



FACULTAD DE INGENIERÍA Y CIENCIAS AGROPECUARIAS

**ALTERACIONES EN LOS COMPONENTES FÍSICOS, QUÍMICOS Y
BIOLÓGICOS DEL RÍO TOPO POR LA CONSTRUCCIÓN DE UNA
HIDROELÉCTRICA**

Trabajo de Titulación presentado en conformidad con los requisitos
establecidos para optar por el título de Ingenieras Ambientales en Prevención y
Remediación.

Profesor guía

Christian Patricio Villamarín Flores PhD.

Autoras

Jhoana Catalina García Martínez.

Paola Mishell Velásquez Yánez.

Año

2016

DECLARACIÓN DEL PROFESOR GUÍA

“Declaro haber dirigido este trabajo a través de reuniones periódicas con las estudiantes, orientando sus conocimientos y competencias para un eficiente desarrollo del tema escogido y dando cumplimiento a todas las disposiciones vigentes que regulan los Trabajos de Titulación”.

Christian Patricio Villamarín Flores
PhD. Ecología Fundamental y Aplicada
C.I:1002339404

DECLARACIÓN DE AUTORÍA DEL ESTUDIANTE

“Declaramos que este trabajo es original, de nuestra autoría, que se han citado las fuentes correspondientes y que en su ejecución se respetaron las disposiciones legales que protegen los derechos de autor vigentes”.

Jhoana Catalina García Martínez.
C.I:1717527509

Paola Mishell Velásquez Yánez.
C.I: 1725504714

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a Dios por darme a mis padres y a mi hermana quienes toda la vida han sido mis pilares, mi soporte y el núcleo fundamental que abriga mi hogar. Sin dejar de lado a mis maestros, por su apoyo y dedicación, a Christian Villamarín tutor de mi trabajo de titulación, a mi compañera de tesis y amiga Jhoana, porque juntas logramos cumplir este propósito.

Mishell Velásquez.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a mi mejor amiga Mishell por su entrega y tenacidad al trabajar juntas y terminar este largo viaje hacia nuestra vida de profesionales. Agradezco también a mi profesor Cristian Villamarín y a todas las personas que aportaron con su vasto conocimiento.

Jhoana García.

DEDICATORIA

A MIS PADRES QUIENES ME ENSEÑARON QUE SOLO LA CONSTANCIA Y LA RESPONSABILIDAD PERMITIRÁN QUE SE VUELVAN TANGIBLES LOS SUEÑOS, A MI HERMANA QUE ME RECUERDA QUE CON CREATIVIDAD E IMAGINACIÓN PUEDO COLOREARLOS Y DISFRUTAR DE ELLOS.

Mishell Velásquez.

DEDICATORIA

A MIS PADRES, QUE ME HAN LLEVADO POR ESTE LARGO CAMINO CON SACRIFICIO Y MUCHO AMOR, A MI HERMANO Y A MIS HERMANAS QUE ME DAN FUERZA PARA SER MEJOR CADA DIA DE MI VIDA.

Jhoana García.

RESUMEN

El presente estudio se realizó durante un período de tres meses (marzo, abril y mayo del 2015) en el proyecto de construcción de una central hidroeléctrica ubicada en Río Negro perteneciente al cantón Baños de Agua Santa, provincia de Tungurahua. Se consideraron cinco estaciones de muestreo, situadas estratégicamente con respecto a la construcción de la central hidroeléctrica de las cuales, tres estaciones fueron tomadas como de referencia por su buen estado de conservación, en donde se evaluó la calidad ecológica del agua del río Topo usando variables físico-químicas, hidromorfológicas y la variabilidad en la comunidad de macroinvertebrados. Una vez que se obtuvieron los datos y se analizaron, se pudo determinar que el río Topo es un sistema lótico con agua de buena calidad ya que sus análisis físico-químicos; Temperatura, Oxígeno Disuelto, pH, DQO, DBO, Nitratos, Sulfatos, Fosfatos indicaron variaciones normales en relación al tipo de río, encontrándose bajos dentro de la norma ambiental vigente. Es importante resaltar que los análisis efectuados en esta investigación muestran que el caudal es uno de los factores ambientales más influyentes en la variabilidad fisicoquímica y biológica del río, mientras las características hidromorfológicas fueron afectadas por el proyecto hasta el término del estudio, las cuales fueron reflejadas en los valores de Calidad de Bosque de Ribera (QBR), Calidad Fluvial (IHF) y en la comunidad de macroinvertebrados acuáticos. En conclusión la construcción del proyecto hidroeléctrico presenta una mayor afección a la calidad de los factores hidromorfológicos que a la calidad físico-química del agua, esto se pudo comprobar con la aplicación de los índices de evaluación ecológica utilizando los macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores.

ABSTRACT

This study was conducted over a period of three months (March, April and May 2015) on the construction of a hydroelectric power station located in rio Negro belongs to Baños de Agua Santa , Tungurahua province. The study has, five sampling stations, located in strategic locations relative to the construction of the hydroelectric plant, of which 3 were considered as reference for its good state of preservation were located, where the ecological quality of water was evaluated Topo river using varying physico-chemical, hydromorphological and variability in the macroinvertebrate community. Once the data was collected and analyzed, it can be considered that the Topo river is a lotic system with good quality water as their physical and chemical analyzes; Temperature, dissolved oxygen, pH, COD, BOD, nitrates, sulfates, phosphates showed normal variations in relation to the type of river and remained low in the current environmental standard. It is important to note that the analysis in this research show that the flow is one of the most influential environmental factors on the physicochemical and biological variability of the river, while hydro-morphological characteristics were affected by the project until the end of the study, which They were reflected in the values of QBR and IHF and the community of aquatic macroinvertebrates. In conclusion the construction of the hydroelectric project shows more affection to the quality of the hydromorphological factors to the physical-chemical quality of the water, it was found that the application of ecological assessment rates with aquatic macroinvertebrates as bioindicators.

ÍNDICE

1.	Introducción.....	1
1.1	Antecedentes	1
1.2	Planteamiento del Problema.....	3
1.3	Hipótesis	4
1.4	Alcance	5
1.5	Justificación.....	5
1.6	Objetivos	6
1.6.1	Objetivo General.....	6
1.6.2	Objetivos Específicos	6
2.	Marco Referencial.....	7
2.1	Importancia de los ríos	7
2.2	Estado actual de los ríos	7
2.3	Uso de los ríos	9
2.4	Metodologías usadas para la evaluación de la calidad del agua	11
2.4.1	Donde ha sido más usada la bioindicación.....	15
2.4.2	El uso de bioindicadores de la Calidad del Agua en Sudamérica	16
3.	Metodología	19
3.1	Área de Estudio.....	19
3.1.1.	Establecimiento de las estaciones de muestreo	21
3.2	Levantamiento de información de campo	23
3.2.1	Parámetros Ambientales Físico químicos.....	23
3.2.2	Parámetros Químicos y Microbiológicos.....	24
3.2.3	Índices Hidromorfológicos	26
3.2.4	Macroinvertebrados Bentónicos	27
3.3	Fase de Laboratorio	30
3.3.1	Análisis de Macroinvertebrados Bentónicos	30
3.4	Análisis de Datos.....	31
3.4.1	Parámetros Ambientales fsico químicos	31

3.4.2	Parámetros Químicos y Microbiológicos.....	31
3.4.3	Índices Hidromorfológicos.....	32
3.4.4	Macroinvertebrados Bentónicos	32
3.4.1.1	Análisis de la Calidad Ecológica.....	33
3.4.5	Análisis estadísticos multivariantes	34
4.	Resultados	35
4.1	Parámetros Ambientales Físico Químicos	35
4.1.1	Caudal	36
4.1.2	Temperatura	36
4.1.3	Potencial Hidrogeno (pH)	36
4.1.4	Oxígeno Disuelto	37
4.1.5	Turbidez.....	37
4.2	Parámetros Químicos y Microbiológicos	38
4.3	Análisis de los índices para la evaluación de la hidromorfología de los ríos	41
4.4	Resultados de Macroinvertebrados	43
4.4.1	Análisis de Familias Tolerantes e Intolerantes a la contaminación.....	44
4.4.2	Análisis de la Abundancia Absoluta.....	46
4.4.3	Resultados de los Índices Biológicos.....	47
4.4.3.1	Análisis del Índice Biological Monitoring Working Party (BMWP) ..	47
4.4.3.2	Análisis de Índice Biótico Andino (ABI)	48
4.4.3.3	Análisis del Índice Multimétrico IMMERA-B	49
4.4.3.4	Análisis del Índice de evaluación de la calidad ecológica de los ríos andinos (CERA).....	50
4.5	Interpretación de los Análisis Estadísticos Multivariantes	51
4.5.1	Variabilidad de los factores ambientales (ACP).....	51
4.5.2	Relación entre las variables físico-químicas y biológica (ACC)	54
5.	Discusión	58
6.	Conclusiones	62

7. Recomendaciones	63
REFERENCIAS	64
ANEXOS	73

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Estaciones de Muestreo	21
Tabla 2. Muestreos realizados durante la fase de campo	23
Tabla 3. Parámetros para el análisis físico.....	23
Tabla 4. Estaciones para los análisis químicos	24
Tabla 5. Parámetros químicos y microbiológicos analizados en laboratorio	25
Tabla 6. Tipos de Riberas	27
Tabla 7. Sustratos según el grado de habitabilidad.....	29
Tabla 8. Registros de la estación meteorológica.....	36
Tabla 9. Resultados de los análisis químicos de laboratorio	38
Tabla 10. Macroinvertebrados identificados en laboratorio	43
Tabla 11. Abundancia Absoluta por estaciones	46
Tabla 12. Valores del Análisis de Componentes Principales (ACP).....	51
Tabla 13. Variables con mayor representatividad en el (ACP)	51
Tabla 14. Valores para el análisis de Correspondencias Canónicas.....	54

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Proyecto Hidroeléctrico Topo	20
Figura 2. Mapa de las estaciones de muestreo.....	22
Figura 3. Muestreo de campo.....	24
Figura 4. Toma de muestra para análisis en laboratorio	26
Figura 5. Toma de muestra de macroinvertebrados.....	28
Figura 6. Análisis de Macroinvertebrados Bentónicos en laboratorio.....	30
Figura 7. Frascos contenedores de macroinvertebrados	31
Figura 8. Resultado de los parámetros ambientales físico químicos.....	35
Figura 9. Comparación de la Demanda Biológica de Oxígeno (DBO) con la Norma Ambiental.....	39
Figura 10. Comparación de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) con la Norma Ambiental.....	40
Figura 11. Comparación de los niveles de fosfatos con la Norma Ambiental..	40
Figura 12. Análisis comparativo del QBR-And y el IHF	41
Figura 13. Variación de la Calidad de Bosque de Ribera.....	42
Figura 14. Representación familias intolerantes a la contaminación.....	44
Figura 15. Representación familias tolerantes a la contaminación.....	45
Figura 16. Abundancia Absoluta por estación	46
Figura 17. Índice Biological Monitoring Working Party (BMWP).....	47
Figura 18. Análisis del Índice Biótico Andino (ABI).....	48
Figura 19. Índice Multimétrico IMMERA-B	49
Figura 20. Análisis del Índice de la Evaluación de la calidad Ecológica de los ríos Andinos (CERA)	50
Figura 21. Análisis de Componentes Principales	52
Figura 22. Análisis de Componentes principales (Estaciones de Referencia- Alteradas).....	53
Figura 23. Análisis de Correspondencias Canónicas	55
Figura 24. Análisis de Correspondencias Canónicas por estación.....	57

1. Introducción

1.1 Antecedentes

La modificación de los cursos de agua por la construcción de presas, azudes o canales, han ocasionado una variación en la geomorfología natural de los ríos. Esto se ha incrementado, debido a la importancia del recurso energético para el desarrollo económico de las civilizaciones (Jalón, 2008). La transformación de los ríos ha proliferado en todo el mundo, en la actualidad alrededor de 2/3 de agua de los cauces fluviales se encuentran regulados de manera artificial, mayoritariamente en países industrializados (Nilsson, Reidy, Dynesius y Revenga, 2005).

En los últimos años varios países están buscando una transformación energética, encaminada a la generación de energía hidroeléctrica (Avilés, 2009). Esto ha generado que se desarrollen una serie de proyectos, sin considerar los procesos biofísicos y ecológicos naturales (Levine, 2003). En Latinoamérica está previsto para los próximos 20 años la construcción de 151 represas de más de 2MW; significando un aumento del 300% de estos proyectos en el mundo (Finer y Jenkins, 2012). Ecuador forma parte de este creciente sistema energético en donde el gobierno ha hecho énfasis en la construcción de varios proyectos hidroeléctricos a largo plazo (Albornoz, 2012).

La presencia de estos proyectos hidroeléctricos transforman la estructura y funcionamiento de los ecosistemas fluviales y su entorno, incluidos el bosque de ribera y el hábitat fluvial (Yeager, 1994, p.428). En el protocolo de evaluación de la calidad ecológica de los ríos andinos (CERA) se menciona las alteraciones de los ecosistemas acuáticos, pero se detalla muy poco sobre los riesgos que suponen las hidroeléctricas (Acosta, Ríos, Sant y Fornells, 2009). Sin considerar la modificación del río y el funcionamiento de la cuenca que podrían ser afectados en su totalidad (Anderson, Pringle y Rojas, 2006; Barrantes, Springer y Pacheco, 2003).

Las alteraciones de los ecosistemas acuáticos han dado paso a la elaboración de técnicas a partir del uso de bioindicadores denominados macroinvertebrados. La aplicación de estos organismos como indicadores de la calidad del agua en ecosistemas tales como ríos, lagos, humedales, arroyos, se está generalizando en algunos países. Son usados debido a su inmensa distribución geográfica en distintos ambientes. Los macroinvertebrados bentónicos proporcionan respuestas a diferentes gradientes ambientales (Jacobsen, 2003). En su mayoría, son considerados sedentarios lo cual nos da la posibilidad de realizar un análisis espacial de la contaminación (R Acosta, Rieradevall, Ríos y Prat, 2009).

Los estudios que se han desarrollado usando a estos organismos, demuestran que existe un creciente deterioro de los ecosistemas acuáticos por causas naturales y antrópicas (Sanchez, Herzig, Peters, Marquez, & Zambrano, 2007, pp. 28-158), lo cual se traduce en cambios en la composición de la comunidad de macroinvertebrados por acción de las actividades humanas (Stanford, 1994, pp. 50-188).

En los 27 países de la Unión Europea se han tomado a los análisis de macroinvertebrados como el núcleo de todo sistema de evaluación de la calidad del agua (Gutierrez, Riss y Ospina, 2006). Estos análisis se realizan para dar un seguimiento de la contaminación, estudiar los cambios a nivel de población, comunidad o ecosistema y así tener un sistema de monitoreo que permita a los tomadores de decisión proponer medidas de mitigación y conservación del recurso agua (Rodríguez y Gentil, 2014).

En Sudamérica este tipo de herramientas se han ido aplicando paulatinamente, y en la actualidad existen varios instrumentos que podrían ayudar a la conservación, monitoreo y gestión de los ecosistemas acuáticos. Tal es el caso del protocolo rápido de evaluación de la Calidad Ecológica de Ríos Andinos (CERA) (R Acosta et al., 2009), el índice Multimétrico para la Evaluación del estado ecológico de los ríos altoandinos (IMEERA) (Villamarín, Rieradevall, Paul, Barbour y Prat, 2013), o el índice Biótico Andino (ABI) (Rios-Touma, Acosta y

Prat, 2014) que son aplicables a la zona altoandina (sobre los 2000 m.s.n.m) de Colombia, Perú y Ecuador.

En Ecuador el uso de macroinvertebrados para el análisis de la calidad de los ríos andinos no es una actividad que se ha desarrollado a profundidad. No se han encontrado estudios en donde se ha dado la aplicación de estos organismos para evaluar la fase de construcción de un proyecto hidroeléctrico (Villamarín et al., 2013).

En consecuencia este trabajo de titulación recogió varios datos que permitieron determinar la calidad del río en donde se construye un proyecto hidroeléctrico. Mediante el estudio de variables físicas, químicas, biológicas e hidromorfológicas se logró tener una visión más concreta de su estado ecológico y como este tipo de proyectos alteran a la calidad de los ecosistemas presentes.

1.2 Planteamiento del Problema

Los ríos constituyen el hábitat de innumerables formas de vida, abarcando una gran biodiversidad de especies esenciales para su funcionamiento (Duarte et al., 2006, pp. 4-165). Se debe destacar la importancia de la conservación de los ríos, dado que su contaminación o alteración puede dar paso a la degradación de los ecosistemas e incluso llegar a transformar asentamientos humanos en áreas inviables a corto o mediano plazo (J. Torres, 2000).

En la actualidad las principales causas de degradación de los ecosistemas acuáticos andinos, son: la reducción del caudal para cubrir las necesidades de uso humano y las alteraciones en el régimen hidráulico (Anderson et al., 2011). Se considera que las hidroeléctricas son una fuente de generación de energía limpia, debido a que no emiten sustancias tóxicas al medio ambiente (Maldonado et al., 2005). Sin embargo, diversos estudios han indicado los efectos del funcionamiento de las centrales hidroeléctricas sobre la comunidad fluvial.

Ocasionando cambios en los patrones de caudal, temperatura, alteración de los hábitats y variación en la disponibilidad de los recursos tróficos (Escobar, 2002).

Como consecuencia de la regulación del caudal, muchos organismos que se localizan río abajo son los más afectados. Motivo por el cual estas especies desaparecen o se ven reducidas en abundancia (Fruget, 1991). Este efecto generalmente no se considera como método de evaluación del estado ecosistémico en los lugares donde opera un proyecto. La información generada por medio del estudio de las comunidades acuáticas garantizará la sostenibilidad del recurso hídrico y la biodiversidad que se encuentra en los ríos donde se instalan las hidroeléctricas (Nilsson, Reidy, Dynesius y Revenga, 2005; Oscoz, Campos y Escala, 2006).

Otro tipo de alteración en los ríos debido a la presencia de estas construcciones, son: extensiones en las llanuras, inundaciones y en gran parte sedimentación de sólidos, ésta última generada por los elevados depósitos aluviales (Girel y Manneville, 1998).

El proyecto hidroeléctrico que se estudió en la presente investigación se encuentra ubicado en el río Topo y el área de operación de la construcción de la hidroeléctrica abarca aproximadamente 85 hectáreas. Es muy importante señalar que se estudió el proyecto hidroeléctrico durante su construcción, debido a que se deseaba conocer el grado de alteración en esta etapa.

1.3 Hipótesis

- Las variables físico químicas, hidromorfológicas y microbiológicas, están determinadas por el grado de afectación, causado por la construcción de la hidroeléctrica.
- La abundancia y la riqueza de las comunidades bentónicas están afectadas por la fase de construcción de la hidroeléctrica.
- Los factores ambientales como el caudal y la precipitación, tienen un gran impacto en cuanto a la disminución de macroinvertebrados.

1.4 Alcance

En la presente investigación se estudió las alteraciones ecológicas causadas por la fase de construcción de una hidroeléctrica en el río Topo ubicado en la parroquia de río Negro en el cantón Baños de Agua Santa, perteneciente a la provincia de Tungurahua. El estudio tuvo una duración de tres meses en donde se evaluaron cinco estaciones distribuidas en la cuenca en función de las operaciones de construcción del proyecto hidroeléctrico. La primera estación se ubicó en río León el cual es un afluente del río Topo, la segunda se localizó en el río Topo 1 Km aguas arriba de bocatoma, la tercera 500m aguas arriba de bocatoma, la cuarta estación 500m abajo de bocatoma, y la última ubicada en casa de máquinas (zona de descarga). Se realizó un estudio, de: macroinvertebrados acuáticos, calidad de bosque de ribera (QBR), evaluación de la calidad del hábitat fluvial (IHF) y el análisis de parámetros físico químicos de campo y laboratorio, como: pH, turbidez, oxígeno disuelto, sólidos totales disueltos, conductividad hidráulica, Demanda Química de Oxígeno (DQO), Demanda Biológica de Oxígeno (DBO), nitritos, nitratos, sulfatos, fosfatos y coliformes fecales. Para la evaluación de los resultados obtenidos se aplicaron diferentes índices multimétricos y análisis estadísticos.

