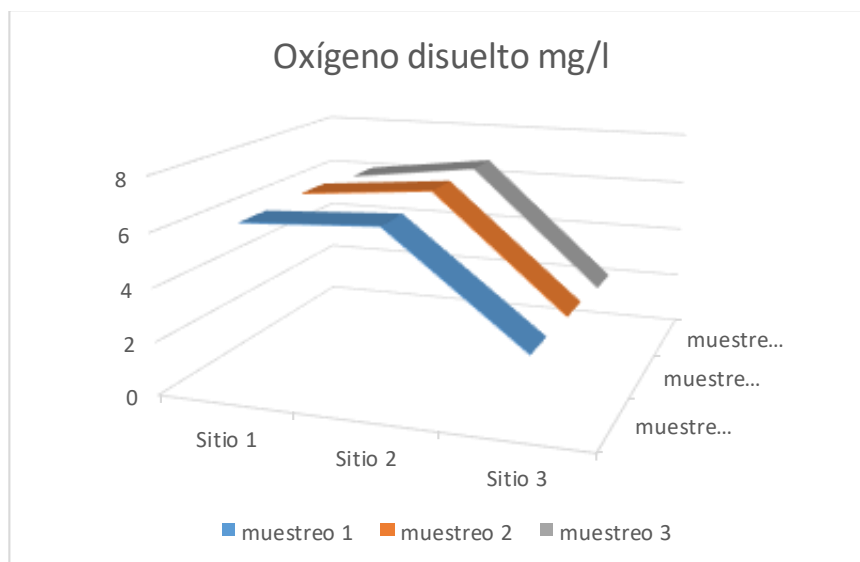


Figura 7

Gráfico tridimensional de líneas para representar la variabilidad del fosfato lo largo del muestreo.

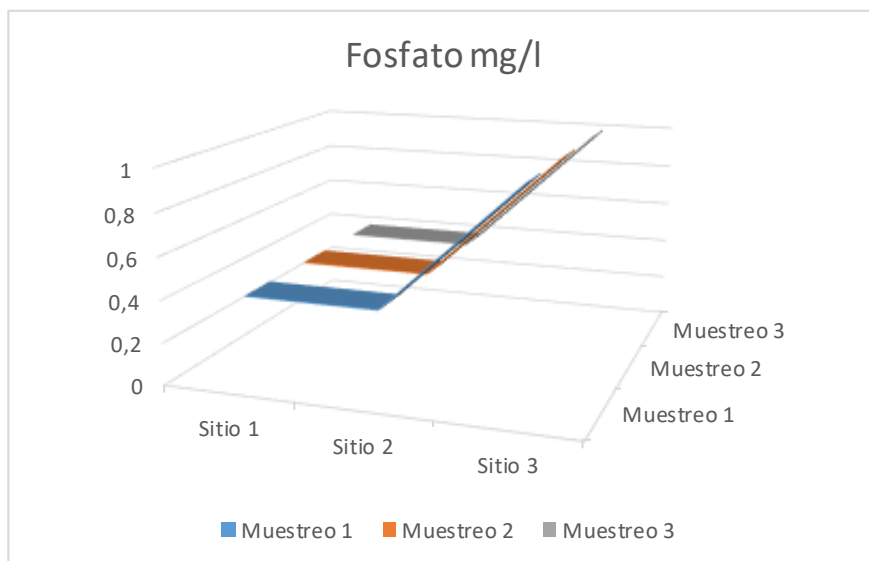
**Figura 8**

Gráfico tridimensional de líneas para representar la variabilidad de la demanda bioquímica de oxígeno lo largo del muestreo.

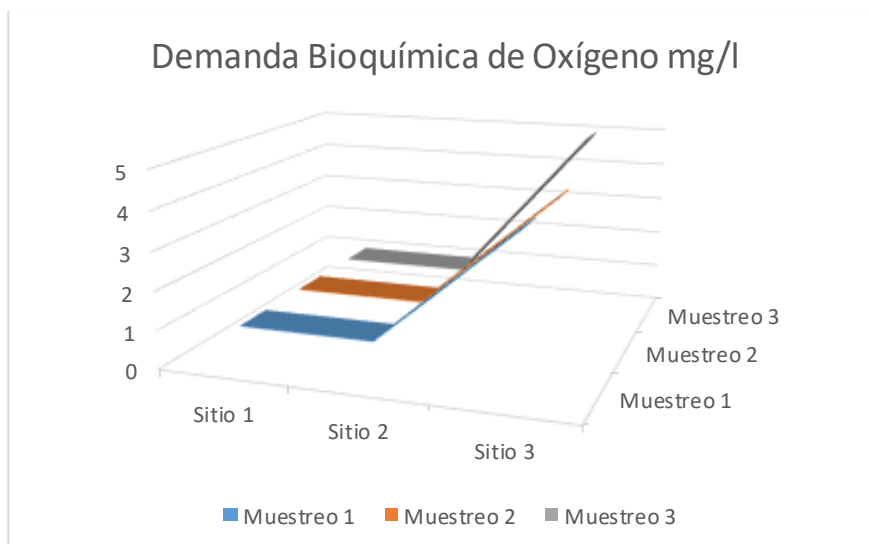


Figura 9

Gráfico tridimensional de líneas para representar la variabilidad del nitrógeno total Kjeldahl a lo largo del muestreo.

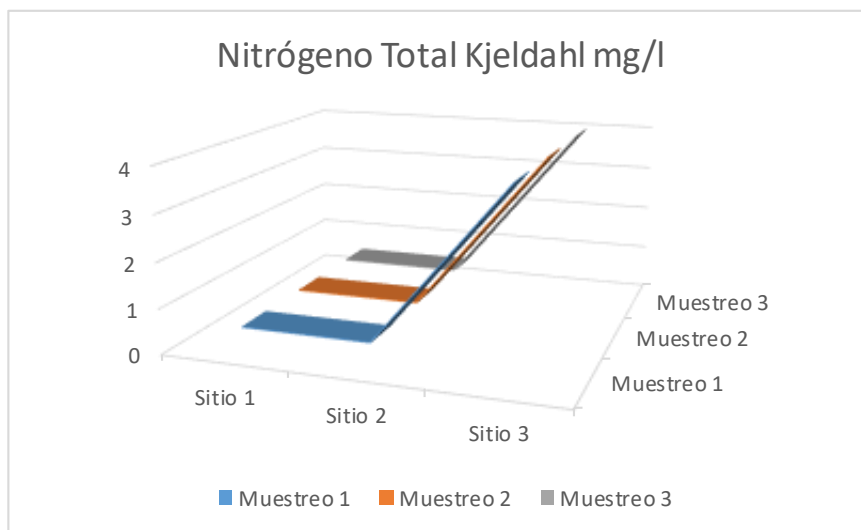
**Figura 10**

Gráfico tridimensional de líneas para representar la variabilidad de las coliformes fecales lo largo del muestreo.