1.5 Justificación

Ecuador es el tercer país con el mayor número de centrales hidroeléctricas en el mundo. Existen 55 proyectos hidroeléctricos que se encuentran en operación, en construcción o inventariados (Little, 2013). Para el 2016 se busca que más del 93% de la energía del país sea de origen hidroeléctrico, siendo considerada como un tipo de energía limpia, lo cual generará un cambio en la matriz energética (Albornoz, 2012). Sin embargo, al momento de construir y operar estos proyectos no se está considerando la afectación real que se genera al ecosistema.

Los estudios existentes no reflejan el impacto ocasionado a la cantidad y calidad del recurso hídrico desde el punto de vista físico, químico, biológico e hidromorfológico. Es importante efectuar estos estudios dentro del país, en donde el tema aún es muy limitado. Por lo que fue de gran interés realizar esta investigación, y conocer el impacto real que genera la construcción de una central hidroeléctrica a lo largo del río.

El estudio se desarrolló mediante la aplicación métodos de análisis, entre los cuales se destacó el uso de macroinvertebrados acuáticos. Estos organismos al ser muy sensibles, ayudaron a examinar y determinar los efectos que tienen estos proyectos sobre los ríos (Carrera & Fierro, 2001). La evaluación del estado hidromorfológico, permitió conocer la calidad de bosque de ribera y hábitat fluvial de la zona del proyecto. Por otro lado los análisis físico químicos, tanto de campo como de laboratorio proporcionaron datos los cuales reflejaron si la fase de construcción de la hidroeléctrica genera o no contaminación al río.

1.6 Objetivos

1.6.1 Objetivo General

Determinar las alteraciones en los componentes físicos, químicos, biológicos e hidromorfológicos del río Topo por la fase de construcción de una central hidroeléctrica.

1.6.2 Objetivos Específicos

- Analizar las alteraciones asociadas a las fases de construcción mediante el análisis de factores físicos, químicos y microbiológicos de campo y laboratorio.
- Evaluar la calidad ecológica del río mediante el análisis de macroinvertebrados acuáticos y la aplicación de diferentes índices de evaluación de la calidad de los ríos.
- Determinar los factores ambientales más relevantes que influyen en la comunidad de macroinvertebrados acuáticos.

2. Marco Referencial

2.1 Importancia de los ríos

Los ríos son conjuntos de sistemas dinámicos, complejos y funcionales. Por lo que muchas de sus características como; frecuencia, caudal, magnitud, ritmo y duración influyen en los ecosistemas tanto acuáticos como de ribera, determinando el hábitat y la biota de los ríos (Anderson et al., 2011). Juegan un papel importante en el ciclo continuo del agua, permitiendo el flujo de minerales y nutrientes de la superficie a lo profundo de la tierra y eventualmente hacia los océanos, reflejando el estado de las superficies que drenan (Torres, 2000). Muchos estudios han demostrado que los ríos son los ecosistemas más modificados de la tierra, debido a que requieren un caudal natural y variable para ser preservados (Allan y Flecker, 1993).

Los ríos proporcionan un recurso muy importante que es el agua, motor y combustible esencial para la vida en la biosfera terrestre (Duarte et al., 2006, pp.4-165). Desde hace muchos años el hombre ha estado en una constante búsqueda y captura de este recurso (López, 1996, pp. 1-95). Las civilizaciones más prósperas siempre se establecían cerca de ríos con grandes dimensiones, debido a todos los beneficios que proporcionan. Son una de las principales fuentes de agua dulce para consumo, utilizados en la agricultura, ganadería, como rutas de transportación y sirven además como un sistema de remoción de aguas residuales (Buytaert et al., 2006).

Es importante resaltar que en un inicio la relación del hombre con la naturaleza era llevada con mutua armonía; el problema se ha generado con el paso del tiempo en donde el hombre aprendió a dominar el río. Generando una alteración del ciclo del agua (Munné, Prat, Solá, Bonada y Rieradevall, 2003).

2.2 Estado actual de los ríos

El recurso agua es un tema de preocupación mundial, por lo que en la actualidad se busca que exista un control en su uso y se maneje de manera sostenible

(Peña, 2007). En América Latina y el Caribe gran parte de la biodiversidad de los ecosistemas acuáticos se encuentra severamente amenazada, en comparación con la biodiversidad de los ecosistemas terrestres. Debido al alto crecimiento poblacional, el aumento de grandes núcleos industriales, asentamientos poblacionales, la agricultura, desechos de diversos tipos sin tratar, arrojados en aguas superficiales, la ausencia o mal funcionamiento de las plantas de tratamiento y un inadecuado ordenamiento territorial (López, Pérez, Guerra, Marañón y Cumbá, 2002), lo que ha generado el deterioro en la calidad del agua (Pringle, Scatena, Paaby y Nuñez, 2000).

Las actividades anteriormente citadas son la principal fuente de contaminación orgánica. Lo cual produce una disminución del oxígeno disuelto en el agua, ocasionando eutrofización o producción excesiva de algas en los cuerpos de agua (Soria, Miracle y Vicente, 1987). Varios estudios han revelado que el 90% de los contaminantes son transportados por los ríos y son considerados como la principal fuente de contaminación de los mares, debido al incremento de nutrientes, sedimentos y contaminantes que son producidos por la modificación del cauce de los ríos, tal es el caso de las alteraciones producidas en su mayoría por la construcción de represas (Escobar, 2002).

Las obras hidráulicas en este caso, las represas, son causantes del impacto producido en las riberas de los ríos. Las riberas de los ríos constituyen un límite físico entre los bienes de dominio público y el cauce del río (Malinow, 2004). Separando la escorrentía superficial que llega directamente a los ríos, además representa la cota de nivel de agua al cual llegan los ríos en las crecidas máximas anuales. Al ser eliminadas o en gran parte alteradas, se produce pérdida del terreno, inundaciones, disminución de bosques endémicos y por lo tanto se da la modificación de la comunidades acuáticas (Nilsson et al., 2005).

Es importante indicar el significado del término de Caudal Ambiental, que representa la calidad, cantidad y régimen de flujo hídrico que es indispensable para la preservación de los ecosistemas acuáticos y para poder cubrir las necesidades que demandan los seres humanos (Dyson, Bergkamp y Scanlon,

2003). No obstante, a escala mundial el cambio del caudal natural del río afecta a los ecosistemas acuáticos, considerándose una amenaza para las especies que habitan en los mismos. En la actualidad un número mayor a la mitad de los ecosistemas fluviales más importantes del mundo se ven afectados por la alteración del caudal (Nilsson et al., 2005). Esta modificación además afecta a todas las actividades desempeñadas por los seres humanos, en donde se refleja una notable disminución del abastecimiento del recurso hídrico para consumo, asimilación de desechos, recreación, transporte y control de inundaciones (Anderson et al., 2011).

Los ríos andinos han sufrido alteraciones del caudal, debido al aumento de represas y desviaciones de agua, lo cual ha ocasionado una afectación en los ecosistemas que se encuentran ubicados kilómetros aguas abajo (Segnini y Chacón, 2005), pudiendo llegar a ocasionar cambios en la geomorfología de las distintas áreas del río (McClain y Naiman, 2008). Se debe considerar que los ríos Andinos preservan importantes especies de agua dulce, las cuales no se han incluido en estudios sobre el caudal ecológico que se debe mantener para conservar este tipo de ecosistemas (Buytaert et al., 2006).

Debido al crecimiento exponencial de la población humana, quienes demandan un mayor consumo de agua y energía, se estima que en todo el mundo exista un aumento de proyectos para la construcción de represas y extracción del agua durante las próximas décadas. Como se ha podido evidenciar en Ecuador que en el año 2005 el 45.5% de la energía provenía de centrales hidroeléctricas, para el 2016 se busca que más del 93% de la energía del país sea de origen hidroeléctrico (Peláez, García, Cortez, Oscullo y Olmedo, 2007), lo que conllevará al deterioro y cambios en el funcionamiento ecosistémico de los ríos en el país.

2.3 Uso de los ríos

La combinación de un rápido crecimiento poblacional junto con la industrialización y la urbanización generan una preocupación en cuanto al

abastecimiento del recurso hídrico en varios países (Sloto, 1987). Por lo que ha existido un descontrol del uso de este recurso y se ha producido un deterioro de los ríos, principalmente causado por la regulación del régimen hídrico. A pesar de que estos daños ya son evidentes, estos procedimientos se siguen implementando y con tendencia a incrementarse, por el notable crecimiento poblacional y la necesidad de cubrir su demanda (Ordoñez y Armengol, 2010).

Las poblaciones humanas de los Andes y de las tierras bajas adyacentes por mucho tiempo han utilizado los ríos como suministro de agua y energía (Buytaert et al., 2006). En cuanto al uso del agua para los hogares, la gran mayoría de ciudades de la región andina dependen de los arroyos del páramo, considerándose su principal fuente de abastecimiento (Bradley, Vuille, Diaz y Vergara, 2006, p.1755). En el Ecuador, la ciudad de Quito, posee el 85% del suministro de agua, proveniente de los ríos que drenan los páramos andinos (Anderson et al., 2011). La demanda en ciudades como Bogotá y Colombia proviene de los arroyos de páramo andino (Buytaert et al., 2006). En Bolivia, ciudades como La Paz, Cochabamba y Potosí dependen en un alto grado de los ríos altoandinos, como su principal fuente de agua (Maldonado et al., 2005).

En países como Ecuador, Perú y Bolivia se utiliza más del 80% de agua dulce proveniente de los ríos, para la agricultura y agua de regadío (Organization World Health, 2008). En cuanto al uso de este recurso para regadío, existe una gran preocupación, debido a que en los países andinos no hay un sistema eficiente de riego, ocasionando un gran desperdicio del recurso hídrico (Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 2000). En España, el sector agrícola es quien tiene una mayor demanda de agua, con 24000 hm³/año. En Cataluña, el consumo total del agua es aproximadamente 3123 hm³/año, correspondiente a un 72% (2267 hm³/año) destinados a la agricultura y el 27% (856 hm³/año) restante para el abastecimiento humano e industrial (Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 2000).

Debido al clima y la topografía de los países andinos existe un alto potencial hidroeléctrico, lo que garantiza una generación de energía para estos países. Por esta razón los proyectos hidroeléctricos han ido incrementándose de forma

exponencial, considerando la demanda de la población. En Ecuador, Perú, Colombia y Bolivia las represas hidroeléctricas producen aproximadamente el 54% de la energía, teniendo en cuenta que la dependencia en cada país es diferente (Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 2000). En América Central la proporción de generación de energía eléctrica es muy similar en donde más de la mitad es proporcionada por hidroeléctricas (Anderson et al., 2011).

A nivel mundial se ha propuesto un aumento de la producción de energía hidroeléctrica, lo que está afectando la cantidad y la calidad del recurso hídrico. Esto a causa de la necesidad de satisfacer la demanda de electricidad de las poblaciones actuales y futuras. Un claro ejemplo es Ecuador, en donde se estima que la demanda de electricidad aumente de un 4 % a un 6% anual dentro de los años 2006 al 2015, por lo cual se considera que la solución más viable es la construcción de hidroeléctricas. (Peláez et al., 2007).

2.4 Metodologías usadas para la evaluación de la calidad del agua

Se han estudiado varios mecanismos que ayudan a las poblaciones a mantenerse informadas en cuanto a la calidad de agua que se está consumiendo diariamente, dichos mecanismos nos permiten realizar un análisis de la problemática de la contaminación. Considerando uno u otro método para el análisis de las fuentes de agua y sus ecosistemas acuáticos (Roldán, 1999).

Los análisis físico químicos son uno de los métodos más usados, que se han desarrollado para definir el grado de contaminación en los cuerpos de agua. Este tipo de análisis ha tenido mayor impacto debido a los procesos productivos, sus desechos y a las normativas que se han implementado, para que los establecimientos y construcciones cumplan con regulaciones ambientales en los vertidos que se realizan directamente a los cuerpos hídricos (Hessberg, Toro, Grajales, Duque y Serna, 2009).

Mediante los factores físicos se puede determinar el tipo de sedimento, la temperatura, el color y olor que se tiene en un determinado cuerpo hídrico. Por otra parte, se requieren analizar factores químicos como; Demanda Biológica de Oxígeno (DBO), Demanda Química de Oxígeno (DQO), sulfatos, fosfatos y nitratos, Potencial Hidrogeno (pH) y oxígeno disuelto para obtener resultados coherentes en cuanto a la calidad del agua (UNEP, 2007).

Para la realización de los análisis físicos y químicos se han desarrollado metodologías, como el índice Water Quality Index (WQI) que es una metodología basada en los estudios desarrollados por la Agencia de Protección Ambiental (EPA) y también con el índice de la National Sanitation Foundation (NSF) en donde se usa una serie de puntuaciones y parámetros para la determinación de la calidad del agua. Este índice se basa en cálculos matemáticos y múltiples respuestas de varios resultados, el análisis de estos resultados nos pueden proporcionar una breve reseña histórica del tipo de cuerpo hídrico que se está estudiando, ya sea este un lago, río o arroyo (Hallock, 2002, p.23).

Por otro lado tenemos el Índice de la Calidad del Agua (ICA), el cual se caracteriza por dar un peso específico a las variables más ponderantes para el análisis de los contaminantes del agua. Las variables que se proponen para el estudio del agua en este índice son; temperatura, oxígeno disuelto, Demanda Biológica de Oxígeno (DBO), Sólidos Totales Disueltos (SST), turbiedad, fosfatos, nitratos, Potencial Hidrogeno (pH) y coliformes fecales (Behar, Zúñiga y Rojas, 1997) .

Según la revista de Ingenierías de Medellín, existe un creciente deterioro de las fuentes de agua. El índice ICA nos permite tener una evaluación de la calidad del agua y tomar acciones de control. Es necesario que para el estudio de estas fuentes se usen varios métodos que analicen las características organolépticas, físicas, químicas y biológicas (Torres, Cruz y Patiño, 2009).

Hay que recalcar que tanto el índice ICA como muchos otros han sido adaptados de su versión original, la cual ha sido generada para un ambiente específico. El

índice de la calidad del agua fue creado para los ríos de Estados Unidos, que tienen diferentes características de las adaptaciones que se han realizado, como es el caso de ICA Colombia (Behar et al., 1997).

Existen nuevas metodologías las cuales usan a los análisis físico-químicos de una manera más complementaria. La utilización de animales morfológicamente más desarrollados como los peces son parte de un estudio fundamental de la calidad de los ríos (Díaz y Hunter, 1982). Se puede analizar las fuentes tóxicas, alteraciones en los sedimentos y en las formaciones vegetales de los cuerpos de agua a través de los peces debido a la susceptibilidad de estos organismos a la contaminación (Spring, 2004).

Se han desarrollado índices para el estudio de la calidad del agua con peces, entre estos tenemos el índice IBICAT para la evaluación de las Comunidades piscícolas y la metodología IFIM (Instream Flow Incremental Methodology), los cuales tienen como objetivos principales establecer una línea base de información sobre las comunidades de peces en el agua, realizar un inventario sobre la riqueza de las especies en el lugar y estudiar la estructura de las poblaciones de peces (Rodríguez y Taphorn, 1995). De esta manera se puede calificar a las fuentes de agua y analizar los indicadores para llegar al punto de contaminación (Stalnaker, Lamb, Henriksen y Barthlow, 1995).

Muchos ecólogos y especialistas han afirmado que para la evaluación de la calidad de los ríos y lagos se han empleado los análisis tradicionales, como son: físico-químicos y microbiológicos. No obstante, los expertos argumentan que es indispensable que la biología y la química se complementen para que los análisis sean efectivos y se facilite la interpretación de los resultados. Además que, se ha comprobado que en el análisis de macroinvertebrados bentónicos la inversión de tiempo y costos es sumamente baja, ya que con ello se pueden realizar evaluaciones rápidas de los ecosistemas fluviales (Roldán, 1999). Por esta razón en lugares como Alemania se emplean análisis de la composición de comunidades de macroinvertebrados, con un reconocimiento hasta el nivel de especie (Termatalia, 1996). Se ha demostrado que es una de las técnicas más

acertadas y de gran confiabilidad que se han utilizado internacionalmente y con grandes resultados, manifestando efectos a largo plazo de las condiciones del ecosistema. Permitiendo abaratar costos frente a las técnicas de química analítica que solo nos permiten obtener resultados transitorios (Terneus, Hernandez y Racines, 2012).

Se han realizado estudios comparativos en los cuales se puede determinar que los análisis físico-químicos muestran la contaminación con valores similares a lo largo de los ríos. De igual forma se realiza el estudio con peces, estos muestran concentraciones de fósforo que varían según avanza la contaminación, disminuyendo la comunidad de peces. Por último se usan macroinvertebrados bentónicos con los cuales se puede analizar que debido a la contaminación su presencia disminuye notablemente (Alonso y Camargo, 2005).

A partir de las distintas perturbaciones en diferentes ecosistemas en el año 2000 se publica la Directiva del Marco del Agua, en donde se da énfasis al recurso hídrico como una parte fundamental para mantener una adecuada calidad del agua en los cauces hídricos (DOCE, 2000). Esta normativa europea pretende generar mayor valor a los ecosistemas acuáticos a partir de la insatisfacción generada en las poblaciones por la calidad de los ríos (DOCE, 2000).

En base a los objetivos de la Normativa del Marco del Agua, en los últimos años se han desarrollado diferentes estudios en ecosistemas acuáticos, sobre todo catalanes (Munné et al., 2003), donde se han implementado técnicas que nos permiten identificar a los macroinvertebrados y utilizarlos como indicadores de la calidad del agua (Muñoz, 1994).

Los macroinvertebrados acuáticos son organismos considerados herramientas de evaluación para la calidad ecológica de los ecosistemas acuáticos. Se los denomina macro, ya que se los puede observar a simple vista, debido a su tamaño que varía entre 2mm y 30cm e invertebrados porque no poseen huesos. Viven en lugares de agua dulce, esteros, ríos y lagos (C. Carrera & Fierro, 2001).

Actualmente se está estudiando y aplicando varios índices que nos permiten medir la calidad del agua y su ecosistema. El índice de Calidad de Bosque de Ribera (QBR) el Índice para el análisis de la vegetación fluvial (IVF), el índice para la evaluación de las comunidades piscícolas (IBICAT), El Índice de Polusensibilidad Especifica (IPS) y el Índice Biológico de Diatomeas (IBD) , para el análisis de las comunidades fito bentónicas con el uso de algas diatomeas y por último tenemos el análisis fluvial que se lo realiza mediante el índice IHF (Índice de Hábitat fluvial) (Munné et al., 2003).

El protocolo de evaluación de la calidad ecológica de los ríos andinos (CERA), nos presenta un estudio que tiene su aplicación en dos cuencas, Ecuador y Perú. Es importante que se realice una citación de este protocolo ya que en Latinoamérica solo se han enfatizado los aspectos físico-químicos. El protocolo (CERA) tiene como objetivo principal presentar la primera versión de una metodología de muestreo en los ríos alto andinos. Este estudio se realiza mediante la aplicación y adaptación de los índices QBR, IHF y ABI a las características propias de los ríos andinos situados a 2000 m.s.n.m. (Encalada, Sant y Prat, 2011, pp. 16-267 ; Pardo et al., 2002).

2.4.1 Donde ha sido más usada la bioindicación

En los países desarrollados existen varios métodos biológicos los cuales han permitido evaluar la calidad del agua de sus ríos y lagos (Fossati y Calvez, 2006). Dichos estudios han establecido ciertos parámetros para lograr un conocimiento profundo acerca de su fauna acuática (Gonzales, Pazos y Cuet, 1994). Países como España y Alemania logran establecer varios parámetros biológicos para la evaluación de la calidad del agua que se está consumiendo y la afectación que se provoca debido a las mega construcciones que usan el recurso como materia prima (Roldán, 1999). En España Prat (2009) realiza varias investigaciones las cuales lo llevan a realizar índices que permiten evaluar la calidad del agua con el uso de la bioindicación. Por otra parte en España se establece un índice el cual analiza la calidad del bosque de ribera (Munné et al., 2003; Roldán, 1999).