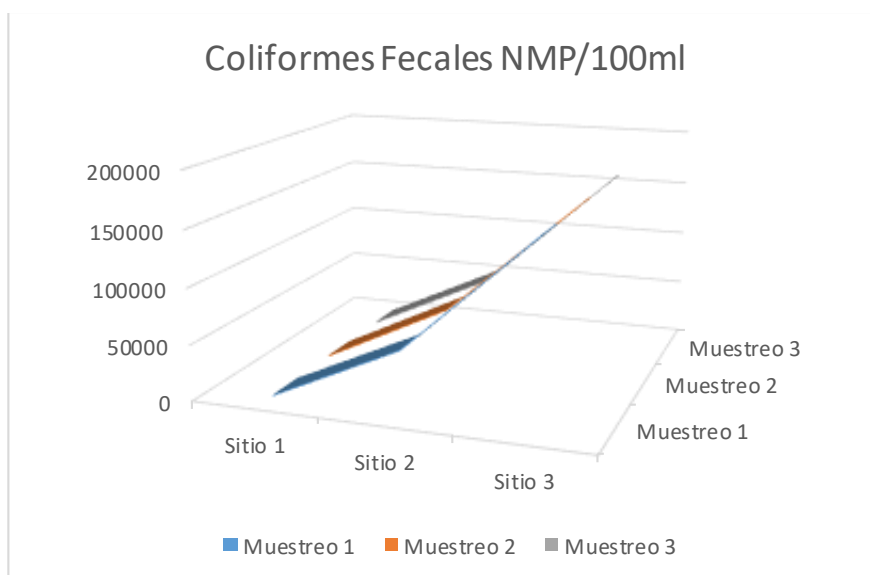


Figura 11

Gráfico tridimensional de líneas para representar la variabilidad de las coliformes totales lo largo del muestreo.

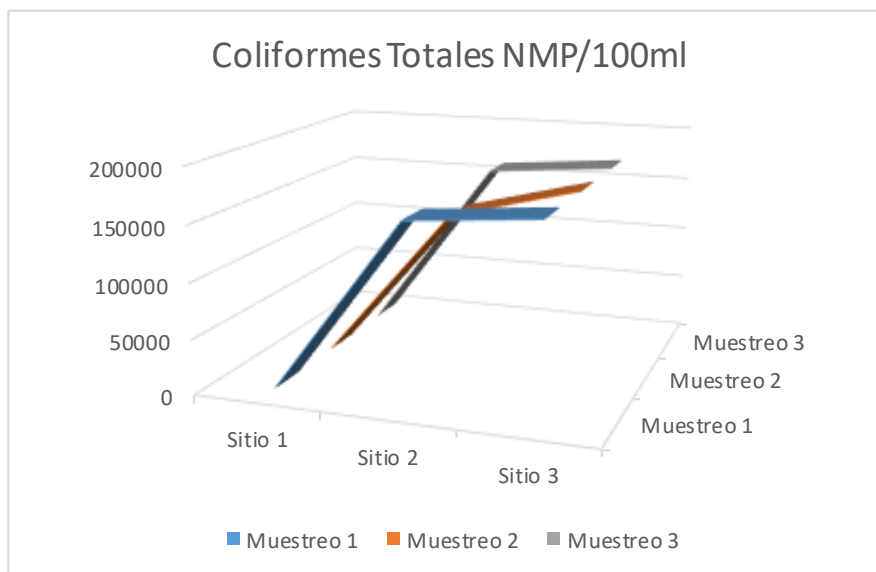
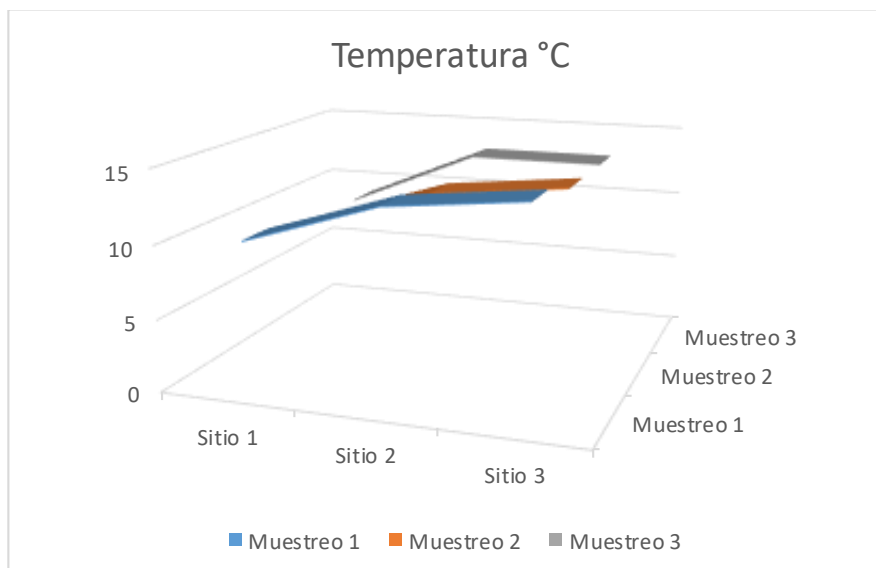
**Figura 12**

Gráfico tridimensional de líneas para representar la variabilidad de la temperatura a lo largo del muestreo.



Ya con las variables de contaminación extraídas e interpretadas a través de estos gráficos y el estado ecológico de la flora acuática evaluado, se procedió a la buscar la

correlación entre ambas a través del coeficiente de Pearson mismo que arrojó los siguientes resultados:

Tabla 6

Coeficiente de Correlación de Pearson entre las variables de contaminación y el estado ecológico de la flora acuática

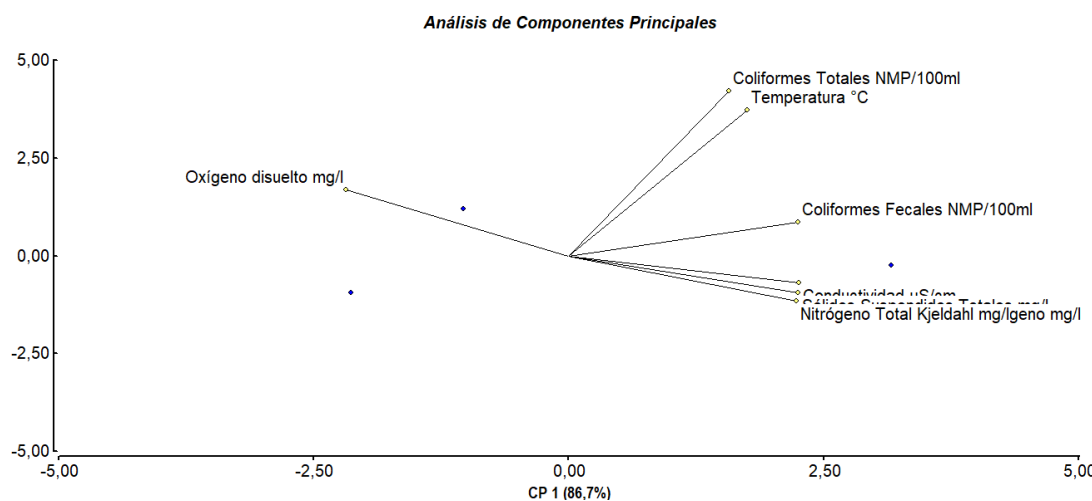
| Variables hidrológicas | Correlación | Valor p de |
|---|-------------|---------------|
| | SEFARA | significación |
| pH | 0,20 | 0,6025 |
| Conductividad $\mu\text{S}/\text{cm}$ | -0,80 | 0,0090 |
| Sólidos Suspendidos Totales mg/l | -0,77 | 0,0014 |
| Oxígeno disuelto mg/l | 0,69 | 0,0403 |
| Fosfato mg/l | -0,76 | 0,0185 |
| Aceites y Grasas mg/l | 0,00 | 0,5000 |
| Demanda Bioquímica de Oxígeno mg/l | -0,74 | 0,0213 |
| Hidrocarburos totales de petróleo (C8-C40) mg/l (1) | 0,00 | 0,5000 |
| Nitrógeno Total Kjeldahl mg/l | -0,76 | 0,0185 |
| Coliformes Fecales NMP/100ml | -0,93 | 0,0020 |
| Coliformes Totales NMP/100ml | -0,95 | 0,0010 |
| Temperatura °C | -0,95 | 0,0010 |

Con excepción del pH, los hidrocarburos totales de petróleo, los aceites y grasas, se observó una correlación significativa, fuerte y directa entre SEFARA y el oxígeno disuelto y una inversa entre SEFARA y el resto de las variables de contaminación.

A continuación, se realizó en análisis de componentes principales para determinar la interacción y relevancia entre cada una de las variables.

Figura 13

Análisis de Componentes Principales aplicado a las variables de contaminación y el estado ecológico de la flora acuática



El análisis de Componentes Principales (ACP) reveló que las variables de conductividad, nitrógeno total y sólidos suspendidos totales están altamente relacionadas entre sí y son los principales factores contribuyentes a la mala salud ecológica del río en el sitio 3. Además, se observó que las variables de coliformes fecales y totales, junto con la temperatura, también presentan un comportamiento similar y se identificaron como factores que afectan negativamente a las poblaciones de plantas acuáticas.

Al contrario que el oxígeno disuelto que por su cercanía al número 4 demuestra que es beneficioso para la salud de las plantas acuáticas, luego está el pH que no demostró ser un factor determinante en la ecología del río pues no varía mucho su valor entre las tres estaciones.

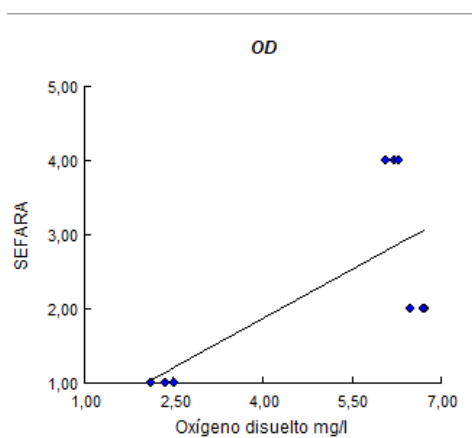
Por eso se escogió a la conductividad, el oxígeno disuelto, los sólidos suspendidos totales y las coliformes fecales para ser expuestas a un estudio de regresión lineal.

El primero fue el oxígeno disuelto que obtuvo un valor de $R^2=0,47$ esto implica que el 47% de la variabilidad observada en el estado ecológico puede ser explicada por

la concentración de oxígeno disuelto en el agua y el gráfico de regresión lineal resulto de la siguiente manera:

Figura 14

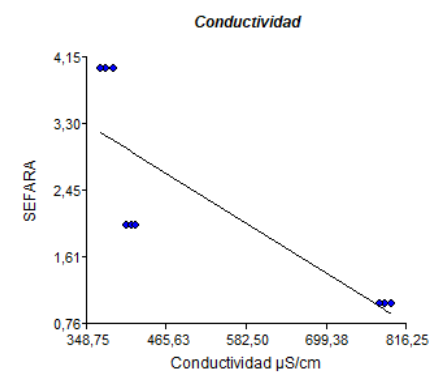
Análisis de regresión lineal entre el oxígeno disuelto y el estado de la flora acuática del río Ambato



Se continuo con la conductividad cuyo coeficiente de determinación tuvo un valor de $R^2=0,65$ esto explica que aproximadamente el 65% de la variabilidad observada en el estado ecológico puede ser explicada por la conductividad del agua, esta afirmación también se ve expresada dentro del gráfico a continuación.

Figura 15

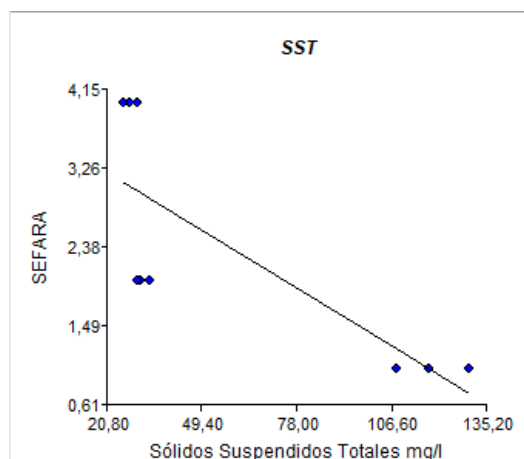
Análisis de regresión lineal entre la conductividad y el estado de la flora acuática del río Ambato



Seguido se trabajó con los sólidos suspendidos totales y su relación con el estado ecológico de la flora acuática, esto tuvo como resultado un coeficiente de determinación de 0,60 dando a entender que el 60% de la variabilidad observada en el estado ecológico puede ser entendida a través de la cantidad de sólidos totales en suspensión, así como también lo demuestra este gráfico:

Figura 16

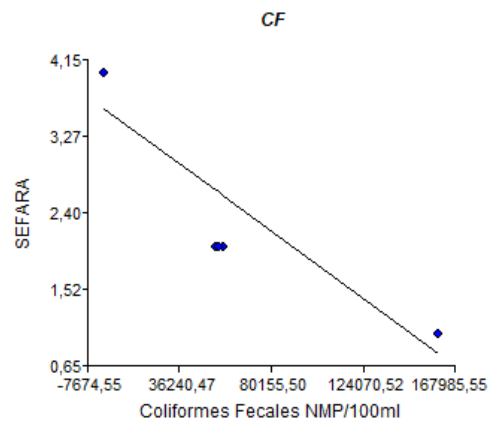
Análisis de regresión lineal entre los sólidos totales en suspensión y el estado de la flora acuática del río Ambato



Por último, se puso a la relación entre las coliformes fecales y el estado ecológico de las plantas bajo los parámetros de un análisis de regresión lineal y el resultado del coeficiente de determinación fue de 0,87 lo que significa que el 87% de la variabilidad en el estado ecológico de la flora acuática del río Ambato puede ser explicada por la presencia de coliformes fecales, comportamiento que también se demuestra a través del gráfico.

Figura 17

Análisis de regresión lineal entre la cantidad de coliformes fecales y el estado de la flora acuática del río Ambato



Discusión

Los resultados de la evaluación sobre la salud ecológica de la flora acuática del río Ambato arrojaron que el sitio 1, la naciente del río ubicado a 3673 msnm tiene una comunidad saludable de plantas acuáticas donde si bien existe un relativo nivel de dominancia por parte *Myriophyllum quitense* existe el espacio para la formación de otros organismos vegetales dentro del rango estudiado. En el 2015 el gobierno provincial de Tungurahua realizó un informe sobre calidad de agua de los ríos en los páramos de Tungurahua utilizando macro invertebrados como bioindicadores, como era de esperarse la zona alta del río Ambato estuvo dentro de las estaciones estudiadas y mediante el Índice Biológico Andino (ABI) que es un método apoyado en el índice original BMWP (Meneses, 2019). El informe determinó que el estado de calidad del agua en esta zona es “Muy Buena” (Calles, 2015).

Esto no solo corrobora los resultados obtenidos por el presente estudio si no que ayuda a comprender la relación entre los macro invertebrados y la flora acuática en los ecosistemas fluviales andinos, estos dos grupos biológicos interactúan de diversas formas y su estudio conjunto proporciona información valiosa sobre la salud y el estado de los ecosistemas acuáticos pues los macroinvertebrados que no están enterrados en el sustrato utilizan las plantas acuáticas como refugio, alimento y sitio de reproducción además que se aprovechan del oxígeno que ellas producen es por eso que existe una relación directa entre la cantidad macro invertebrados y las poblaciones de plantas acuáticas, específicamente aquellas enraizadas (Miserendino, 2001). La utilización de macro invertebrados como bioindicadores ha tomado popularidad gracias al BMWP sin embargo su efectividad viene de la mano con una metodología larga que implica la recolección, identificación y conteo de individuos muy pequeños, no obstante, al tener conocimiento

de la relación entre las plantas acuáticas y estos organismos podríamos optar por un muestreo de plantas cuya identificación y recolección es más fácil debido a su tamaño.

En el sitio 2 del muestreo realizado en la zona urbana de la ciudad, en un sector conocido como el “Parque del sueño” a 2572 msnm los resultados del estudio determinaron que el estado ecológico de la flora acuática en este sector es “Crítico” pues existe la dominancia total de un alga verde filamentosa del género de las *Cladophora*, según el Índice de Macrófitos (IM) que es un índice propuesto para evaluar la calidad ecológica de los ríos de la cuenca del Segura en España cuando una región tiene una cobertura superior al 50% de una especie del género de las *Cladophora* y no está acompañada de ninguna otra especie, a esta zona se la debe catalogar como “Muy Mala” (Suárez, 2005). Sin embargo, la presencia de esta alga no es por si sola un sinónimo de una mala calidad de agua pues en el contexto de los cuerpos de agua dulce en zonas templadas, *Cladophora glomerata* (L.) Kutz. es probablemente la macroalga más común en el mundo entero (Higgins, 2008) y un componente importante de la ecología pues esta alga verde filamentosa juega un papel esencial en las redes alimentarias y crea gran parte de la estructura física de los ecosistemas de ríos y lagos, no obstante es su dominio lo que la hace un organismo indicador de la mala calidad del agua pues el desarrollo de los rodales dominantes se relaciona más a menudo con la actividad humana y con altas cargas de nutrientes, el desarrollo masivo de *C. glomerata* puede afectar la biocenosis de varias maneras además crear graves problemas de gestión ambiental ya que es una evidencia de la contaminación industrial y los efluentes de aguas residuales municipales, un ejemplo de esto es lo que paso en río Ilm, Turingia, Alemania donde previo a las regulaciones entorno a los vertimientos urbanos e industriales *Cladophora glomerata* fue el productor primario más dominante. (Ensminger, 2000). Es por eso que en el sitio 2 es cuando empezamos a ver observar el efecto de los vertimientos urbanos e industriales en la

ecología del río no solo en su ecología sino también en las variables de contaminación, muchas de las cuales han subido su nivel como es el caso de la conductividad y los coliformes fecales, sobre todo este último que cuya presencia ha aumentado hasta en un 18000% lo que contribuye al crecimiento y a la formación de densos tapetes de *Cladophora*, esta interacción entre la dominancia de *Cladophora* y el aumento de coliformes fecales es un indicador de la degradación de la calidad del agua.

Pero es el sitio 3, ubicado a unos pocos kilómetros después la planta de tratamiento de agua de la ciudad a 2350 msnm donde verdaderamente se evidencian los efectos de las variables de contaminación en la ecología de las macrofitas pues esta está catalogada como “Muy Crítica” pues no fue posible encontrar ningún organismo con las características de una planta acuática. El primer factor explicativo de esto son los sólidos totales en suspensión que vieron un aumento de hasta un 400% en relación a los sitios 1 y 2 esto se debe a la presencia de minería de extracción para material de construcción que tiene lugar a las orillas del río en la zona llamada “Las Viñas” unos cuantos kilómetros antes del sitio 3, Este aumento en los sólidos totales en suspensión resulta en un aumento de la turbidez mismo que afecta crecimiento de macrófitas sumergidas pues este está limitado por la luz en la mayoría de los ambientes acuáticos, siendo la turbidez un factor limitante sobre la disponibilidad de luz. Las corrientes rápidas aumentan la re suspensión de sedimentos en áreas con escasa vegetación, lo que reduce la luz disponible para el crecimiento de macrófitos sumergidos enraizados (Madsen, 2001). Este factor también tiene relación con la disminución del oxígeno disuelto que reduce su valor hasta tres veces con los sitios 1 y 2 pues si la turbidez del agua es alta, habrá muchas partículas suspendidas en ella; estas partículas sólidas bloquearán la luz solar y evitarán que las plantas acuáticas obtengan la luz solar que necesitan para la fotosíntesis, las plantas producirán menos oxígeno y, con ello, bajarán los niveles de oxígeno disuelto. Las plantas

morirán más fácilmente y serán descompuestas por las bacterias en el agua, lo que reducirá los niveles de oxígeno disuelto aún más (Mendoza, 2019). Esto explica también la coloración oscura del río y el olor a descomposición.