En los años 80's y 90's los índices de la calidad del agua fueron desarrollados y aceptados en América del Norte. Por este motivo Estados Unidos comienza a realizar varias investigaciones las cuales se enfocan en la revisión de los índices de diversidad. Varios investigadores de este país se han enfocado en el uso de macroinvertebrados y se empieza un arduo trabajo en cuanto al estudio de sus ecosistemas acuáticos y el reconocimiento de su fauna para posteriores evaluaciones (Roldán, 1999).

Por otro lado, países de la Unión Europea han sido líderes en el proceso de la bioindicación con tendencia a incrementarse, por el notable crecimiento poblacional y la necesidad de cubrir su demanda (Ordoñez y Armengol, 2010).

Alemania es quien ha tenido una trayectoria mucho más larga en cuanto a la evaluación, llegando a un reconocimiento hasta un nivel de especie (Domínguez & Springer, 2013). Bélgica, Francia, Gran Bretaña, Italia, Portugal, Dinamarca e Irlanda han llegado a un reconocimiento a un nivel de orden de estos organismos, lo cual les han permitido llegar a una evaluación rápida de su ecosistema con un alto nivel de efectividad (Gutierrez et al., 2006).

En Latinoamérica, no ha existido un avance tan exhaustivo como en los países Europeos. No ha sido posible llegar a un conocimiento tan avanzado y refinado como se tiene en Europa o Estados Unidos (Roldán, 1999). En países como Colombia se han obtenido avances en cuanto a la construcción del Sistema Biological Monitoring Working Party (BMWP) el cual ha sido establecido para la bioindicación orgánica y que tiene varias modificaciones de su original realizado en España. En Chile ha sido usada la bioindicación, pero de una manera muy escasa, llegando a un reconocimiento a nivel taxonómico de familia (Casanueva, 2013).

2.4.2 El uso de bioindicadores de la Calidad del Agua en Sudamérica

En el mundo se ha dado un creciente interés por el cuidado de los ecosistemas fluviales. Por lo que se han diseñado nuevas metodologías como es el uso de macroinvertebrados para conocer el estado de los mismos y lograr su

preservación. A pesar de ello en Sudamérica aún existe un notable desinterés en el tema y sigue avanzando la degradación de estos ecosistemas (Pringle et al., 2000).

En Latinoamérica son escasos los estudios que evalúan de forma eficaz el efecto sobre las comunidades de macroinvertebrados a causa de la contaminación y explotación del agua. Principalmente solo se ha venido desarrollando el uso de parámetros físico-químicos que no representan el estado global de los ecosistemas acuáticos (Gutierrez et al., 2006). Mientras que el uso de macroinvertebrados refleja el estado ecológico de los ecosistemas acuáticos. Es importante resaltar que las especies de macroinvertebrados en el altiplano Andino son muy amplias, por lo que se debería aprovechar este tipo de herramientas de evaluación de la calidad del agua (Roldán, 2003; Villamarín et al., 2013).

La diversidad acuática en los Andes ha recibido una menor atención en cuanto a la diversidad terrestre (Maldonado et al., 2005). Por lo tanto, no existe información suficiente en países de Sudamérica para interpretar la diversidad acuática y en muchas ocasiones los estudios están restringidos a sistemas específicos y solo a ciertos grupos taxonómicos de los organismos acuáticos (Larsen, Escobar y Armbrecht, 2011).

En Países como Colombia, Ecuador, Perú, Bolivia, Argentina y Chile se han realizado estudios, que describen el efecto de la contaminación sobre los conjuntos bentónicos (R Acosta et al., 2009; P. Carrera y Gunkel, 2003). Se han desarrollado algunos parámetros de evaluación ecológica mediante el empleo de macroinvertebrados acuáticos. El conocimiento de los ecosistemas acuáticos andinos ha permitido el desarrollo de algunos parámetros de evaluación ecológica que utilicen conjuntos de macroinvertebrados acuáticos como en el caso del Índice Biótico Andino (ABI) propuesto en el protocolo "Calidad Ecológica de los Ríos altoandinos" (CERA) en Ecuador (Acosta et al ., 2009), y el Grupo de Trabajo de Monitoreo Biológico adaptado para Colombia (BMWP-Col)

(Roldán, 1999), junto con los que se encuentran citados en Segnini (2003) y Prat et al. (2009). Por otro lado tenemos el índice IMEERA mediante el cual se puede evaluar la calidad ecológica del río, con los resultados de macroinvertebrados. Esta evaluación puede ser posible debido a que se ingresan los datos al software CABIRA el cual arroja varios resultados dependiendo de las estaciones que se evalúen bajo diferentes criterios (Villamarín et al., 2013). Sin embargo, ninguno de estos índices calibrados localmente es suficiente para gestionar adecuadamente los recursos de agua en toda la zona de los Andes. Por lo tanto, es importante desarrollar indicadores de evaluación biológica que puedan utilizarse para toda la región.

3. Metodología

3.1 Área de Estudio

El estudio tuvo lugar en la parroquia de Río Negro perteneciente al cantón Baños de Agua Santa, provincia de Tungurahua. El marco de estudio se centró en la evaluación de cinco estaciones en la subcuenca del río Topo, perteneciente a la cuenca hidrográfica del río Pastaza, en donde se efectúa la construcción de un proyecto hidroeléctrico que se estima generará aproximadamente 29,2 MW. (Figura 1).

De acuerdo con el Mapa Bioclimático y Ecológico del Ecuador, la construcción del proyecto hidroeléctrico en el río Topo, se realiza en una zona de vida de Bosque muy húmedo Pre-Montano (b.m.h.PM), en donde se han registrado precipitaciones entre 2000 y 4000 mm/año. En el Sistema de Clasificación y Vegetación para el Ecuador Continental el área pertenece a un Bosque Siempreverde Montano Bajo de los Andes Ecuatorianos que presenta una combinación peculiar de humedad, temperatura, geomorfología e historia evolutiva que determinan una gran diversidad florística a diferentes escalas (Cañadas, 1983 ;pp.582-622; MAE, 2012).

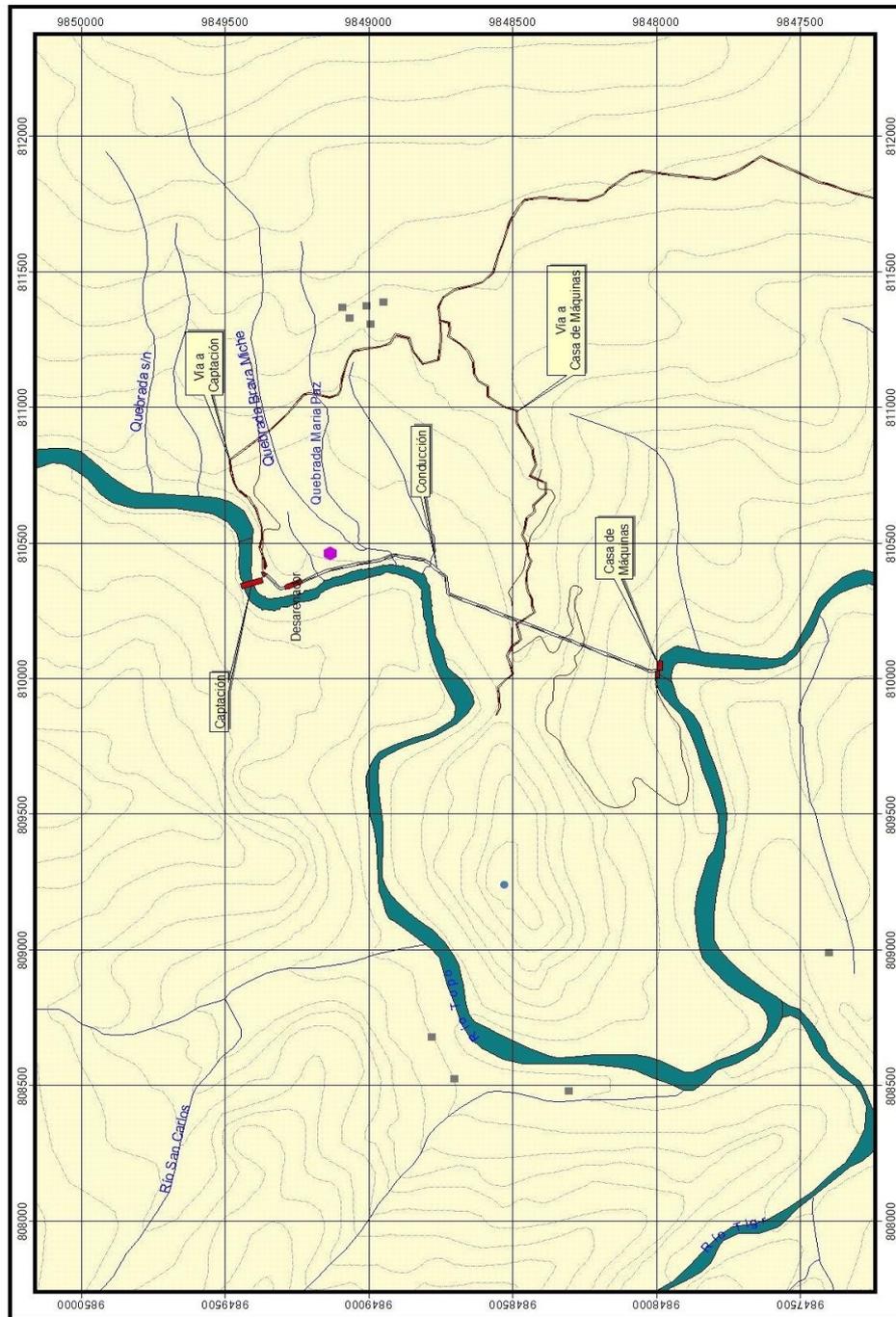


Figura 1. Proyecto Hidroeléctrico Topo

3.1.1. Establecimiento de las estaciones de muestreo

Para el establecimiento de las estaciones de muestreo y reconocimiento del lugar se realizó una visita previa en el mes de febrero del año 2015. En donde se estableció diversos aspectos, como: vegetación de ribera, grado de intervención antrópica, accesibilidad a los puntos de muestreo y cubrimiento del área geográfica. De igual forma se estudió las características físicas del río como: sección transversal, grado de homogeneidad y comportamiento.

Con el levantamiento previo de información de la primera visita se designaron cinco estaciones de muestreo. Las estaciones establecidas para el estudio fueron; la primera en río León afluente del río Topo, la segunda 1km aguas arriba de bocatoma, la tercera 500m aguas arriba de bocatoma, la cuarta estación 500m aguas abajo de bocatoma, y por último casa de máquinas (zona de descarga) (Tabla 1) y (Figura 2).

Tabla 1. Estaciones de Muestreo

Estación	Codificación	Puntos GPS	Altura(m)
Río León	ESL-01	17M 0810692 UTM 9849866	1570
1km Arriba de Bocatoma	EST-02	17M 0810382 UTM 9848808	1464
500m Arriba de Bocatoma	EST-03	17M 0810692 UTM 9849866	1484
500m Abajo de Bocatoma	EST-04	17M 0810385 UTM 9848804	1437
Casa de Máquinas (Zona de Descarga)	EST-05	17M 0781642 UTM 9980224	1288

Nota: Siglas para las estaciones de estudio (ESL-01) Estación Río León, (EST-02) Estación 1km arriba de bocatoma, (EST-03) Estación 500m arriba de bocatoma, (EST-04) Estación 500m abajo de bocatoma y (EST-05) Estación Casa de máquinas (zona de descarga).

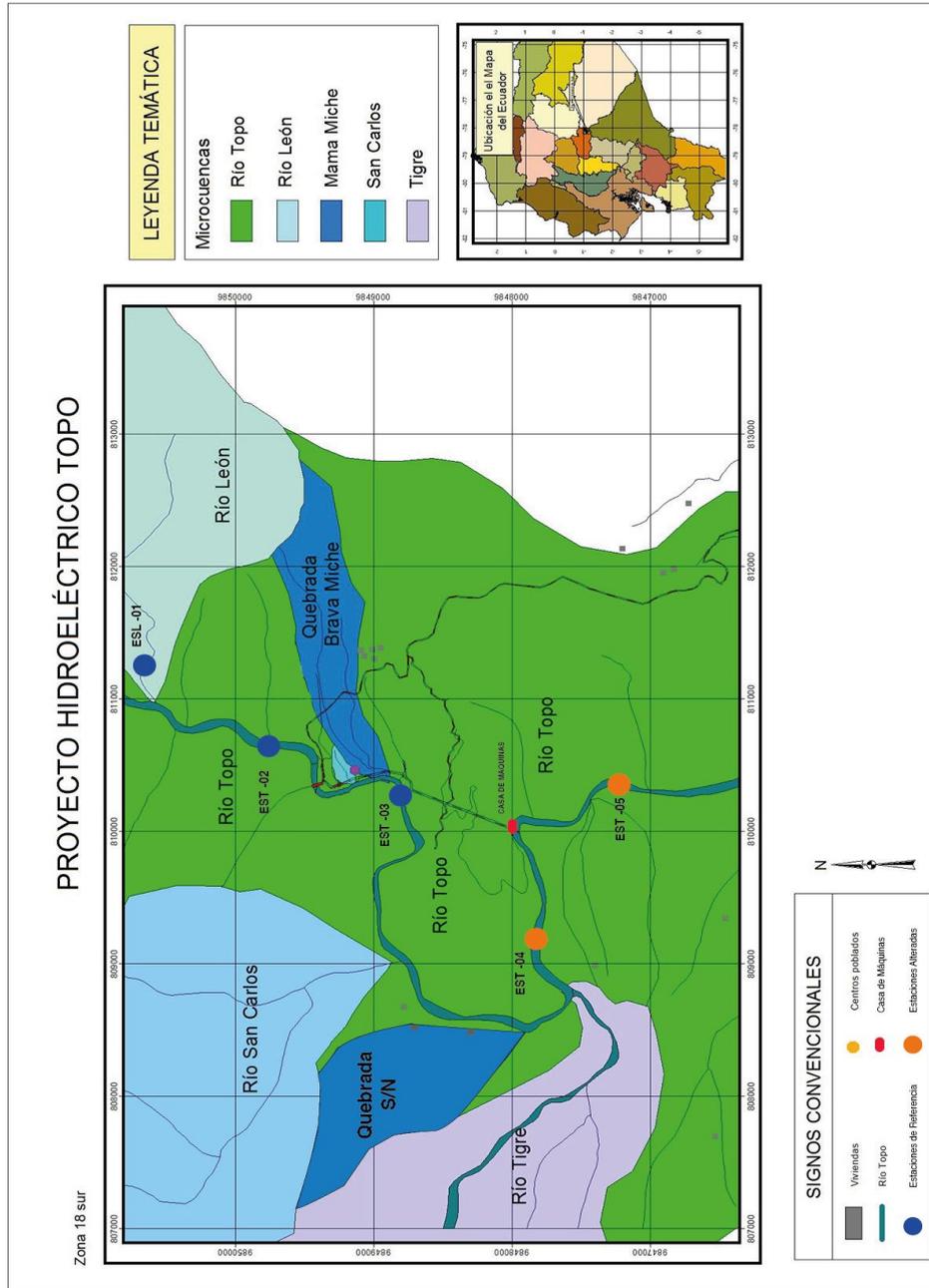


Figura 2. Mapa de las estaciones de muestreo

Se consideraron tres estaciones de referencia que fueron: la primera ubicada en río León (ESL-01), fue seleccionada debido a que se encuentra alejada de la zona del proyecto y es afluente del río Topo, las dos siguientes fueron (EST-02)

y (EST-03), estaciones en donde se presencié un menor grado de intervención por las actividades de construcción. Las dos estaciones consideradas como alteradas fueron: (EST-04) y (EST-05), dado que en esta zona existe una mayor influencia por parte de la construcción del proyecto hidroeléctrico.

Los muestreos se realizaron en los meses de: marzo, abril y mayo del 2015 (Tabla 2).

Tabla 2. Muestreos realizados durante la fase de campo

Muestreo	Fecha de Muestreo
Muestreo 1	05/marzo/2015
Muestreo 2	08/abril/2015
Muestreo 3	14/mayo/2015

3.2 Levantamiento de información de campo

3.2.1 Parámetros Ambientales Físico químicos

Los parámetros físico químicos y los equipos de medición de campo se detallan en la Tabla 3 y Anexo 1.

Los datos de caudal y precipitación, fueron proporcionados por la empresa que realiza la construcción de la hidroeléctrica. La cual posee un caudalímetro ubicado en el río Topo y una estación meteorológica.

Tabla 3. Parámetros para el análisis físico químico

Parámetros	Equipo de medición
Potencial hidrógeno (pH)	pH-metro
Temperatura	pH-metro
Conductividad	Conductímetro
Oxígeno Disuelto	Oxímetro
Sólidos Totales Disueltos (SST)	Cono Inhoff
Turbidez	Turbidímetro

El parámetro conductividad hidráulica fue descartado debido a una falla del equipo en el último muestreo realizado.



Figura 3. Muestreo de campo

3.2.2 Parámetros Químicos y Microbiológicos

Los parámetros químicos de laboratorio se tomaron solo en tres puntos representativos de la fase del proyecto (Tabla 4). Siendo estos: (EST- 02) debido a que fue considerada como estación de referencia en el río Topo y las dos restantes (EST-04) y (EST-05), se encontraron en la zona de mayor intervención del proyecto.

Tabla 4. Estaciones para los análisis químicos

EST-02	1km arriba de bocatoma
EST-04	500m bajo de bocatoma
EST-05	Casa de máquinas (Zona de descarga)

Los parámetros químicos y microbiológicos analizados se muestran en la Tabla 5 con sus respectivos métodos de análisis.

Tabla 5. Parámetros químicos y microbiológicos analizados en laboratorio

Parámetros	Método de Análisis
DQO	MAM-23 A/MERCK 112,28,29,132 MODIFICADO
DBO	MAM-38/APHA 5210 B MODIFICADO
Nitritos	MAM 81 / COLIMETRICO HACH 375
Nitratos	MAM-43/APHA 4500-NO3-B MODIFICADO
Sulfatos	MAM-65/METODO RAPIDO HACH 680
Fosfatos	MAM-17/APHA4500-PC y/o E MODIFICADO
Coliformes Fecales	PEE-LASA-MB-27 APHA 9221E

Las muestras para los análisis químicos y microbiológicos se tomaron en envases plásticos esterilizados de 2500ml y 100ml respectivamente. Para la toma se procedió a introducir los envases en el río y cerrarlos evitando la formación de burbujas en su interior, para su posterior conservación se colocó las muestras en un cooler con hielo por no más de 24 horas (Figura 4). Las muestras de agua para los análisis de laboratorio (variables químicas y microbiológicas) fueron enviadas con sus respectivas cadenas de custodia (Anexo 2) al Laboratorio Analítico Ambiental de Aguas y Efluentes Industriales (LASA) y Laboratorio de Oferta de Servicios y Productos)de la Universidad Central del Ecuador (OSP).



Figura 4. Toma de muestra para análisis en laboratorio

3.2.3 Índices Hidromorfológicos

Los índices para la evaluación de la hidromorfología en campo fueron: el índice para la calidad del hábitat fluvial (IHF) ,(Pardo et al., 2002) y el índice para el reconocimiento del estado de la vegetación de ribera (QBR-*And*),(R Acosta et al., 2009).

En la aplicación del índice para la evaluación del hábitat fluvial (IHF) se evaluaron siete apartados detallados en el Anexo 3, con una puntuación máxima de 100 y ≤ 40 . Esta puntuación determina la calidad del hábitat físico y como influencia en las comunidades bióticas (Pardo et al., 2002).

En la evaluación del QBR-*And* se consideró cuatro apartados detallados en el Anexo 4 con un rango de puntuaciones ≤ 25 y ≥ 96 que indican una degradación extrema o una vegetación de ribera sin alteraciones (R Acosta et al., 2009). Para la aplicación QBR-*And* se tienen tres tipos de formaciones vegetales (Tabla 6), para el estudio se tomó la formación vegetal tipo 3 que se encuentra formada por comunidad arbórea muy diversa.

Tabla 6. Tipos de Riberas

Tipo 1	Ribera de tipo rocoso, que no permite el desarrollo de una comunidad vegetal.
Tipo 2	Ribera típica de páramos y punas, conformada por pajonal de gramíneas como en algunos casos con matorrales bajos, almohadillas y turberas de altura (bofedales).
Tipo 3	Ribera conformada por una comunidad arbórea y/o arbustiva muy diversa.

Tomado de: (R Acosta et al., 2009).

Es importante resaltar que los índices IHF y QBR-*And* se aplican para ecosistemas con altitudes superiores a los 2000msnm, sin embargo se dio la aplicación de estos índices para constatar su viabilidad en rangos de altitudes inferiores. Considerando que el estudio se efectuó en un río andino con una altitud entre los 1200 a 1500msnm.

3.2.4 Macroinvertebrados Bentónicos

Para la toma de los macroinvertebrados se efectuó la técnica de recolección con Red Tipo Surber de 30x30cm. La técnica consistió en introducir la Red Surber hasta el fondo del río, en sentido contrario a la corriente de agua y con la boca de la red frente al sustrato de fondo. Durante un minuto con la mano se procedió a remover los sustratos presentes al fondo del marco de metal de la red (Figura 5). Es importante colocarse a un lado de la red en donde no se bloquee la corriente de agua y se facilite el ingreso de sustrato (Carrera y Fierro, 2001).



Con la finalidad de obtener una muestra con diferentes sustratos acuáticos y así describir toda la riqueza de la comunidad bentónica. Los sustratos seleccionados fueron categorizados en dos tipos: los primeros como sustratos dominantes, siendo aquellos que ocuparon más del 5% del área de muestreo y sustratos marginales aquellos que se encontraban en un porcentaje menor o igual al 5%. Se tomaron 12 submuestras las cuales abarcaron todos los tipos de hábitat presentes en el río conocido como muestreo multihábitat (R Acosta et al., 2009). De las 12 submuestras se tomaron 4 de hábitats dominantes y 4 de hábitats marginales, considerando el orden en la Tabla 7 (Núñez y Prat, 2009) y 4

submuestras según el grado de representatividad del lugar de muestreo. Las submuestras colectadas fueron colocadas en un solo frasco, con su respectiva etiqueta y se preservaron con alcohol al 96%.

Tabla 7. Sustratos según el grado de habitabilidad

Tipo de Sustrato	Habitabilidad
Briófitos	11
Espermatofitos sumergidos	10
Materia orgánica gruesa	9
Soportes leñosos	8
Piedras y guijarros	7
Bloques	6
Gravas	5
Espermatofitas emergentes	4
Limos	3
Arenas	2
Algas	1
Superficies duras	0

Adaptado de (Núñez y Prat, 2009).

3.3 Fase de Laboratorio

3.3.1 Análisis de Macroinvertebrados Bentónicos

En esta fase se procedió a separar los macroinvertebrados de los sustratos minerales y vegetales recogidos en el río (Figura 6). Una vez separados los macroinvertebrados se procedió a la identificación y contabilización de los especímenes hasta un nivel taxonómico de familia. La identificación se realizó mediante literatura especializada;(Domínguez y Fernández, 2009, p.253; Encalada et al., 2011,pp.15-267).



Finalmente los individuos identificados de la misma familia fueron colocados en frascos contenedores y preservados con alcohol al 96%, con su respectiva etiqueta en donde constó el nombre de la familia, el punto de muestreo y la fecha (Figura 7).



Figura 7. Frascos contenedores de macroinvertebrados

3.4 Análisis de Datos

3.4.1 Parámetros Ambientales físico químicos

Para la interpretación de los resultados de estos parámetros se realizó un diagrama de barras con la ayuda del programa Past 3.07, Hammer (1999-2015). Se efectuó un análisis comparativo de ciertos parámetros con las normas, como: el Acuerdo Ministerial 061 basado en el TULSMA, Libro VI Calidad Ambiental Anexo 1 Tabla 3 para Criterios de la calidad admisibles para la preservación de la flora y fauna en aguas dulces, frías o cálidas y en aguas marinas y de estuarios y la Tabla 1 Agua potable que requiere un tratamiento convencional. Y la Norma Técnica Ecuatoriana INEN NTE 1108 Requisitos para agua potable.

3.4.2 Parámetros Químicos y Microbiológicos

El análisis de los datos obtenidos se basó en un estudio realizado de manera espacial, tomando en cuenta cuales son los puntos en donde existe una mayor influencia debido a la fase de construcción de la hidroeléctrica. A su vez se realizó un análisis temporal en donde se observó la variación mensual de los puntos de muestreo. Para una mejor visualización de los datos, se calculó la media, desviación estándar, máximos y mínimos. La interpretación se realizó mediante gráficas de barras con el programa Excel 2013.

Para el análisis comparativo de los datos químicos y microbiológicos obtenidos en laboratorio se consideraron las normas, como: el Acuerdo Ministerial 061 basado en el TULSMA, Libro VI Calidad Ambiental Anexo 1 Tabla 3 para Criterios de la calidad admisibles para la preservación de la flora y fauna en aguas dulces, frías o cálidas y en aguas marinas y de estuarios y la Tabla 1 Agua potable que requiere un tratamiento convencional. Y la Norma Técnica Ecuatoriana INEN NTE 1108 Requisitos para agua potable (Anexo 5).

3.4.3 Índices Hidromorfológicos

La interpretación de los índices IHF y QBR-*And* se realizó mediante un diagrama de barras por estaciones con la ayuda del programa Past 3.07, Hammer (1999-2015).

3.4.4 Macroinvertebrados Bentónicos

Para los análisis de macroinvertebrados fue necesario transformar los datos del número de individuos de cada familia a densidades de macroinvertebrados por metro cuadrado:

En donde:

$$\text{Red Surber} = 0,09\text{m}^2$$

$$\frac{0,09\text{m}^2 \times 12 \text{ submuestras}}{1 \text{ Red Surber}} = 1,08\text{m}^2$$

$$\frac{1\text{m}^2 \times \text{número de individuos}}{1,08\text{m}^2}$$

Con los valores de densidad (Anexo 6) se realizó graficas de dispersión mediante una selección de las familias tolerantes e intolerantes. Se designó a las familias en cuanto al puntaje establecido por el índice de calidad de aguas (ABI) (Rios-Touma et al., 2014), que asigna valores numéricos de 1 a 10 para cada familia según su nivel de tolerancia a la contaminación. En donde, las familias

intolerantes seleccionadas fueron las que poseían un puntaje ABI de 8 a 10 y las tolerantes de 1 a 5.

Por otro lado se utilizó los datos de abundancia absoluta calculados por el software CABIRA. (Villamarín et al., 2013); para elaborar un diagrama de barras que muestre la abundancia absoluta de cada una de las estaciones de manera mensual.

3.4.1.1 Análisis de la Calidad Ecológica

Estos análisis se basaron en el número de individuos por familias de macroinvertebrados. El objetivo de la aplicación de los índices BMWP, ABI, IMMERA y CERA fue conocer cuál de estos tuvo una mayor adaptación en el caso de estudio. Para la representación de los mismos se realizaron diagramas de barras:

- Biological Monitoring Working Party (BMWPA) (Roldan, 1999), adaptación del BMWP para la región de Antioquia (Colombia). El cual combina el número total de taxas que se han obtenido con el valor de tolerancia e intolerancia. La calificación del BMWPA va de: <35 muy crítico (rojo), de 16-35 crítico (anaranjado), 36-60 dudoso (amarillo), 61-100 aceptable (verde), 101-120 bueno (azul).
- Índice Biótico Andino (ABI) para la evaluación de la calidad del agua y la integridad ecológica de los ecosistemas andinos, es una adaptación del índice BMWP. Este índice está basado en el grado de tolerancia de los macroinvertebrados a la contaminación. La calificación va de: <14 pésimo (rojo), de 14-34 malo (naranja), 35-58 regular (amarillo), 59-96 bueno (verde) y >96 muy bueno (azul) (Ríos-Touma *et al* in prep. Acosta *et al* ,2009).
- El Índice Multimétrico del Estado Ecológico de los Ríos Altoandinos (IMEERA). Aplicado para la evaluación del estado ecológico de los ríos altoandinos. Desarrollado en los países de Ecuador y Perú, con un

gradiente altitudinal de 2000 a 4800 msnm. El índice evalúa la contaminación orgánica, la degradación hidromorfológica, bioindicadores acuáticos ; de los cuales se considera la riqueza de macroinvertebrados y su tolerancia e intolerancia ante las perturbaciones (Villamarín et al., 2013); la aplicación del índice se obtuvo mediante la utilización del software CABIRA.

- Protocolo de evaluación de la calidad ecológica de los ríos andinos CERA (Acosta *et al*,2009), es una herramienta de evaluación ecológica de los ríos altoandinos sobre los 2000 msnm, con el cual se analizó el estado de la ribera del río, el hábitat fluvial y la presencia de las comunidades de macroinvertebrados categorizados como tolerantes e intolerantes. Este protocolo establece una calificación de: excelente, buena, moderada, mala y pésima. Para la interpretación en la gráfica de barra se otorgó una calificación de 1 a 5.

3.5 Análisis estadísticos multivariantes

El Análisis de Componentes Principales (ACP), ayudó a determinar la relación que existe entre las variables ambientales y las estaciones de muestreo. Mediante la utilización del Software (Primer-E, versión 6.1.6). Para lo cual se procedió a normalizar los datos en un rango de 0-1 (Sánchez, Vidal, & Suárez, 2010) en donde los valores más cercanos a 1 fueron los que indicaron un mayor grado de representatividad dentro del análisis.

El Análisis de Correspondencias Canónicas (ACC), determinó las tendencias de las variaciones de las familias de macroinvertebrados y su relación con las variables físico químicas. Se utilizó el programa Past 3.07, Hammer (1999-2015). Para el (ACC) se realizó una transformación de los datos de densidad de las familias de macroinvertebrados a $\log(x+1)$ y para las variables ambientales se realizó una normalización de los datos.

4. Resultados

4.1 Parámetros Ambientales Físico Químicos

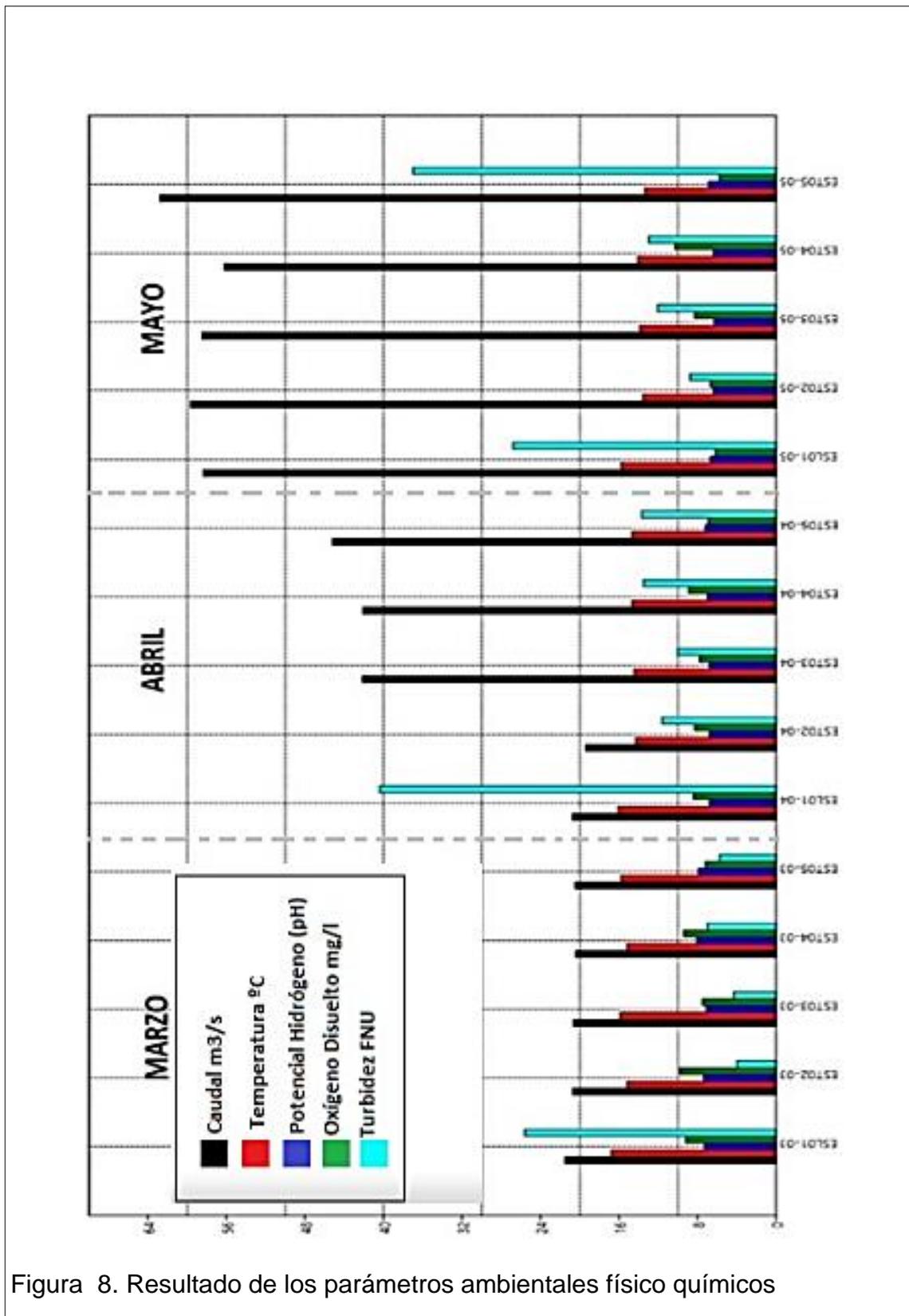


Figura 8. Resultado de los parámetros ambientales físico químicos

4.1.1 Caudal

El caudal fue el parámetro que presentó una mayor variación durante los meses de muestreo (Figura 8 y Tabla 8). Abril y mayo fueron los meses que registraron un mayor caudal con un valor máximo de 45,2 m³/s y 62,78 m³/s respectivamente. Por otro lado en el mes de marzo se registró precipitaciones muy bajas con un caudal máximo de 21,5 m³/s. Según los datos de la estación meteorológica instalados en el proyecto, a partir del mes de abril se empezó a registrar periodos con alta frecuencia de lluvia.

Tabla 8. Registros de la estación meteorológica

Código Estación	Altitud m.s.n.m	Hora	Precipitación mm/h	Caudal m³/s	Nivel M	Ancho M
ESL01-05/03/2015	1535	9:35:00	0	21,5	0,65	29
EST05-08/04/2015	1285	10:06:00	19,6	45,2	1,12	30
EST05-14/05/2015	1285	12:45:00	70,1	62,78	1,35	30

4.1.2 Temperatura

La temperatura se mantuvo constante fluctuando en una media mínima de 14,3 °C y una máxima de 16,2 °C (Anexo 7). En estudios posteriores como el Índice de la Calidad del agua (ICA) (Behar et al., 1997), señala que los niveles de temperatura en donde existe vida acuática van de (10 °C a 26°C), lo que demuestra que en el presente estudio los rangos de temperatura son aptos para sostener a los ecosistemas acuáticos.

4.1.3 Potencial Hidrogeno (pH)

Los rangos que presentó el pH fueron de 6 a 8 (Figura 8 y Anexo 7), estos son valores con tendencia a neutros, cumpliendo con el requisito de la norma para criterios de la calidad admisibles para la preservación de la flora y fauna en aguas

dulces presente en el TULSMA, Libro VI Calidad Ambiental Anexo 1, Tabla 3, que presentan valores entre 6,5 a 9.

4.1.4 Oxígeno Disuelto

El oxígeno disuelto es uno de los parámetros más representativos para la determinación de la calidad del agua (Rivera et al., 2002). Las condiciones óptimas de oxígeno disuelto para un buen desarrollo de la fauna acuática se encuentran por encima de los 5mg/l (Behar et al., 1997).

El rango de oxígeno disuelto que se presentó en la investigación tuvo una media mínima de 6,65mg/l y una máxima de 9,55mg/l (Anexo 7). Siendo estos valores aceptables por la norma detallada en el (Anexo 5)

4.1.5 Turbidez

La turbidez puede ser interpretada como el grado en el cual el agua cambia su transparencia, debido a los sólidos en suspensión y el grado de sedimentación que se tiene en el río (Estrada et al., 2014). La turbidez presente en las estaciones de muestreo no fue superior a los 40,4 FTU, encontrándose en el rango permisible de la norma detallada en el Anexo 5. Este factor fue comprobado en campo, debido a que el agua del río se mostraba clara y con una buena sedimentación.

4.2 Parámetros Químicos y Microbiológicos

Se muestran los resultados de laboratorio para nitritos, nitratos, Demanda Biológica de Oxígeno (DBO), Demanda Química de Oxígeno DQO, sulfatos, fosfatos y coliformes fecales obtenidos para las tres estaciones de referencia dentro de la fase de construcción de la hidroeléctrica (Tabla 9).

Tabla 9. Resultados de los análisis químicos de laboratorio

Estación	NITRITOS			NITRATOS			DBO			DQO		
	Med	D.S	(Min-Max)	Med	D.S	(Min-Max)	Med	D.S	(Min-Max)	Media	D.S	(Min-Max)
EST-02	0.004	0.005	(0.001-0.01)	0.600	0.69	(0.2-1.4)	3.033	3.439	(0.9-7)	8.340	5.074	(4.2-14)
EST-04	0.005	0.005	(0.001-0.01)	0.667	0.60	(0.1-1.3)	2.533	1.222	(1.2-3.6)	7.387	2.266	(1.3-10)
EST-05	0.004	0.005	(0.001-0.01)	0.533	0.67	(0.1-1.3)	1.733	0.611	(1.2-2.4)	3.583	3.367	(1.3-7.45)

Continuación de la Tabla 9

Estación	SULFATOS			FOSFATOS			COLIFORMES FECALES		
	Med	D.S	(Min-Max)	Med	D.S	(Min-Max)	Med	D.S	(Min-Max)
EST-02	3.453	0.179	(3.3-3.65)	0.270	0.372	(0.05-0.7)	263.333	20.257	(10-49)
EST-04	2.87	0.463	(2.53-3.41)	0.170	0.199	(0.05-0.4)	43.000	13.229	(33-58)
EST-05	3.190	0.719	(2.37-3.71)	0.177	0.193	(0.06-0.4)	87.000	73.137	(32-170)

Se observó que los valores de nitritos se encontraron en una mínima de 0.001mg/l y máxima de 0.01mg/l, los valores de nitratos fueron de 0.1mg/l a 1.4mg/l respectivamente (Tabla 9). Los valores que se registraron para sulfatos en cada una de las estaciones fueron de 2.37mg/l a 3.71mg/l. A su vez los valores de coliformes fecales se encuentran en una media de 26 a 87 NMP/100ml.

Estos cuatro parámetros comparados con respecto a las normas, como: el Acuerdo Ministerial 061 basado en el TULSMA, Libro VI Calidad Ambiental Anexo 1 Tabla 3 para Criterios de la calidad admisibles para la preservación de la flora y fauna en aguas dulces, frías o cálidas y en aguas marinas y de estuarios y la Tabla 1 Agua potable que requiere un tratamiento convencional. Y la Norma

Técnica Ecuatoriana INEN NTE 1108 Requisitos para agua potable, son normales sin sobrepasar los rangos permisibles (Anexo 5).

La Demanda Biológica de Oxígeno (DBO), Demanda Química de Oxígeno (DQO) y fosfatos, presentaron valores que sobrepasaron en ciertas estaciones el límite permisible establecido en las normas antes mencionadas, por esta razón se analizó cada parámetro de manera independiente.