La conductividad también sufrió un incremento de casi el doble, el aumento de la conductividad en un río resulta en efectos significativos en la presencia y distribución de macrofitas (Marchetti, 2016) Estas plantas acuáticas tienen diferentes niveles de tolerancia a la conductividad del agua, y un incremento en los niveles puede afectar negativamente su capacidad de sobrevivir pues altas concentraciones de iones en el agua pueden interferir con los procesos fisiológicos, así como la absorción de nutrientes y la regulación osmótica (Rameshkumar, 2019) el aumento de la conductividad está asociado a varios factores, uno de ellos la escorrentía urbana contribuye al aumento de la conductividad mediante el transporte de sales y contaminantes provenientes de carreteras, jardines y otros espacios urbanizados (Ahmed, 2019).

Los resultados obtenidos del sitio 3 en el análisis de laboratorio son preocupantes no solo en el ámbito ecológico si no que algunos de los niveles de contaminación son tan altos que pueden llegar a convertirse en un problema social y de salud, este es el caso de las coliformes fecales que, según las normas ecuatorianas, específicamente el Reglamento para la Clasificación y Categorización de los Cuerpos de Agua y Vertimiento de Efluentes Líquidos (Acuerdo Ministerial No. 116, Ministerio del Ambiente 2008) el límite permitido para agua para recreación primaria, riego de cultivos de consumo directo y acuicultura es de 1000 NMP/100 mL sin embargo el análisis determino un valor 160000 > NMP/100ml, otro parámetro que excede los límites permitidos es la cantidad de solidos totales en suspensión cuyo límite máximo permitido es de 50 mg/L, no obstante, en el sitio 3 este valor se duplica, estos resultados son aún más preocupantes con el

conocimiento que la muestra se extrajo a pocos kilómetros de la planta de tratamientos de agua de la ciudad.

Es necesario contrastar que la presencia de las macrófitas varía dependiendo de muchos variables ambientales y estas variaciones se explican a través de múltiples factores dinámicos en el ecosistema fluvial donde la variación estacional juega un papel crucial, ya que las estaciones cálidas favorecen el crecimiento de especies sumergidas, mientras que las estaciones más frías pueden propiciar la proliferación de macrófitas flotantes (Gómez, 2017). Además, cambios en la disponibilidad de nutrientes, impulsados por vertimientos urbanos y agrícolas, pueden influir en la dominancia de ciertas especies, que pueden responder positivamente a un aumento de nutrientes. La competencia entre especies y eventos de perturbación, como inundaciones y sequías, también desempeñan un papel importante en la variación de la composición de las macrófitas (Ramos, 2013).

Conclusión

En el río Ambato habitan 4 especies de macrófitas: *Myriophyllum quitense*, *Elodea canadensis*, *Nasturtium officinale* y un alga verde filamentosa perteneciente al género *Cladophora*.

La calidad del agua del río Ambato empeoró a medida que el río cruza la ciudad, incluso llegando a niveles peligrosos para la vida humana en variables como coliformes fecales y sólidos totales en suspensión, además se demostró que estas variables sumadas a las del oxígeno disuelto, y la conductividad tienen un impacto directo en el estado ecológico de la flora acuática en el Río Ambato.

El estado ecológico de flora acuática del Río Ambato demuestra ser un indicador efectivo de la calidad del agua, ya que los cambios en su composición, abundancia y distribución son producto de la contaminación asociada a los vertimientos urbanos e industriales. La capacidad de la flora acuática para responder a estos impactos ambientales la convierte en una herramienta valiosa para evaluar y monitorear la salud y el estado ecológico de este cuerpo de agua.

Recomendaciones

- A través de análisis de sensibilidad y adaptabilidad de macrofitas y en conjunto con lo establecido por la clasificación SEFARA buscar una fórmula para crear un índice similar al Biological Monitoring Working Party (BMWP') que facilite evaluar la calidad de un cuerpo de agua dulce a través de la flora acuática.
- Realizar un estudio con las mismas bases que este, pero aumentando las frecuencias y los sitios de muestreo además de agregarle variables como profundidad, corriente y caudal que ayuden a entender como factores como la precipitación afectan los resultados.
- Instar a las instituciones y autoridades locales a implementar mejores medidas de manejo de residuos además de una revisión sobre el funcionamiento de la planta de tratamiento de agua.

Anexos

Tabla 7

Resultados obtenidos en el laboratorio del sitio #1, muestreo #1

| Parámetros realizados en el Laboratorio | | |
|--|-------|------------------------|
| Físico Químico | | |
| Conductividad $\mu\text{S/cm}$ | 378 | EPA 9050 A |
| pH Unidades de pH | 7,96 | SM 4500 H |
| Sólidos Suspendidos Totales mg/l | 28 | SM 2540 D |
| Oxígeno disuelto mg/l | 6,22 | SM 4500-OG, EPA 360.1 |
| Aniones y No Metales | | |
| Fosfato mg/l | <0.5 | EPA 300.1 |
| Parámetros Orgánicos | | |
| Aceites y Grasas mg/l | <0.3 | EPA 1664 |
| Demanda Bioquímica de Oxígeno mg/l | <2 | SM 5210 B,D |
| Hidrocarburos totales de petróleo (C8-C40) mg/l ⁽¹⁾ | <0.3 | EPA 8015 D |
| Nitrógeno Total Kjeldahl mg/l | <1 | ASTM D8083-16 |
| Parámetros Microbiológicos | | |
| Coliformes Fecales NMP/100ml | 330 | SM 9221 E / MM-AG/S-66 |
| Coliformes Totales NMP/100ml | 17000 | NMP |

Tabla 8

Resultados obtenidos en el laboratorio del sitio #2, muestreo #1

| Parámetros realizados en el Laboratorio | | |
|--|--------|------------------------|
| Físico Químico | | |
| Conductividad $\mu\text{S/cm}$ | 407 | EPA 9050 A |
| pH Unidades de pH | 8,67 | SM 4500 H |
| Sólidos Suspendidos Totales mg/l | 31 | SM 2540 D |
| Oxígeno disuelto mg/l | 6,49 | SM 4500-OG, EPA 360.1 |
| Aniones y No Metales | | |
| Fosfato mg/l | <0.5 | EPA 300.1 |
| Parámetros Orgánicos | | |
| Aceites y Grasas mg/l | <0.3 | EPA 1664 |
| Demanda Bioquímica de Oxígeno mg/l | <2 | SM 5210 B,D |
| Hidrocarburos totales de petróleo (C8-C40) mg/l ⁽¹⁾ | <0.3 | EPA 8015 D |
| Nitrógeno Total Kjeldahl mg/l | <1 | ASTM D8083-16 |
| Parámetros Microbiológicos | | |
| Coliformes Fecales NMP/100ml | 54000 | SM 9221 E / MM-AG/S-66 |
| Coliformes Totales NMP/100ml | 160000 | NMP |

Tabla 9*Resultados obtenidos en el laboratorio del sitio #3, muestreo #1*

| Parámetros realizados en el Laboratorio | | |
|--|---------|------------------------|
| Físico Químico | | |
| Conductividad $\mu\text{S/cm}$ | 786 | EPA 9050 A |
| pH Unidades de pH | 7,82 | SM 4500 H |
| Sólidos Suspendidos Totales mg/l | 118 | SM 2540 D |
| Oxígeno disuelto mg/l | 2,51 | SM 4500-OG, EPA 360.1 |
| Aniones y No Metales | | |
| Fosfato mg/l | 1 | EPA 300.1 |
| Parámetros Orgánicos | | |
| Aceites y Grasas mg/l | <0.3 | EPA 1664 |
| Demanda Bioquímica de Oxígeno mg/l | 4 | SM 5210 B,D |
| Hidrocarburos totales de petróleo (C8-C40) mg/l ⁽¹⁾ | <0.3 | EPA 8015 D |
| Nitrógeno Total Kjeldahl mg/l | 4 | ASTM D8083-16 |
| Parámetros Microbiológicos | | |
| Coliformes Fecales NMP/100ml | >160000 | SM 9221 E / MM-AG/S-66 |
| Coliformes Totales NMP/100ml | >160000 | NMP |

Tabla 10*Resultados obtenidos en el laboratorio del sitio #1, muestreo #2*

| Parámetros realizados en el Laboratorio | | |
|--|-------|------------------------|
| Físico Químico | | |
| Conductividad $\mu\text{S/cm}$ | 370 | EPA 9050 A |
| pH Unidades de pH | 7,91 | SM 4500 H |
| Sólidos Suspendidos Totales mg/l | 26 | SM 2540 D |
| Oxígeno disuelto mg/l | 6,29 | SM 4500-OG, EPA 360.1 |
| Aniones y No Metales | | |
| Fosfato mg/l | <0.5 | EPA 300.1 |
| | | |
| Parámetros Orgánicos | | |
| Aceites y Grasas mg/l | <0.3 | EPA 1664 |
| Demanda Bioquímica de Oxígeno mg/l | <2 | SM 5210 B,D |
| Hidrocarburos totales de petróleo (C8-C40) mg/l ⁽¹⁾ | <0.3 | EPA 8015 D |
| Nitrógeno Total Kjeldahl mg/l | <1 | ASTM D8083-16 |
| | | |
| Parámetros Microbiológicos | | |
| Coliformes Fecales NMP/100ml | 310 | SM 9221 E / MM-AG/S-66 |
| Coliformes Totales NMP/100ml | 16000 | NMP |

Tabla 11*Resultados obtenidos en el laboratorio del sitio #2, muestreo #2*

| Parámetros realizados en el Laboratorio | | |
|--|--------|------------------------|
| Físico Químico | | |
| Conductividad $\mu\text{S/cm}$ | 415 | EPA 9050 A |
| pH Unidades de pH | 8,8 | SM 4500 H |
| Sólidos Suspendidos Totales mg/l | 30 | SM 2540 D |
| Oxígeno disuelto mg/l | 6,74 | SM 4500-OG, EPA 360.1 |
| Aniones y No Metales | | |
| Fosfato mg/l | <0.5 | EPA 300.1 |
| Parámetros Orgánicos | | |
| Aceites y Grasas mg/l | <0.3 | EPA 1664 |
| Demanda Bioquímica de Oxígeno mg/l | <2 | SM 5210 B,D |
| Hidrocarburos totales de petróleo (C8-C40) mg/l ⁽¹⁾ | <0.3 | EPA 8015 D |
| Nitrógeno Total Kjeldahl mg/l | <1 | ASTM D8083-16 |
| Parámetros Microbiológicos | | |
| Coliformes Fecales NMP/100ml | 57000 | SM 9221 E / MM-AG/S-66 |
| Coliformes Totales NMP/100ml | 140000 | NMP |

Tabla 12*Resultados obtenidos en el laboratorio del sitio #3, muestreo #2*

| Parámetros realizados en el Laboratorio | | |
|--|---------|------------------------|
| Físico Químico | | |
| Conductividad $\mu\text{S/cm}$ | 778 | EPA 9050 A |
| pH Unidades de pH | 7,13 | SM 4500 H |
| Sólidos Suspendidos Totales mg/l | 108 | SM 2540 D |
| Oxígeno disuelto mg/l | 2,36 | SM 4500-OG, EPA 360.1 |
| Aniones y No Metales | | |
| Fosfato mg/l | 1 | EPA 300.1 |
| Parámetros Orgánicos | | |
| Aceites y Grasas mg/l | <0.3 | EPA 1664 |
| Demanda Bioquímica de Oxígeno mg/l | 4 | SM 5210 B,D |
| Hidrocarburos totales de petróleo (C8-C40) mg/l ⁽¹⁾ | <0.3 | EPA 8015 D |
| Nitrógeno Total Kjeldahl mg/l | 4 | ASTM D8083-16 |
| Parámetros Microbiológicos | | |
| Coliformes Fecales NMP/100ml | >160000 | SM 9221 E / MM-AG/S-66 |
| Nitrógeno Total Kjeldahl mg/l ⁽¹⁾ | >160000 | NMP |