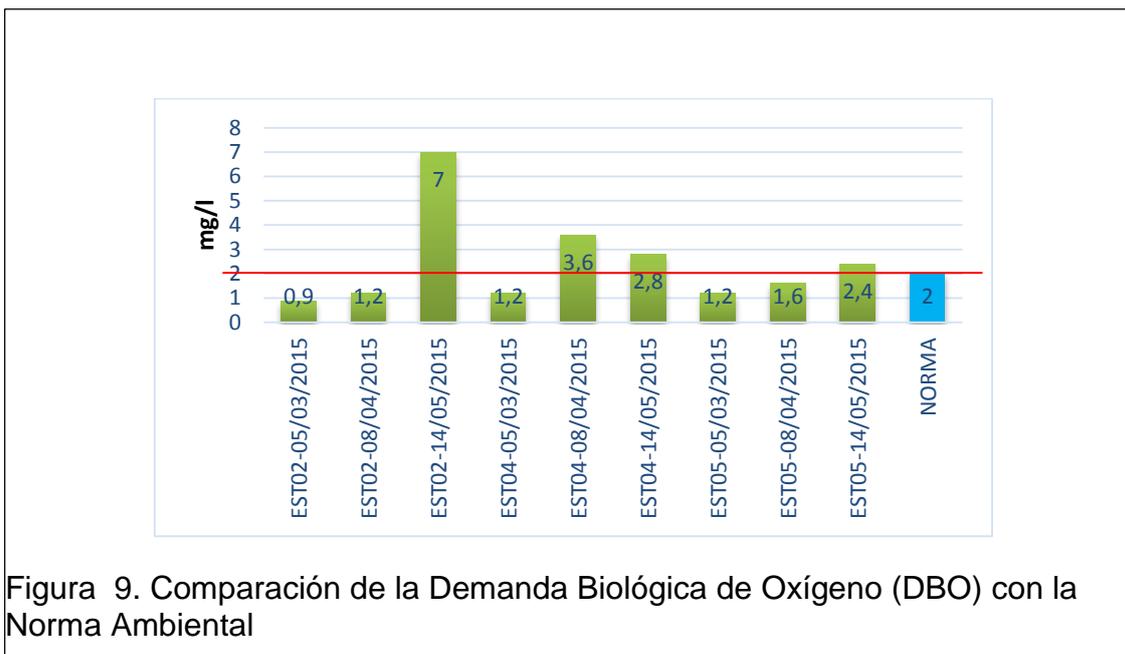


Figura 9. Comparación de la Demanda Biológica de Oxígeno (DBO) con la Norma Ambiental

En las estaciones EST-02, EST-04, EST-05 el valor de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) sobrepasa la norma en el muestreo realizado (Figura 9). El valor más alto que se registró fue en la estación EST-02 con 7mg/l en el mes de mayo, esto pudo deberse a que en esta estación existe un puente transversal el cual sirve como paso para ganado y la comunidad aledaña al proyecto.

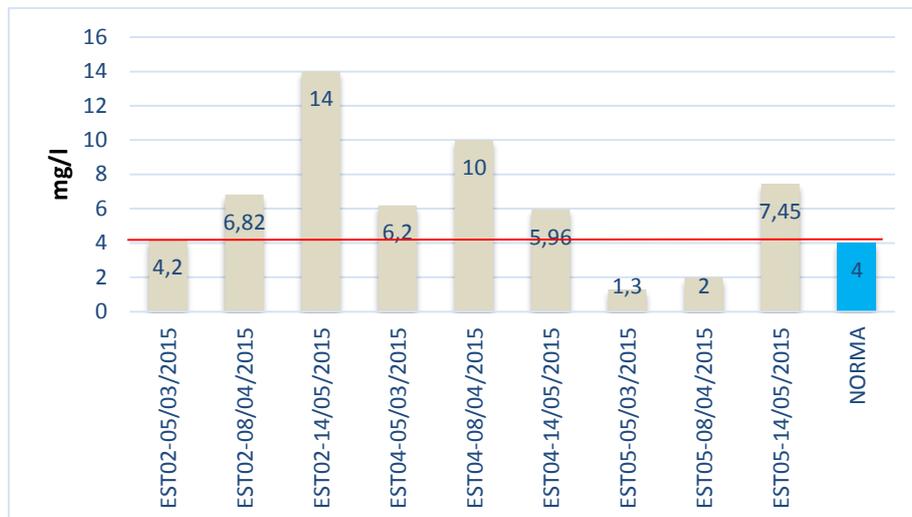


Figura 10. Comparación de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) con la Norma Ambiental

La Demanda Química de Oxígeno (DQO) en la estación EST-02, EST-04 y EST-05 sobrepasa los límites establecidos por la norma. La estación EST-02 presenta valores superiores en los tres meses de muestreo, siendo el valor máximo registrado en el mes de mayo con 14 mg/l (Figura 10).

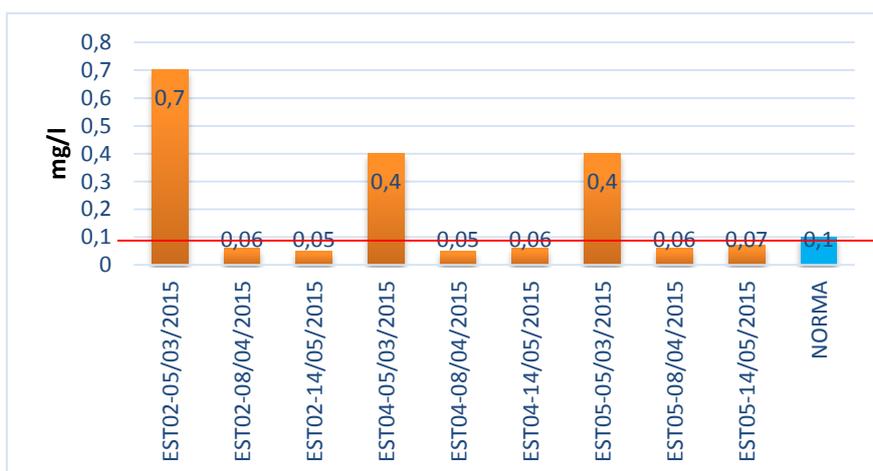
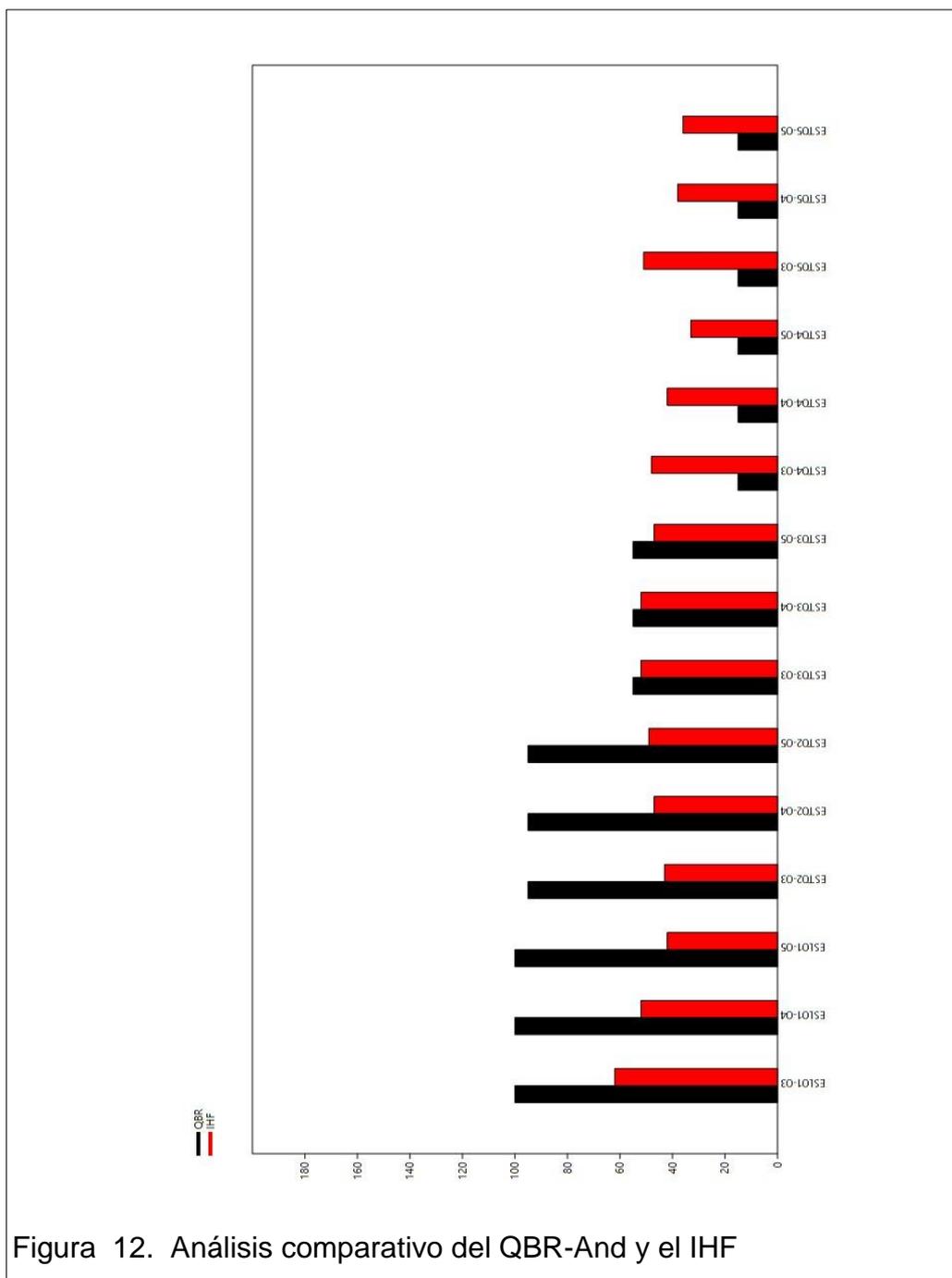


Figura 11. Comparación de los niveles de fosfatos con la Norma Ambiental

Los resultados obtenidos de fosfatos en: EST-02, EST-04 y EST-05 presentaron valores superiores a los establecidos en la norma (Figura 11). La estación EST-02 presentó el valor más alto con 0,7 mg/l.

4.3 Análisis de los índices para la evaluación de la hidromorfología de los ríos



El análisis que se realizó del IHF fue efectuado de manera temporal debido a la variación que se presentó en los resultados (Figura 12).

En la evaluación del IHF la mejor Calidad del Hábitat fluvial se registró en la estación ESL-01 con 62, 52 y 37 puntos en los meses de marzo, abril y mayo respectivamente. Las estaciones que registraron las puntuaciones más bajas fueron: EST-04 y EST-05, donde el valor más bajo fue en el mes de mayo (Figura 12 y Anexo 8).

El QBR-*And* mostró una variación de las estaciones en cuanto a la calidad de bosque de ribera, según avanzaron los puntos de muestreo y la intervención de la fase de construcción de la hidroeléctrica. La disminución de bosque de ribera se puede evidenciar en la Figura 12 y 13.

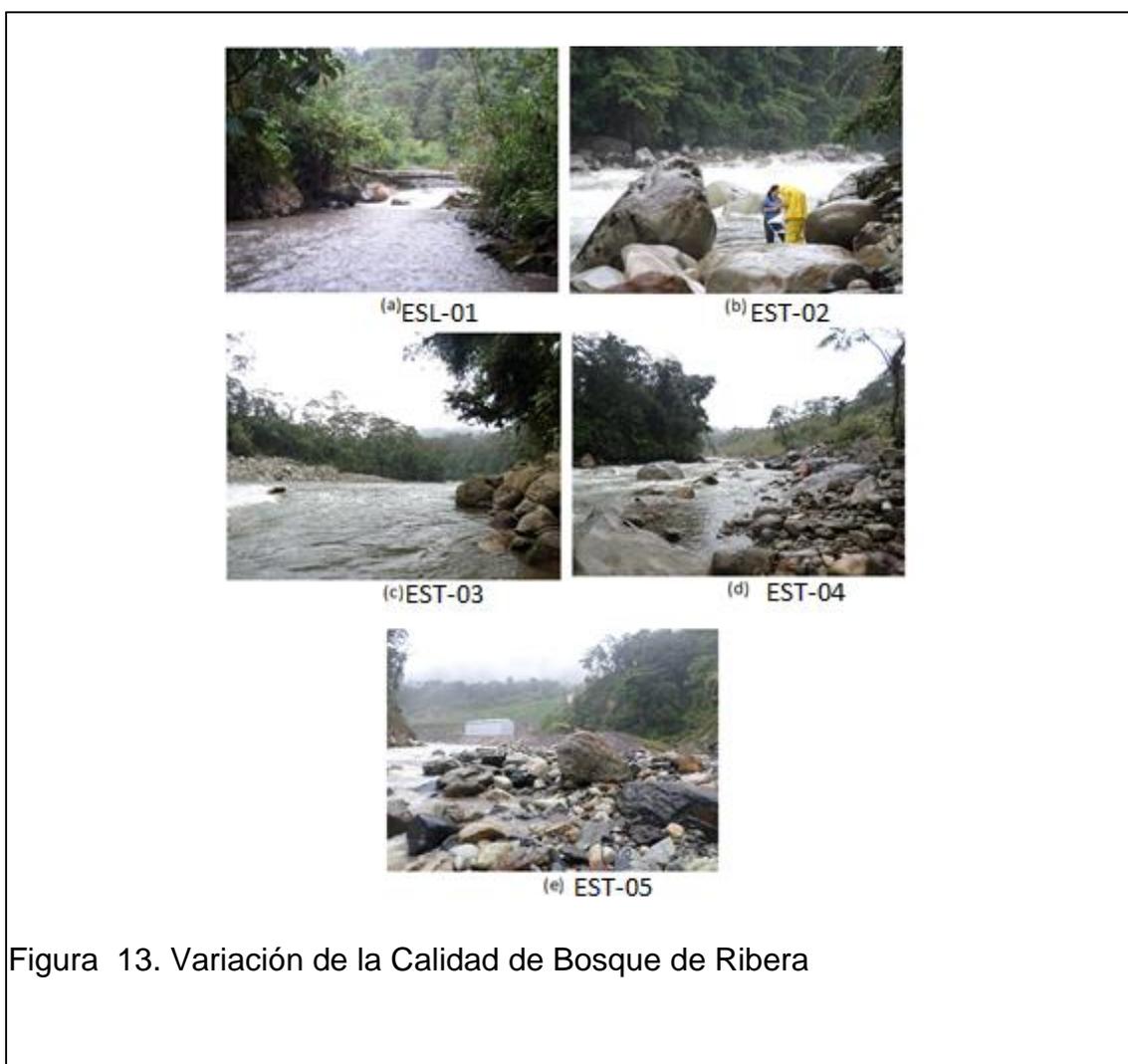


Figura 13. Variación de la Calidad de Bosque de Ribera

En cuanto al QBR-*And* el puntaje más alto se obtuvo en la estación ESL-01, con un total de 100 puntos, obteniendo una puntuación máxima de 25 puntos en cada uno de sus apartados evaluados en campo. Las estaciones que presentaron una menor calidad de bosque de ribera debido a: un menor grado de cubierta vegetal, baja conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal, modificación del grado de naturalidad del canal fluvial y la presencia de una estructura sólida dentro del lecho del río, fueron: EST-04 y EST-05 con un total de 15 puntos (Figura 12 y Anexo 9).

4.4 Resultados de Macroinvertebrados

En el presente estudio se encontraron un total de 3 clases, 6 órdenes y 23 familias detallados en la Tabla 10 y Anexo 10.

Tabla 10. Macroinvertebrados identificados en laboratorio

Clase	Orden	Familia
Insecta	Ephemeroptera	Baetidae
		Leptophlebiidae
		Leptohyphidae
	Plecoptera	Perlidae
	Diptera	Ceratopogonidae
		Chironomidae
		Limoniidae
		Simuliidae
		Tipulidae
		Blepharoceridae
		Psychodidae
		Trichoptera
	Glossosomatidae	
	Hydrophsychidae	
	Helicopsychidae	
	Leptoceridae	
	Anomalopsychidae	
	Philopotamidae	
	Coleoptera	Elmidae
		Psephenidae
		Dytiscidae
		Gyrinidae
	Odonata	Coenagrionidae
Hydracarina		
Oligocheta		

4.4.1 Análisis de Familias Tolerantes e Intolerantes a la contaminación

Para el posterior análisis se tomaron en cuenta las familias intolerantes que poseen un puntaje ABI de 8 a 10 que fueron: Leptophlebiidae, Perlidae, Blepharoceridae, Hydrobiosidae, Anomalopsychidae y Leptoceridae.

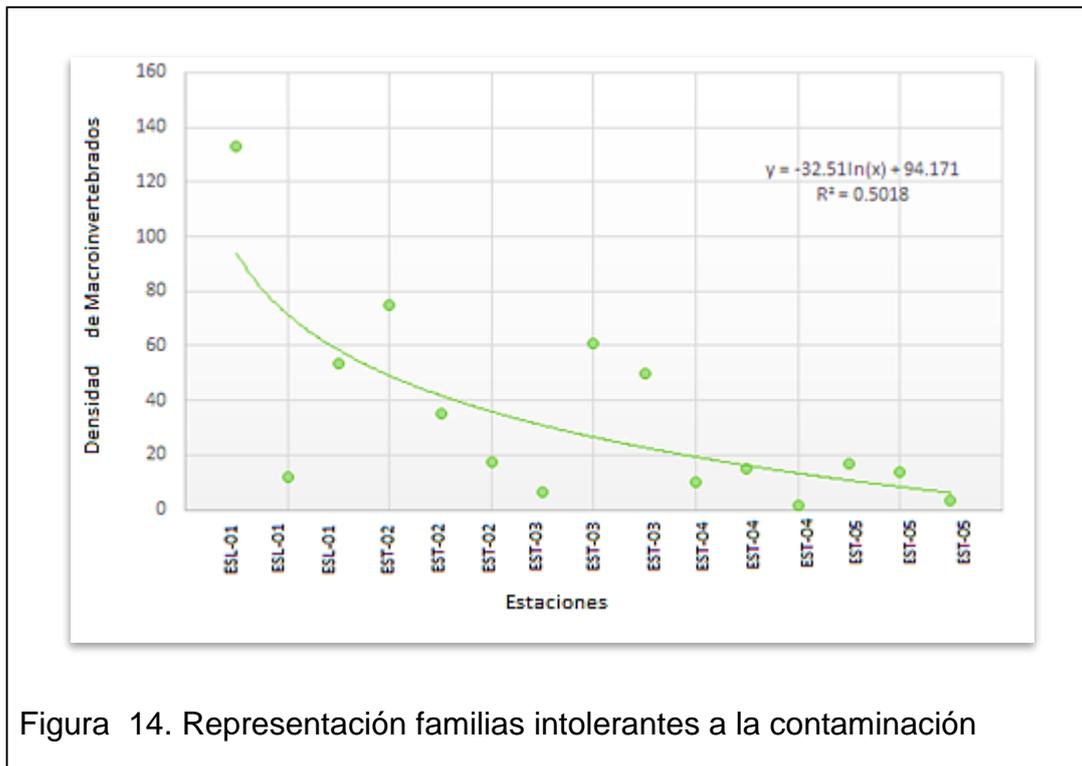
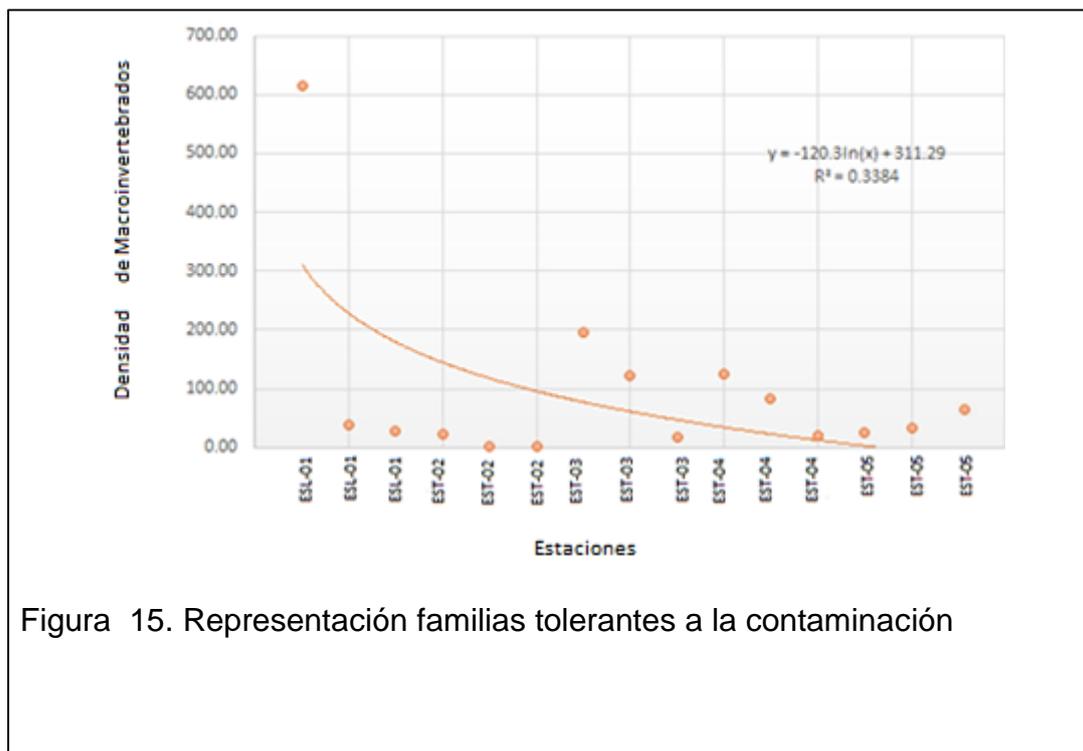


Figura 14. Representación familias intolerantes a la contaminación

Se muestra una gráfica de dispersión, con una correlación de ($R^2=0,5018$) entre la densidad de macroinvertebrados y el estado de la estación (Figura 14). Las densidades más altas de las familias de macroinvertebrados intolerantes se ubicaron en las estaciones ESL-01, EST-02 y EST-03, debido a que presentan un bajo nivel de perturbación. Por otro lado las estaciones EST-04 y EST-05, mostraron densidades bajas en las familias intolerantes, durante los muestreos, lo cual indica un mayor grado de intervención de la zona.