Tabla 13*Resultados obtenidos en el laboratorio del sitio #1, muestreo #3*

| Parámetros realizados en el Laboratorio | | |
|--|-------|------------------------|
| Físico Químico | | |
| Conductividad $\mu\text{S}/\text{cm}$ | 389 | EPA 9050 A |
| pH Unidades de pH | 8.03 | SM 4500 H |
| Sólidos Suspendidos Totales mg/l | 30 | SM 2540 D |
| Oxígeno disuelto mg/l | 6,07 | SM 4500-OG, EPA 360.1 |
| Aniones y No Metales | | |
| Fosfato mg/l | <0.5 | EPA 300.1 |
| Parámetros Orgánicos | | |
| Aceites y Grasas mg/l | <0.3 | EPA 1664 |
| Demanda Bioquímica de Oxígeno mg/l | <2 | SM 5210 B,D |
| Hidrocarburos totales de petróleo (C8-C40) mg/l ⁽¹⁾ | <0.3 | EPA 8015 D |
| Nitrógeno Total Kjeldahl mg/l | <1 | ASTM D8083-16 |
| Parámetros Microbiológicos | | |
| Coliformes Fecales NMP/100ml | 320 | SM 9221 E / MM-AG/S-66 |
| Coliformes Totales NMP/100ml | 17000 | NMP |

Tabla 14*Resultados obtenidos en el laboratorio del sitio #2, muestreo #3*

| Parámetros realizados en el Laboratorio | | |
|--|--------|------------------------|
| Físico Químico | | |
| Conductividad $\mu\text{S}/\text{cm}$ | 421 | EPA 9050 A |
| pH Unidades de pH | 8,92 | SM 4500 H |
| Sólidos Suspendidos Totales mg/l | 34 | SM 2540 D |
| Oxígeno disuelto mg/l | 6,71 | SM 4500-OG, EPA 360.1 |
| Aniones y No Metales | | |
| Fosfato mg/l | <0.5 | EPA 300.1 |
| Parámetros Orgánicos | | |
| Aceites y Grasas mg/l | <0.3 | EPA 1664 |
| Demanda Bioquímica de Oxígeno mg/l | <2 | SM 5210 B,D |
| Hidrocarburos totales de petróleo (C8-C40) mg/l ⁽¹⁾ | <0.3 | EPA 8015 D |
| Nitrógeno Total Kjeldahl mg/l | <1 | ASTM D8083-16 |
| Parámetros Microbiológicos | | |
| Coliformes Fecales NMP/100ml | 55000 | SM 9221 E / MM-AG/S-66 |
| Coliformes Totales NMP/100ml | 160000 | NMP |

Tabla 15*Resultados obtenidos en el laboratorio del sitio #3, muestreo #3*

| Parámetros realizados en el Laboratorio | | |
|--|---------|------------------------|
| Físico Químico | | |
| Conductividad $\mu\text{S/cm}$ | 795 | EPA 9050 A |
| pH Unidades de pH | 7,32 | SM 4500 H |
| Sólidos Suspendidos Totales mg/l | 130 | SM 2540 D |
| Oxígeno disuelto mg/l | 2,12 | SM 4500-OG, EPA 360.1 |
| Aniones y No Metales | | |
| Fosfato mg/l | 1 | EPA 300.1 |
| Parámetros Orgánicos | | |
| Aceites y Grasas mg/l | <0.3 | EPA 1664 |
| Demanda Bioquímica de Oxígeno mg/l | 5 | SM 5210 B,D |
| Hidrocarburos totales de petróleo (C8-C40) mg/l ⁽¹⁾ | <0.3 | EPA 8015 D |
| Nitrógeno Total Kjeldahl mg/l | 4 | ASTM D8083-16 |
| Parámetros Microbiológicos | | |
| Coliformes Fecales NMP/100ml | >160000 | SM 9221 E / MM-AG/S-66 |
| Nitrógeno Total Kjeldahl mg/l ⁽¹⁾ | >160000 | NMP |

Figura 17*Nacimiento del río Ambato*

Figura 18

Colocación de transeptos en la zona alta del río Ambato para el muestreo #1

**Figura 19**

Extracción de una macrófitas para su posterior identificación



Figura 20

Colocación de transeptos en el sitio 2



Figura 21

Medición de temperatura en el sitio 2, muestreo #2



Figura 22

Evidencia del nivel de urbanización del sitio 2 (Parque del Sueño)

**Figura 23**

Toma de agua en el sitio 3



Figura 24

Extracción de myriophyllum quitense en el sitio 1, muestreo #3



Figura 25

Comparativa de la claridad del agua entre el sitio 1 y el sitio 3



Bibliografía

- Naciones Unidas. (2019). *Desafíos globales AGUA*. Obtenido de ONU:
<https://www.un.org/es/global-issues/water>
- Adams, S. (2008). bioindicator response profiles of organisms can help differentiate between sources of anthropogenic stressors in aquatic ecosystems. *BIOMARKER*, 33-44.
- Ahmed, W. (2019). A review on microbial contaminants in stormwater runoff and outfalls: Potential health risks and mitigation strategies. *Science of the Total Environment*.
- ASTM. (2023). *ASTM International*. Obtenido de Standard Test Method For Total Nitrogen, And Total Kjeldahl Nitrogen (TKN) By Calculation, In Water By High Temperature Catalytic Combustion And Chemiluminescence Detection:
<https://webstore.ansi.org/standards/astm/astmd808316>
- BOCA, T. (2020). Variables explicativas que no pueden controlarse ni fijarse: ¿Funciona la regresión? *Asociación Argentina de Ecología*.
- Botero-Álvarez, C. (2020). Vegetación acuática y semiacuática en tres ríos altoandinos y su relación con la fisicoquímica del agua. *Revista Politécnica*, pp. 138-150.
- Calles, J. (2015). *[INFORME DE CALIDAD DE AGUA DE LOS RÍOS EN LOS DE TUNGURAHUA*. Ambato: Geoinformática y Sistemas Cia. Ltda.
- Díaz, R. E. (2021). Análisis espacial de propiedades físicas del suelo de la Hoya del río Suárez, Boyacá - Santander (Colombia), utilizando componentes principales. *Investigación Agraria*.
- Ensminger, I. (2000). Strategies providing success in a variable habitat: I. Relationships of environmental factors and dominance of *Cladophora glomerata*. *Plant, Cell and Environment*, 1119–1128.