En el estudio de las familias tolerantes se tomaron los puntajes ABI de 1 a 5 que son las familias más resistentes a la contaminación. Las familias seleccionadas para esta muestra fueron: Simuliidae, Limoniidae, Ceratopogonidae,

Psychodidae, Chironomidae, Baetidae, Hydrophychidae, Elmidae, Oligocheta. Las familias: Tipulidae, Hydracarina, Psephenidae, Gyrinidae y Dytiscidae, no fueron consideradas para el análisis debido a que el número de la muestra fue insignificativo.



En las estaciones ESL-01 y EST-02 se presentaron las densidades más bajas en cuanto a las familias tolerantes seleccionadas para la muestra (Figura 15). Por el contrario EST-04 y EST-05, registran valores altos que hacen referencia a la existencia de perturbaciones en el medio.

4.4.2 Análisis de la Abundancia Absoluta

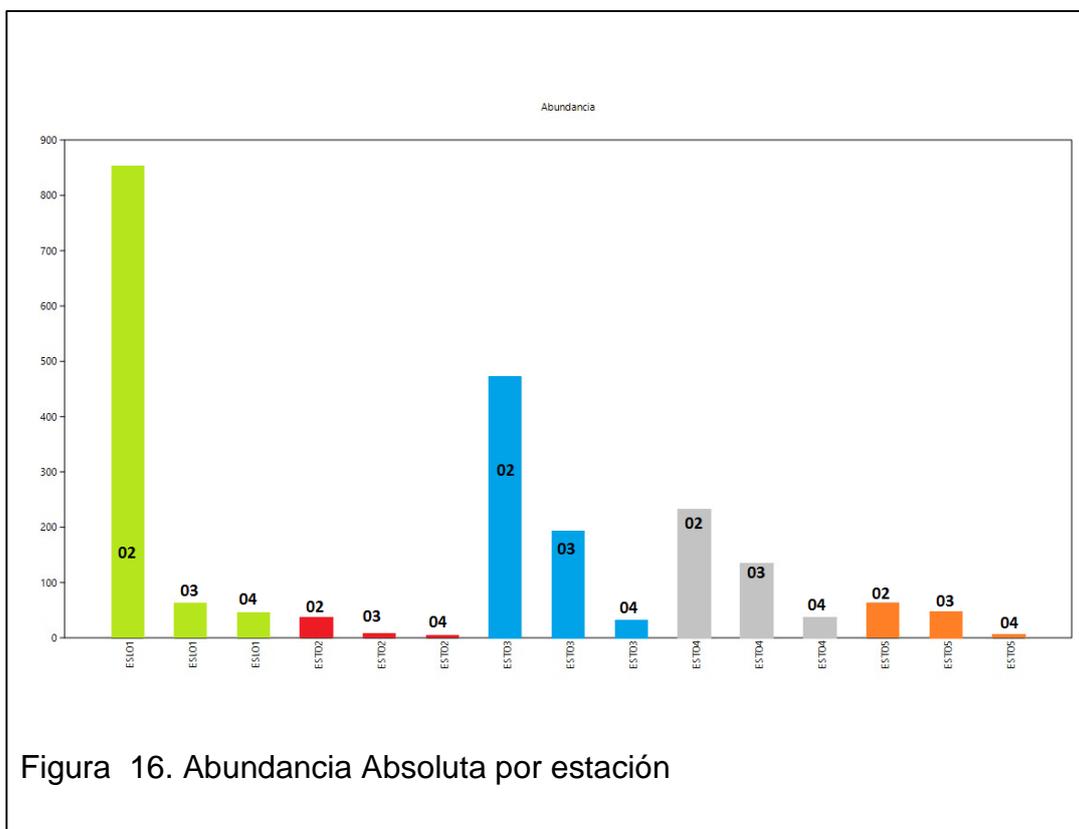


Figura 16. Abundancia Absoluta por estación

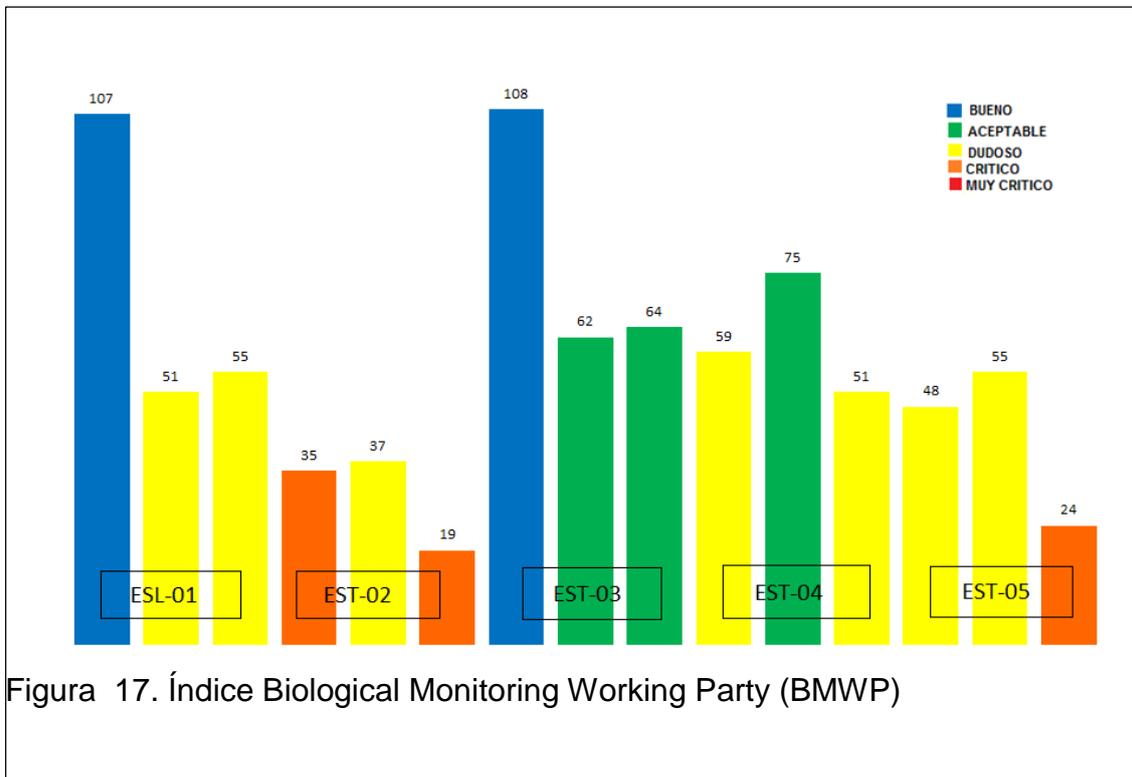
La estación ESL-01 registró la mayor abundancia absoluta de 851,37 (Figura 16 y Tabla 11). EST-03 fue la segunda con mayor abundancia de 471,49. Las estaciones con menor abundancia fueron EST-02, EST-04 y EST-05 con valores de 36,09; 232,41 y 62,98 respectivamente. En todas las estaciones se observó el mismo comportamiento en cuanto a la disminución de la abundancia conforme avanzaron los meses de muestreo.

Tabla 11. Abundancia Absoluta por estaciones

	ESTACIONES				
	ESL01	EST02	EST03	EST04	EST05
MARZO	851,87	36,09	471,49	232,41	62,98
ABRIL	61,13	7,42	192,61	133,35	46,32
MAYO	44,45	2,79	31,49	37,05	5,56

4.4.3 Resultados de los Índices Biológicos

4.4.3.1 Análisis del Índice Biological Monitoring Working Party (BMWP)



La estación ESL-01 en el mes de marzo presentó una puntuación de 107, referente a una buena calidad del agua del río. Por otro lado en los meses de abril y mayo ESL-01 obtuvo una puntuación de 51 y 55 respectivamente con una calificación de calidad dudosa. La estación EST-02 registró puntajes de 35, 37 y 19 lo cual evidenció que existe algún tipo de perturbación en esta localidad. La estación EST-03 presentó una calificación buena y aceptable con puntuaciones de 108, 62 y 64. La estación EST-04 obtuvo valores de 59, 75 y 51 con una categorización de aceptable y dudosa. Por último la estación EST-05 alcanzó puntajes de 48, 55 y 24 siendo los menores en el estudio de este índice (Figura 17 y Anexo 11).

4.4.3.2 Análisis de Índice Biótico Andino (ABI)

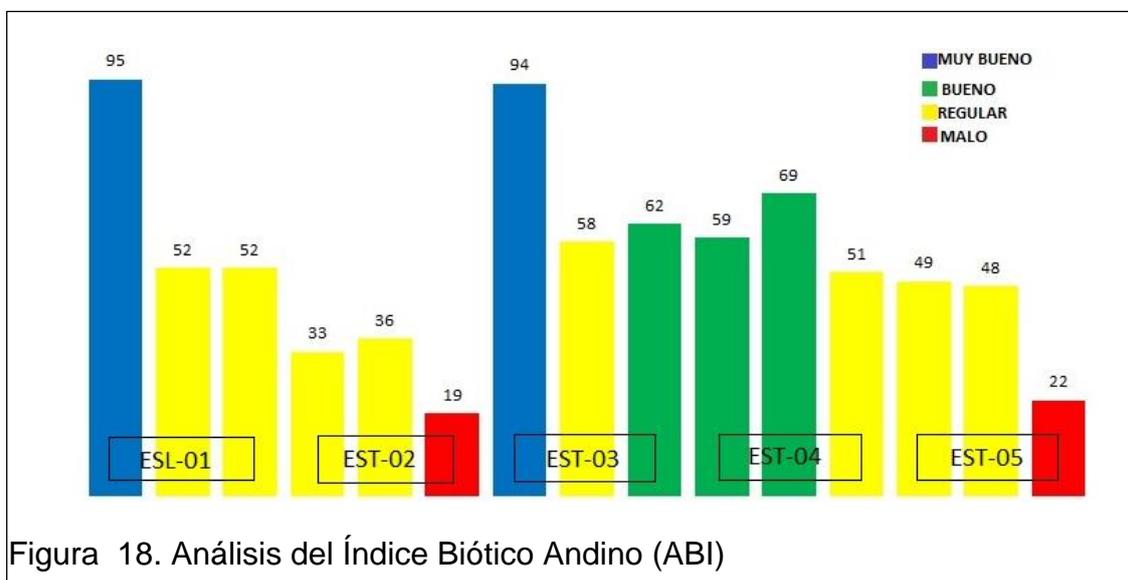
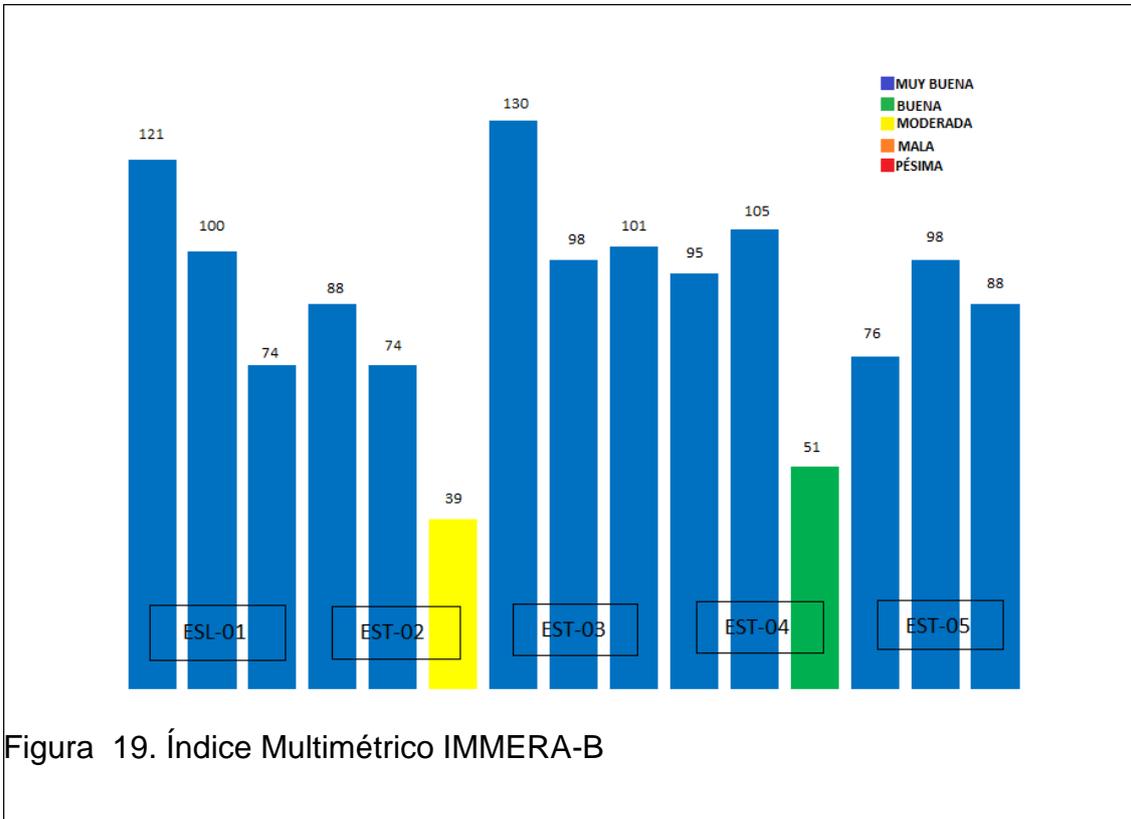


Figura 18. Análisis del Índice Biótico Andino (ABI)

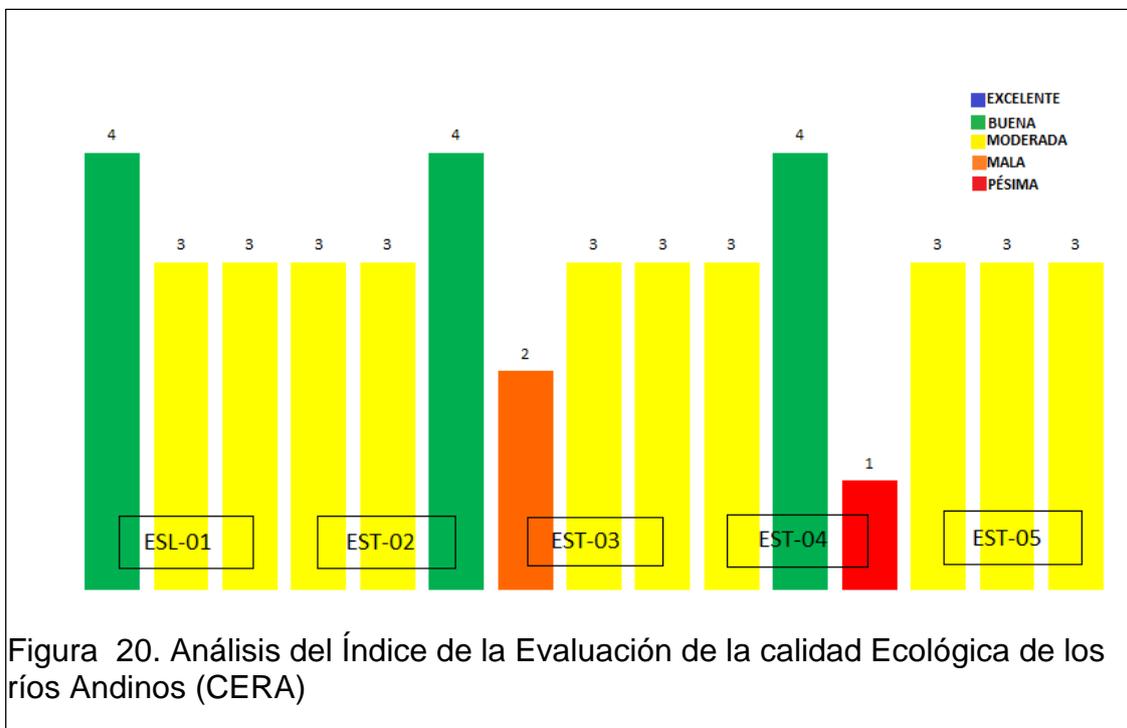
En cuanto al Índice Biótico Andino (ABI) (Figura. 18 y Anexo 11), la estación ESL-01, registró un puntaje de 95 en el mes de marzo. En los meses de abril y mayo la calificación de la estación ESL-01 bajó radicalmente a 52. En la estación EST-02 en los dos primeros meses se registró una calificación regular con 33 y 26 puntos y en el último mes de mala con 19 puntos. La estación EST-03 obtuvo la segunda puntuación más alta del ABI, en el primer mes con una calificación de muy buena con 94 puntos y disminuyó en abril y mayo a 58 y 62. La estación EST-04 se categorizó con una buena calidad del río en los meses de marzo y abril con 59 y 69 puntos y regular en el mes de mayo con 51. Por último la estación que presentó los puntajes más bajos durante todos los meses fue la estación EST-05 obteniendo una calificación de 49,48 y 22 respectivamente.

4.4.3.3. Análisis del Índice Multimétrico IMMERA-B



El índice IMMERA-B (Figura 19 y Anexo 11), mostró una calidad de muy buena en todas las estaciones con puntajes superiores a los 70 puntos, existiendo una variación únicamente en la estación EST-02, del mes de mayo en donde su puntuación fue de 39 puntos categorizándose como moderada.

4.4.3.4 Análisis del Índice de evaluación de la calidad ecológica de los ríos andinos (CERA)



El Índice de evaluación de la calidad ecológica de los ríos andinos (CERA), (Figura 20 y Anexo 11), mostró una calidad buena en la estación ESL-01 en el mes marzo, en abril y mayo una calidad moderada. La estación EST-02, presentó en marzo y abril una calidad moderada y en el mes de mayo su categoría ascendió a buena. En la estación EST-03, el mes de marzo registró una calidad mala y los dos meses siguientes moderada. La estación EST-04, en marzo obtuvo una calidad moderada, en abril buena y en mayo pésima. Por último la estación EST-05, la calidad fue moderada en los tres meses de muestreo.

4.5 Interpretación de los Análisis Estadísticos Multivariantes

4.5.1 Variabilidad de los factores ambientales (ACP)

El análisis de componentes principales (ACP) mostró una relación de las variables ambientales con las estaciones. Las variables ambientales consideradas para el (ACP) fueron: caudal, QBR-And e IHF.

Los dos primeros ejes del ACP explican el 89,1% de la varianza total acumulada (Tabla 12). En el primer eje del análisis las variables ambientales más representativas fueron (IHF) y caudal como se detalla en la Tabla 13. En el segundo eje del ACP se mostró las variables (QBR-And) y caudal como las de mayor peso (Tabla 13). Siendo el caudal la variable con mayor representatividad en el análisis, debido a que sobresale en los dos ejes.

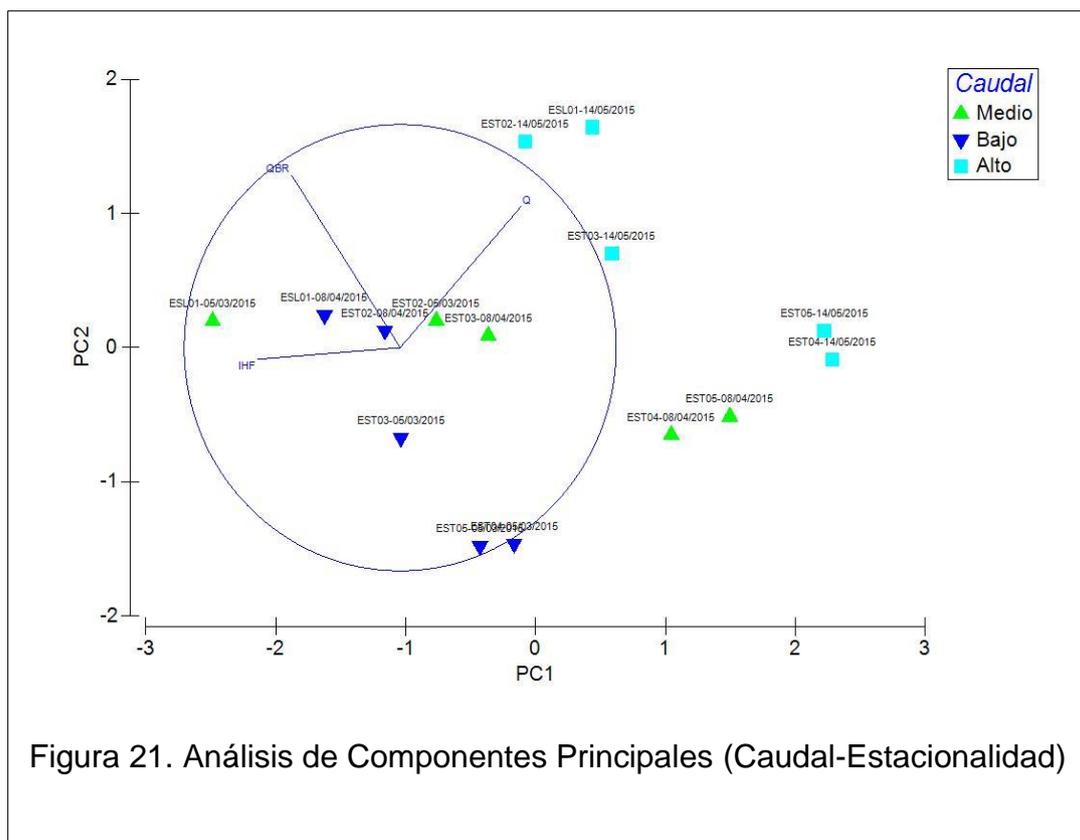
Tabla 12. Valores del Análisis de Componentes Principales (ACP)

PC	Eigenvalues	%Variation	Cum.%Variation
1	1,87	62,4	62,4
2	0,801	26,7	89,1

Tabla 13. Variables con mayor representatividad en el (ACP)

Variables	PC1	PC2
Q	0,559	0,633
QBR	-0,503	0,773
IHF	-0,659	-0,052

Nota explicativa: Las variables ambientales son Q (caudal), QBR-And (Índice de la Calidad de la Vegetación de la Ribera Andina) e IHF (Índice para la Evaluación de la Calidad del Hábitat Fluvial).



En el ACP el primer eje al lado derecho se encuentran las estaciones de muestreo que mayor relación tienen con la variable ambientales caudal (Figura 21). Estas fueron tomadas en el mes de mayo, en donde el caudal fue el más alto detectado durante todos los meses de estudio. Mientras que al lado izquierdo del eje, se encuentran las estaciones muestreadas en el mes de abril. En este muestreo se presentó un caudal medio, por lo que aún existe relación con las variables representativas del primer eje. Por último las estaciones tomadas en el muestreo del mes de marzo, tienen una menor relación con respecto al caudal.

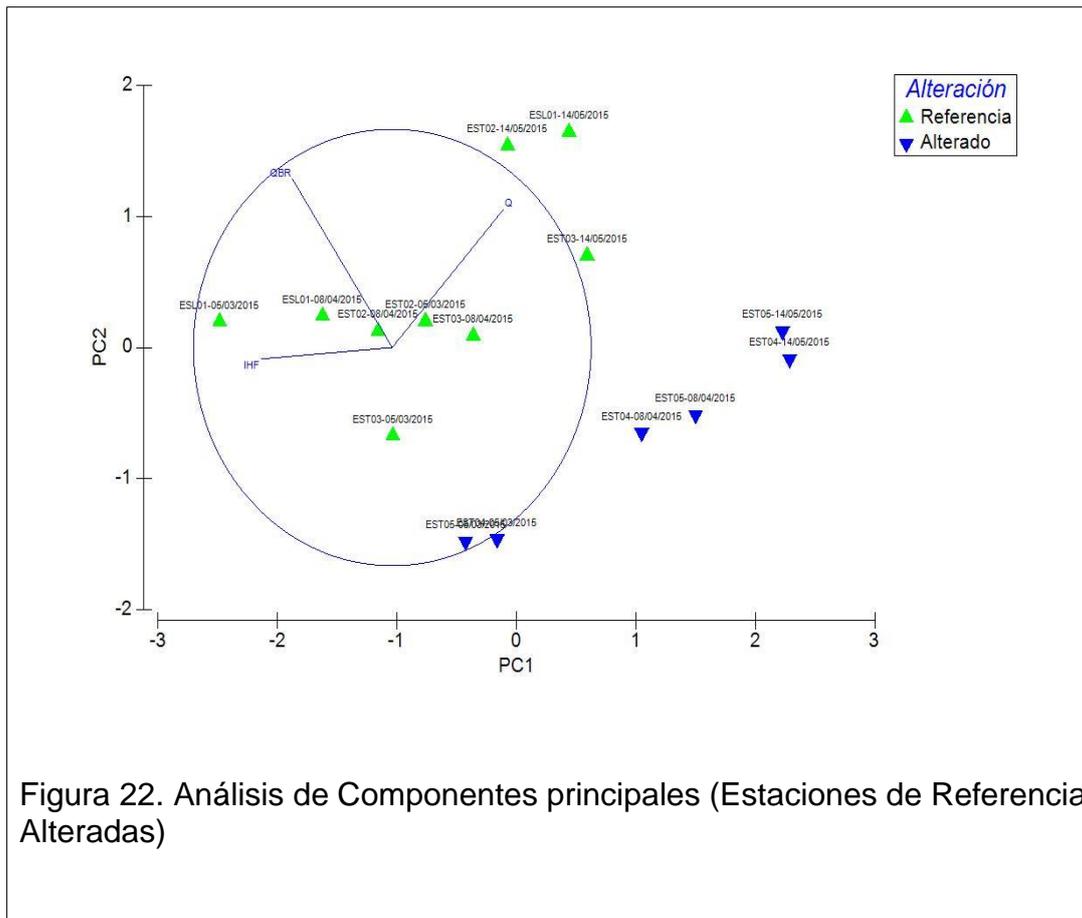


Figura 22. Análisis de Componentes principales (Estaciones de Referencia- Alteradas)

Al evaluar el (ACP) con respecto a las estaciones de referencia y alteradas, el segundo eje mostró que las estaciones ESL-01, EST-02 y EST-03 tuvieron una mayor relación con las variables QBR-And e IHF, debido a que son estaciones de referencia en donde no se presentaron alteraciones en las condiciones morfológicas (Figura 22). Al contrario las estaciones EST-04 y EST-05 son las que se encuentran más alejadas a las variables QBR-And e IFH, dado a que estas estaciones han sido alteradas con respecto al avance de la construcción del proyecto hidroeléctrico y se ha presenciado una degradación de la calidad de la cubierta del bosque de ribera y modificaciones en la continuidad del río.

4.5.2 Relación entre las variables físico-químicas y biológica (ACC)

En el análisis de correspondencias canónicas (ACC), el primer y segundo eje explica una varianza total de 87,59% (Tabla 14).

El ACC se encuentra dividido por estaciones no intervenidas que son ESL-01, EST-02, EST-03 y las estaciones intervenidas por la fase de construcción de la hidroeléctrica EST-04 y EST-05. A su vez éstas se encuentran relacionadas con los macroinvertebrados y las variables ambientales como: caudal, QBR-*And* e IHF.

Tabla 14. Valores para el análisis de Correspondencias Canónicas

Axis	Eigenvalue	%
1	0,094758	54,23
2	0,0583	33,36
Total		87,59

El ACC mostró una interacción entre las variables ambientales y las características hidromorfológicas, con las familias de macroinvertebrados que fueron encontradas como tolerantes e intolerantes en cada una de las estaciones, las cuales se clasificaron por color, en cuanto a la intervención que existe en la zona (Figura 23).

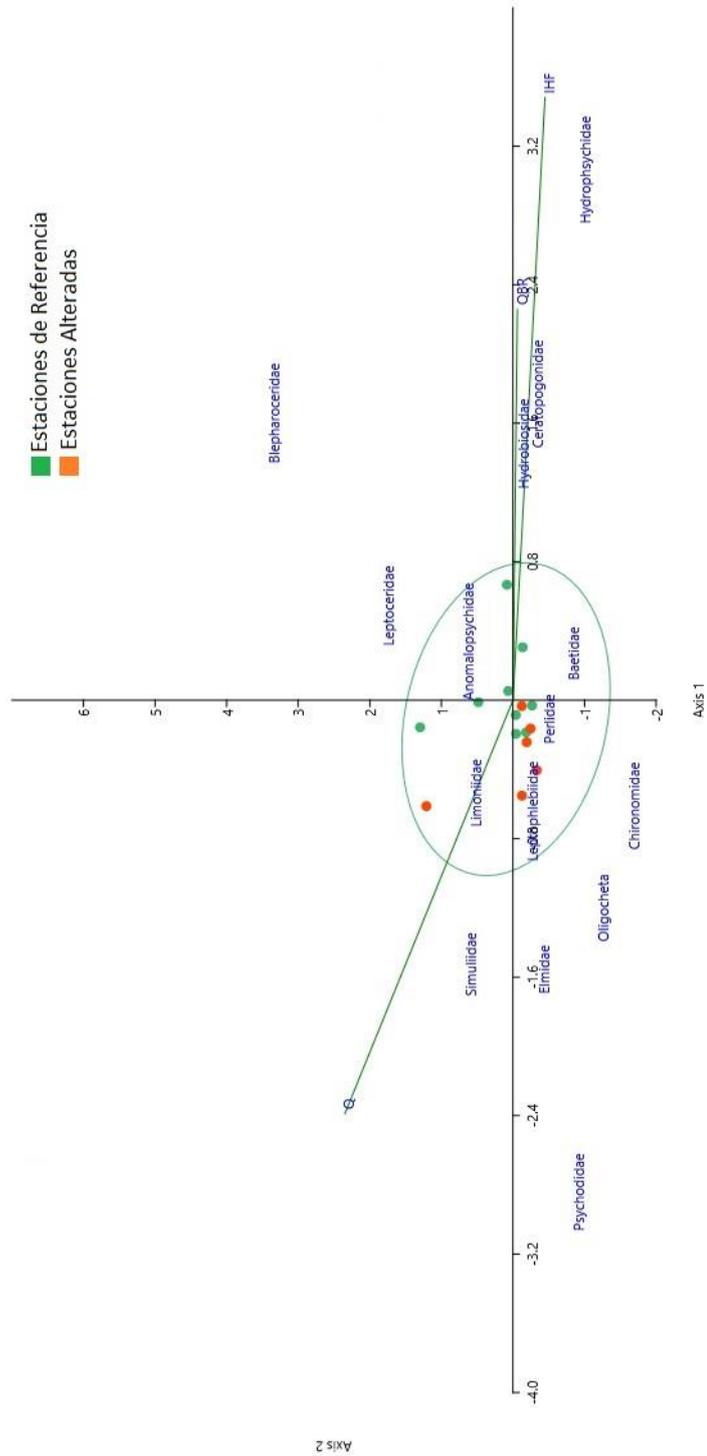


Figura 23. Análisis de Correspondencias Canónicas

El caudal es uno de los parámetros más importantes en cuanto al ACC en donde las familias: Simuliidae, Psychodidae, Leptophlebiidae, Elmidae y Limoniidae, se encuentran relacionadas al aumento de caudal y estaciones alteradas, debido al arrastre de material que se presentó en la época con más precipitación y mayor influencia antrópica. Por otra parte tenemos las características hidromorfológicas IHF y QBR- *And*, en donde se mostraron las familias que están relacionadas con una buena calidad del bosque de ribera y hábitat fluvial.

Como se ha venido analizando anteriormente la calidad de bosque de ribera en la zona de estudio se encuentra relacionada directamente con la construcción de la hidroeléctrica, es por esta razón que las familias de macroinvertebrados como: Ceratopogonidae, Hydrophychidae, Hydrobiosidae, Leptoceridae disminuyen con respecto a las estaciones de muestreo que se encuentran en las fases de construcción EST-04 y EST-05.

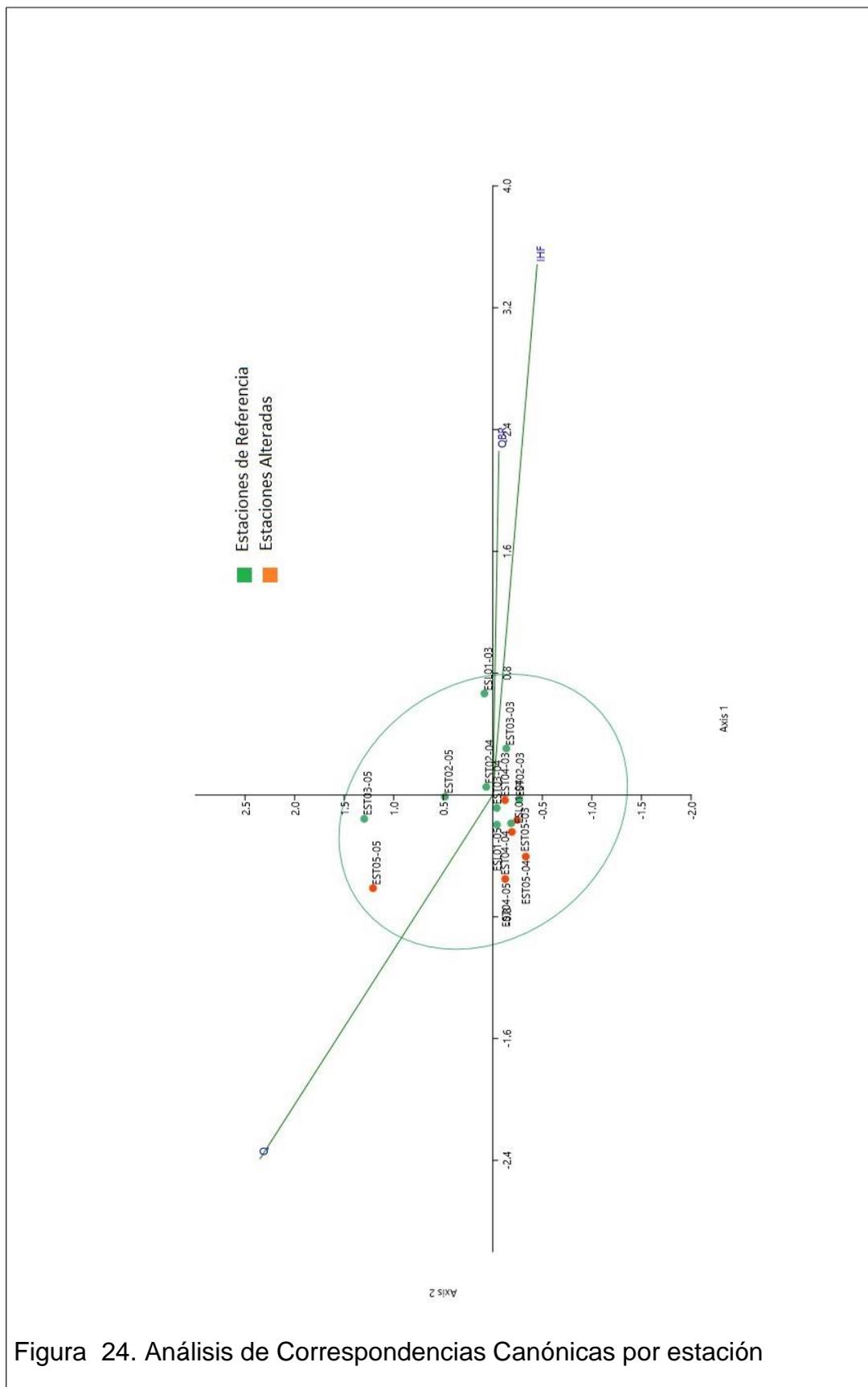


Figura 24. Análisis de Correspondencias Canónicas por estación

El ACC mostró que las estaciones de muestreo que se encuentran más cercanas al caudal son EST-04 y EST-05 (Figura 24), en las cuales se notó una ausencia de familias de macroinvertebrados en época con más precipitación registrada, lo cual evidenció el alto grado de influencia de esta variable ambiental en relación a las familias de macroinvertebrados, dando como resultado una notable disminución de la calidad ecológica del río. Por otro lado se observó las estaciones que se encuentran más alejadas al eje del caudal, lo que demostró que a pesar de las precipitaciones las estaciones no dejaron de presentar una buena calidad ya que el IHF y el QBR-*And* presentaron valores altos durante los tres meses de muestreo en dichas estaciones, sin embargo se evidenció una disminución en cuanto a la riqueza de familias de macroinvertebrados.

Como se comprueba en el estudio anterior del ACP en donde las estaciones de referencia obtuvieron los valores más altos en cuanto al IHF y QBR-*And*.

5. Discusión

Las centrales hidroeléctricas son consideradas una tecnología verde que no produce repercusiones al medio ambiente (McLarney, Mafla, Arias, y Bouchonnet, 2010), lo cual podría ser no muy acertado ya que varios estudios señalan que la obstrucción del canal fluvial y los daños en las riberas causan un impacto en los ecosistemas hidrológicos principalmente en la fauna acuática (Dyson et al., 2003).

De acuerdo a la primera hipótesis los parámetros físicos, químicos de campo y laboratorio, no se encontraron alterados en su totalidad. El potencial de hidrógeno (pH), la temperatura, el oxígeno disuelto y la turbidez son factores abióticos de importancia. Estos parámetros son significativos en cuanto a la presencia o ausencia de macroinvertebrados y la calidad ecológica de las estaciones de muestreo (Girel y Manneville, 1998).

Los parámetros: Demanda Química de Oxígeno (DQO), Demanda Biológica (DBO) y fosfatos se encontraron elevados en la EST-02 (1km aguas arriba de

bocatoma) con respecto a las normas, como: el Acuerdo Ministerial 061 basado en el TULSMA, Libro VI Calidad Ambiental Anexo 1 Tabla 3 para Criterios de la calidad admisibles para la preservación de la flora y fauna en aguas dulces, frías o cálidas y en aguas marinas y de estuarios y la Tabla 1 Agua potable que requiere un tratamiento convencional. Y la Norma Técnica Ecuatoriana INEN NTE 1108 Requisitos para agua potable. La alteración de la estación puede deberse a la influencia de las actividades ganaderas y agropecuarias propias de la cuenca en general, y no provenientes de la construcción de la hidroeléctrica, como es de esperar en proyectos hidroeléctricos donde este tipo de contaminación es mínima o nula (Dyson et al., 2003). Así, en estudios anteriores se ha demostrado que los parámetros físico químicos medidos en hidroeléctricas no indican una mala calidad del río de manera significativa a nivel fisicoquímico (Oscóz y Escala, 2006), sino más bien las alteraciones son asociadas a cambios en los componentes hidromorfológicos por remoción de material y pérdida de bosque de ribera por operación de maquinaria de construcción.