- EPA. (Diciembre de 1996). METHOD 9050A. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. UNITED STATES OF AMERICA : united states environmental protection agency.
- EPA. (2000). Oxygen, Dissolved (Membrane Electrode). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 14th Edition, p 450*. United States of America.
- EPA. (Febrero de 2010). Method 1664, Revision B: n-Hexane Extractable Material (HEM; Oil and Grease) and Silica Gel Treated n-Hexane Extractable Material (SGT-HEM; Non-polar Material) by Extraction and Gravimetry. *Method 1664, Revision B*. Washington, D.C.
- Foden, W. B. (2013). Identifying the World's Most Climate Change Vulnerable Species: A Systematic Trait-Based Assessment of all Birds, Amphibians and Corals. *PLOS ONE*.
- Gispert, C. (2012). *Atlas visuales. BOTÁNICA*. Barcelona, España : MMI OCEANO GRUPO EDITORIAL .
- Gómez, M. (2017). COMUNIDADES DE MACRÓFITAS EN RÍOS ANDINOS: COMPOSICIÓN Y RELACIÓN CON FACTORES AMBIENTALES. *Acta Biológica Colombiana*, pp. 45-58.
- Higgins, S. N. (2008). AN ECOLOGICAL REVIEW OF CLADOPHORA GLOMERATA (CHLOROPHYTA) IN THE LAURENTIAN GREAT LAKES. *Journal of Phycology*.
- IDEAM. (2007). *SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES EN AGUA SECADOS A 105c*. Bogota: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales.
- IDEAM. (2017). COLIFORMES TOTALES Y E. COLI POR EL METODO NMP. *Determinación de Coliformes totales y E. Coli de aguas*. Colombia: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales.
- INEC. (2014). Informe Anual 2014. *Instituto Nacional de Estadística y Censos*.
- Jácome, E. T. (2019). Impactos del cambio climático sobre la flora acuática de las Lagunas Verdes, volcán Chiles, Ecuador. *Biota Colombiana*.

- Kumar, N. (2006). Biomonitoring of selected freshwater macrophytes to assess lake trace element contamination: a case study of Nal Sarovar Bird Sanctuary, Gujarat, India .
Department of Biosciences & Environmental Sciences.
- Madsen, J. D. (2001). The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes. *Hydrobiologia*, 71-84.
- Marchetti, Z. (2016). and spatial variations in lakes of a subtropical floodplain-river system, Argentina. *Flora*, 82-91.
- Mendoza, S. L. (2019). Macroinvertebrados acuáticos como indicadores de calidad del agua del río Teusacá (Cundinamarca, Colombia). *Ingeniería y Desarrollo*, vol. 37, núm. 2, pp. 269-288, 2019. Colombia: Fundación Universidad del Norte.
- Meneses, Y. C. (2019). COMPARACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA EN DOS RÍOS ALTOANDINOS MEDIANTE EL USO DE LOS ÍNDICES BMWP/COL. Y ABI. *Acta biol. Colomb. vol. 24.*
- Miserendino, M. L. (2001). Macroinvertebrate assemblages in Andean Patagonian rivers and streams: environmental relationships. *Hydrobiologia*, 147-158.
- Natalia Ospina Alvarez, Enrique J. Peña. (2004). Alternativas de Monitoreo de Calidad de Aguas: Algas como Bioindicadores. *Revista Acta Nova.*
- Navarro, E. (Octubre de 2020). Ríos ciudadanos . *Toma de muestras de agua*. Aragón, España.
- NEMI. (2016). *National Environmental Methods Index*. Obtenido de NEMI.GOV:
https://www.nemi.gov/methods/method_summary/4707/
- Nistri, F. H. (2007). *Descripción y fuentes hitoricas de los antiguos bosques del ecuador*. Quito: Banco Central del Ecuador.
- P. Ávila, J. Pablos y C. Pelayo. (Mayo de 2018). Estudio sobre la protección de ríos, lagos y acuíferos desde la perspectiva de los derechos humanos. México: Comisión Nacional de Derechos en conjunto con Universidad Nacional Autónoma de México.
- Padial, A. (2008). The study of aquatic macrophytes in Neotropics: a scientometrical view of the main trends and gaps. *Brazilian Journal of Biology*, 68.

- Patiño, G. (2015). EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA POR MEDIO DE BIOINDICADORES MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS EN LA QUEBRADA LA VIEJA. Bogota, Colombia: UNIVERSIDAD DISTRITAL FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS, FACULTAD DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES.
- Pfaff, J. D. (1999). DETERMINATION OF INORGANIC ANIONS IN DRINKING WATER BY ION CHROMATOGRAPHY. *METHOD 300.1*. CINCINNATI, OHIO, USA: NATIONAL EXPOSURE RESEARCH LABORATORY OFFICE OF RESEARCH AND DEVELOPMENT U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY.
- Pinilla, G. (2000). *INDICADORES BIOLÓGICOS EN ECOSISTEMAS CONTINENTALES ACUÁTICOS DE COLOMBIA*. Bogotá: FUNDACIÓN UNIVERSIDAD DE BOGOTÁ, JORGE TADEO LOZANO.
- POLANCO, L. E. (2021). VALIDACIÓN DEL MÉTODO GRAVIMÉTRICO SM 2540 B PARA EL ANÁLISIS DE SÓLIDOS TOTALES EN AGUA NATURAL Y RESIDUAL EN EL LABORATORIO DE AGUAS DE LA UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA. Monteria, Colombia: UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA FACULTAD DE CIENCIAS BÁSICAS .
- Quispe Juro, M. A. (2019). Determinación de hidrocarburos totales de petróleo por cromatografía de gases con detector FID y la metodología EPA 8015 D. Universidad Nacional del Callao.
- Rameshkumar, S. (2019). Influence of physicochemical water quality on aquatic macrophyte diversity in seasonal wetlands. *Applied Water Science*, 9-12.
- Ramos, C. (2013). Caracterización de la comunidad de Macrófitas acuáticas en lagunas del Páramo de La Rusia (Boyacá-Colombia). *Ciencia en Desarrollo*.
- Rodriguez, A. M. (2017). COMUNIDADES DE MACRÓFITAS EN RÍOS ANDINOS: COMPOSICIÓN Y RELACIÓN CON FACTORES AMBIENTALES. *Acta Biológica Colombiana*, Vol 22.
- Saleh, A. (2009). Ultrasound-assisted emulsification microextraction method based on applying low density organic solvents followed by gas chromatography analysis for the

determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in water samples. *Journal of Chromatography A*, 6673-6679.

SOLARTE, L. J. (2012). DOCUMENTACIÓN DEL PROCEDIMIENTO DE LABORATORIO PARA LA DBO5 EN EL LABORATORIO DE CONTROL DE CALIDAD DE LA EMPRESA DE ACUEDUCTO Y ALCANTARILLADO DE PEREIRA S.A. E.S.P. Pereira, Colombia: UNIVERSIDAD TECNOLÓGICA DE PEREIRA.

Suárez, L. (2005). Propuesta de un índice de macrófitos (IM) para evaluar la calidad ecológica de los ríos de la cuenca del Segura. *Limnetica*, 305-318.