Es así que la alteración de la vegetación del bosque de ribera y el hábitat fluvial son notables debido a la deforestación para la construcción, el ingreso de maquinaria, la canalización del río y el incremento de basura en este tipo de proyectos (López et al., 2002). En estudios anteriores se demuestra que el QBR-*And* presentó los valores más bajos en las estaciones consideradas como alteradas, mientras que los valores más altos se presentaron en las estaciones de referencia (Carbonell et al., 2006; Villamarín , 2012), con lo que se demuestra que las estaciones tomadas en los puntos donde existe mayor intervención de la hidroeléctrica se encuentran alteradas. El índice para la evaluación del hábitat fluvial (IHF), varió de manera estacional y no espacial, además se encontró relacionado directamente a la hidrología y al sustrato presente en el río (Pardo et al., 2002). Concordando con el estudio de Acosta et al,(2009) en donde se pudo comprobar que la reducción de la diversidad de familias de macroinvertebrados estuvo relacionado con la disminución del IHF cuando el valor estuvo por debajo de los 40 puntos.

Por otro lado el estudio de macroinvertebrados fue importante ya que se pudo analizar el comportamiento de los ecosistemas (Rivera, Muñoz, y Encina, 2002). Además permitió ver con claridad cómo ha evolucionado la degradación de los recursos acuáticos (Jacobsen, 2003). Coincidiendo con lo establecido en la segunda hipótesis en donde se desea analizar si la abundancia y la riqueza de las comunidades bentónicas están afectadas por la fase de construcción de la hidroeléctrica. Lo cual se confirma con estudios anteriores en donde señalan que la construcción de represas, generan efectos significativos en cuanto a la disminución de la diversidad y riqueza de los organismos bentónicos, además de la pérdida de especies endémicas de bosque de ribera y la degradación de los suelos (Girel y Manneville, 1998 ; Estrada et al., 2014). Los macroinvertebrados presentes en las estaciones de referencia fueron más ricos y abundantes con respecto a las estaciones alteradas, coincidiendo con lo afirmado por Barrantes, Springer, y Pacheco (2003), en donde se detalla que la fauna bentónica es más rica en zonas donde existen condiciones ecológicas aptas para la supervivencia de estos organismos.

Las familias de macroinvertebrados pueden verse afectadas por elevaciones de caudal y altos niveles de materia orgánica como señala Jesus, Santos, Formigo y Tavares (2004), resultados similares fueron encontrados en este estudio donde la abundancia absoluta de individuos de macroinvertebrados disminuyeron debido al incremento de caudal y alteraciones puntuales en el medio, como se evidencio en la estación EST-02. Así, Sánchez-Montoya et al. (2010) aseveran que la variación de la estructura de las comunidades bentónicas está altamente influenciada a los cambios que se presentan durante la época lluviosa y época seca, afirmación que pudo ser constatada en el presente estudio ya que la composición, riqueza y abundancia de la comunidad estuvieron influenciadas por las variaciones de caudal registradas en los meses de abril y mayo en la zona de estudio.

La utilización de macroinvertebrados para evaluar la calidad ecológica de los ríos fue aplicado en este proyecto donde se demostró que el Índice Biótico Andino (ABI) para la evaluación de la calidad del agua y la integridad ecológica de los

ecosistemas andinos (Ríos-Touma *et al* in prep. Acosta *et al* ,2009), el índice biológico (BMWP) (Roldan, 1999) y el índice IMEERA (Villamarín *et al.*, 2013) fueron los que mejor podrían ser aplicados para la zona de estudio. Los índices ABI y BMWP, presentaron una mejor visualización de la calidad del río en relación a la presencia/ausencia de macroinvertebrados presentes en las estaciones de referencia y alteradas. Por su parte, el índice IMMERA mostró una puntuación más alta en cuanto a la calidad ecológica del río en todas las estaciones, considerando que este índice no solo evalúa la presencia de macroinvertebrados, sino la relaciona con las características hidromorfológicas que se encuentran preestablecidas en el software CABIRA (Villamarín *et al.*, 2013).

Por último, en la tercera hipótesis en donde se deseaba conocer si los factores ambientales como el caudal y la precipitación, tienen impacto en cuanto a la disminución de macroinvertebrados mostró que las variaciones de caudal en zonas donde la precipitación es alta tiene una fuerte influencia en la comunidad bentónica, ya que se determinaron variaciones en la riqueza y abundancia de la comunidad coincidiendo con los meses donde se registraron aumentos en el caudal y donde fueron más frecuentes familias con una resiliencia y resistencia mayor. Esto ya ha sido registrado en estudios anteriores donde muestran que existe similitud en la disminución de la abundancia de macroinvertebrados y calidad de bosque de ribera debido al aumento del régimen hídrico (Giacometti y Bersosa, 2006).

6. Conclusiones

El presente estudio tuvo como objetivo analizar las alteraciones del río Topo por la fase de construcción de la central hidroeléctrica. Teniendo en cuenta todos los análisis efectuados en la investigación se pudo comprobar que las estaciones en donde se efectúa el proyecto se encuentran alteradas en su composición hidromorfológica más no química.

Río León (ESL-01), se mostró como la mejor estación en todos los factores analizados en la investigación. Lo cual demuestra que cualquier tipo de alteración antrópica tiene una gran influencia en cuanto a la calidad ecológica de los ríos.

Se pudo comprobar que la estación EST-02, presentó durante los tres meses de muestreo valores elevados de DBO, DQO y fosfatos, pese a ser considerada estación de referencia frente a la alteración del proyecto. Lo cual expuso una alteración causada por actividades agropecuarias y ganaderas, más no por la influencia de la hidroeléctrica.

Se puede concluir que los índices bióticos que se adaptaron a la zona de estudio fueron: el índice ABI, BMWP e IMMERA-B, que a pesar de ser índices desarrollados para una altitud superior a los 2000 msnm se encontró las familias de macroinvertebrados establecidos en los mismos, por lo cual estos índices pueden ser aplicados en zonas similares a la que se realizó el estudio.

De acuerdo con los resultados que se han presentado, se puede concluir que las estaciones de referencia establecidas en el río Topo como: EST-02 y EST-03 reportan una mejor calidad en cuanto a la vegetación de ribera, en relación a la estaciones EST-04 y EST-05.

La variable ambiental más relevante en el caso de estudio fue el caudal, ya que se demostró que se encuentra estrechamente relacionada con la abundancia de las comunidades bentónicas presentes en las diferentes épocas de muestreo.

7. Recomendaciones

Se recomienda que para la evaluación de la calidad ecológica de los ríos, se incluya el uso de los índices QBR-And e IHF, debido a que estos análisis determinan las alteraciones presentes en los ecosistemas acuáticos y ribereños en su totalidad, los cuales no pueden ser determinados por medio de análisis físicoquímicos.

Es importante que este tipo de estudios se efectúen durante períodos con menor precipitación, ya que la estructura de macroinvertebrados, bosque de ribera y hábitat fluvial, se ven alterados con altas precipitaciones lo cual dificulta la interpretación de los resultados físicoquímicos y biológicos del río.

Se recomienda que este registro fotográfico sea incluido en una base de datos como un aporte en cuanto a la biodiversidad acuática presente en la zona de estudio, así como también sea un registro para posteriores estudios de la fase de operación de la hidroeléctrica.

Se recomienda incluir este tipo de investigaciones en proyectos futuros, los cuales se encuentren relacionados con ecosistemas acuáticos, de igual forma se recomienda que las instituciones competentes incluyan investigaciones de macroinvertebrados bentónicos y de índices biológicos a la construcción de proyectos hidroeléctricos en el país.

REFERENCIAS

- Acosta, R., Rieradevall, M., Ríos, B., y Prat, N. (2009). *Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de los ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú*. *Limnetica*, 28(1), 35–64.
- Albornoz, E. (2012). *Visión sector eléctrico ecuatoriano/ Beneficios proyecto Mazar*. Ministerio de Electricidad Y Energía Renovable, 10–41.
- Alonso, A., y Camargo, J. (2005). *Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles*. *Revista Ecosistemas*, 14(3), 13-21.
- Anderson, E., Encalada, A., Maldonado, J., McClain, M., Ortega, H., y Wilcox, B. (2011). *Caudales Ambientales: un Concepto para el Manejo de los Efectos de las Alteraciones Fluviales y el Cambio Climático en los Andes*. Recuperado el 3 de mayo del 2015 de <https://scholar.google.com.ec/scholar?hl=es&q=Caudales+Ambientales%3A+un+Concepto+para+el+Manejo+de+los+Efectos+de+las+Alteraciones+Fluviales+y+el+Cambio+Clim%C3%A1tico+en+los+Andes&btnG=&lr=>
- Anderson, E., Pringle, C., y Rojas, M. (2006). *Transforming tropical rivers: an environmental perspective on hydropower development in Costa Rica*. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 16(7), 679–693.
- Avilés, C. (2009). *Generación Hidroeléctrica en el Ecuador: Posibles Beneficios en los Mercados de Carbono*. Recuperado el 10 de mayo del 2015 de <http://contenido.bce.fin.ec/documentos/PublicacionesNotas/Catalogo/Cuestiones/XXIV-II-05Aviles.pdf>
- Barrantes, U., Springer, M., y Pacheco, K. (2003). *Condición de la fauna bentónica en ríos de la cuenca del Río San Carlos*. *Tecnología En Marcha*, 16(1), 110–118.

- Behar, R., Zúñiga, M., y Rojas, O. (1997). *Análisis y Valoración del Índice de Calidad de Agua (ICA) de la NSF: Caso Ríos Cali y Meléndez*. Ingeniería Y Competitividad, 1(1), 17–27. Recuperado el 23 de mayo del 2015 de <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=fua&AN=20398634&lang=es&site=eds-live>
- Bradley, R., Vuille, M., Diaz, H., y Vergara, W. (2006). *Threats to water supplies in the tropical Andes*. New York: Science, 1755.
- Buytaert, W., Céleri, R., De Bièvre, B., Cisneros, F., Wyseure, G., Deckers, J., y Hofstede, R. (2006). *Human impact on the hydrology of the Andean páramos*. Earth-Science Reviews, 79(1), 53–72.
- Cañadas, L., Coge, X., Lyannaz, J., Ammerman, C., Henry, P., Muñoz, K., y Wilson, P. (1983). *El mapa bioclimático y ecológico del Ecuador*. Quito: Ministerio de Agricultura y Ganadería.
- Carrera, C., y Fierro, C. (2001). *Manual de monitoreo los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua*. (1 era Edic). Quito, Ecuador : EcoCiencia, 5-25.
- Carrera, P., y Gunkel, G. (2003). *Ecology of a high Andean stream, Rio Itambi, Otavalo, Ecuador*. Limnologica. Ecol. Manage. Inland Waters , 1 (33), 29–43.
- Casanueva, A. (2013). *Implicancias de la utilización de distintos niveles taxonómicos en la bioindicación con macroinvertebrados bentónicos*. Recuperado el 5 de junio del 2015 de <http://dspace2.conicyt.cl/handle/10533/91271>
- Díaz, R., y Hunter, A. (1982). *Metodología de muestreo de suelos, análisis químico de suelos y tejido vegetal y de investigaciones en invernadero*. CATIE. Serie de Materiales de Enseñanza, (12), 3-10.
- Marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. (2000). Barcelona, España. Diario Oficial de la Comunidad Europea

- Domínguez, E., y Fernández, H. (2009). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos*. Sistemática Y Biología. San Miguel de Tucumán: Fundación Miguel Lillo.
- Domínguez, E., y Springer, M. (2013). *Macroinvertebrados Acuáticos de Latino América*: Presentación. Dugesiana, 8 (20), 209.
- Duarte, C., Alonso, S., Benito, G., Dachs, J., Montes, C., Pardo, M., ... Valladares, F. (2006). *Cambio Global. Impacto de la actividad humana sobre el sistema Tierra*. Madrid: CSIC. Consejo superior de investigaciones científicas.
- Dyson, M., Bergkamp, G., y Scanlon, J. (2003). *Flow: The essentials of environmental flows*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, 20-87.
- Encalada, A., Sant, M., y Prat, N. (2011). *Protocolo simplificado y guía de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA-S): Text ; 2. Làmines*. (F. para la P. del Universitat de Desenvolupament, Agencia Española de Cooperación Internacional para el Agua, Ed.). Barcelona, España: Proyecto FUCARA. Recuperado el 15 de junio del 2015 de https://books.google.com.ec/books?id=9iw_MwEACAAJ
- Escobar, J. (2002). *La contaminación de los ríos y sus efectos en las áreas costeras y el mar* (50). United Nations Publications, 30-42.
- Estrada, D., Varona, M., Pérez, A., Cabrera, N., Llera, H., y Navarro, M. (2014). *Comportamiento de parámetros físico-químicos en diferentes aguas utilizadas para el consumo humano.*, 14 (2), 1207–1211.
- Finer, M., & Jenkins, C. N. (2012). *Proliferación de las represas hidroeléctricas en la Amazonía andina y sus implicaciones para la conectividad Andes-Amazonía*. Save America's Forests, Washington DC, EE. UU, 37.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (2000). *El Riego en América Latina y el Caribe en cifras. Informes Sobre Temas Hídricos*, 20, 80–336. Recupero el 27 de junio del 2015 de

<http://doi.org/10.1073/pnas.0703993104>

- Fossati, O., y Calvez, R. (Julio,2006). *Requerimientos científicos para caudales ecológicos en ríos del sistema Papallacta*, Ecuador. Quito, 12-16.
- Fruget, J. (1991). *The impact of river regulation on the lotic macroinvertebrate communities of the lower rhône*, France. *Regulated Rivers: Research y Management*, 6(4), 241–255.
- Giacometti, J., y Bersosa, F. (2006). *Macroinvertebrados acuáticos y su importancia como bioindicadores de calidad del agua en el río Alambi*. *Boletín Técnico*, 6, 17–32.
- Girel, J., y Manneville, O. (1998). *Present species richness of plant communities in alpine stream corridors in relation to historical river management*. . *Biol. Conservy*,3(4), 85.
- Gonzales, J., Pazos, J., y Cuet, J. (1994). Fauna acuática de la Comunidad Foral de Navarra (España)(COL, Adepaga y Polyphaga). *Bulletin de La Société Entomologique de France*, 99(2), 131–148.
- Gutierrez, J., Riss, W., y Ospina, R. (2006). *Bioindicacion de la Calidad del agua en la Sabana de Bogota Colombia, mediante la utilizacion de la logica difusa neuro-adaptativa como herramienta*. *Caldasia*, 28(1), 45-56.
- Hallock, D. (2002). *A water quality index for ecology's stream monitoring program*. Washington:Department of Ecology Olympia.
- Hessberg, C., Toro, R., Grajales, A., Duque, G., y Serna, L. (2009). *Determinacion de la calidad del agua mediante indicadores biologicos y fisicoquimicos, en la estacion piscicola, universidad de caldas, municipio de Palestina, Colombia*. *Boletin Cientifico Centro De Museos De Historia Natural*, (2), 89. Recuperado el 3 de julio de 2015 de <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=edsgao&AN=edsgcl.302595412&lang=es&site=eds-live>
- Jacobsen, D. (2003). *Altitudinal changes in diversity of macroinvertebrates from*

small streams in the Ecuadorian Andes. Archiv Für Hydrobiologie, 158(2), 145–167.

Jalón, D. (2008). *La regulación de los caudales y su efecto en la biodiversidad . Expo Zara Goza .* Madrid, España: Universidad Politécnica de Madrid . Recuperado el 17 de julio del 2015 de http://www.zaragoza.es/contenidos/medioambiente/cajaAzul/6B-S2-P1_Diego G JalonACC.pdf

Jesus, T., Santos, P., Formigo, N., y Tavares, G. R. (2004). *Impact evaluation of the Vila Viçosa small hydroelectric power plant (Portugal) on the water quality and on the dynamics of the benthic macroinvertebrate communities of the Ardena river.* In *Limnetica* (23), 241–255).

Larsen, T., Escobar, F., y Armbrrecht, I. (2011). *Insects of the tropical Andes: diversity patterns, processes and global change. Climate Change and Biodiversity in the Tropical Andes.* Inter-American Institute of Global Change Research (IAI) and Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE), São José Dos Campos and Paris, 228–244.

Levine, J. (2003). *A patch modeling approach to the community level consequences of directional dispersal.* *Ecology*, 84(5), 1215–1224.

Little, P. (2013). *Informe megaproyectos en la Amazonía. Perú.* Recuperado el 22 de mayo del 2015 de http://www.dar.org.pe/archivos/noticia/no_389/np_010713_presentacion_libro_paul.pdf

López, R., Pérez, P., Guerra, O., Marañón, R., y Cumbá, L. (2002). *Influencia del embalse Parada en la calidad de las aguas del río Cobre. Revista Cubana de Química, 14(3), 24–33.*

Maldonado, J., Ortega, A., Usma, J., Galvis, G., Villa, F., Vásquez, L., Ardila, C. (2005). *Peces de los Andes de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá, 34-56.*

- Malinow, G. (2004). *Inundaciones debidas a la operación o por fallas de obras hidráulicas*. Relatoría Del Tema. Jornadas de Debate Sobre Riesgo Hídrico, Inundaciones Y Catástrofes, Instituto Argentino de Recursos Hídricos-Centro Argentino de Ingenieros, Buenos Aires, Argentina.
- McLarney, W., Mafla, M., Arias, A., y Bouchonnet, D. (2010). *Amenazas a la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas en el Sitio de Patrimonio Mundial La Amistad por las propuestas de represas hidroeléctricas*, Panamá-Costa Rica. SL: Unesco.
- Chincheró, M., Medina-Torres, B., Herrera, X., Morales, C., Guevara, J., Santiana, J., & Aguirre, C. (2013). *Sistema de Clasificación de los Ecosistemas del Ecuador*, Ministerio del Ambiente del Ecuador: Quito, 34-74
- Munné, A., Prat, N., Solá, C., Bonada, N., y Rieradevall, M. (2003). *A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index*. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13(2), 147–163.
- Muñoz, L. (1994). *A comparación between different biological water quality indexes in the Llobregat Basin. España*. *Limnol*, 25(3), 20-31.
- Nilsson, C., Reidy, C., Dynesius, M., y Revenga, C. (2005). Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science*, 308(5720), 405–408.
- Núñez, M., y Prat, N. (2009). *Efectes de la Sequera i les Crescudes en els Índexs Biològics al Riu Llobregat*. . Departament d'Ecologia. Universitat de Barcelona, Barcelona.
- Ordoñez, J., y Armengol, J. (2010). *Limnología del embalse de Sau. Relación del zooplancton, la clorofila y los sólidos en suspensión con el clima lúminico o del agua*. Departamento de ecología. Universidad de Barcelona, España.
- Oscóz, J., Campos, F., y Escala, M. (2006). *Variación de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en relación con la calidad de las*

aguas. *Limnetica*, 25(3), 683–692.

- Oscoz, J., y Escala, M. (2006). *Efecto de la contaminación y la regulación del caudal sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos del tramo bajo del río Larraun (norte de España)*. *Ecología*, (20), 245–256.
- Pardo, I., Álvarez, M., Casas, J., Moreno, J., Vivas, S., Bonada, N., Prat, N. (2002). *El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat*. *Limnetica*, 21(3-4), 115–133.
- Peláez, M., Garcia, M., Cortez, L., Oscullo, J., y Olmedo, G. (2007). *Energy sector in Ecuador: Current status*. *Energy Policy*, 35(8), 4177–4189.
- Peña, A. (2007). *Una perspectiva social de la problemática del agua*. *Investigaciones Geográficas*, (62), 125–137.
- Pringle, C. M., Scatena, F. N., Paaby-Hansen, P., & Nunez-Ferrera, M. (2000). *River conservation in latin America and the Caribbean. Global perspectives on river conservation: science, policy and practice*, (12), 41-77.
- Ríos-Touma, B., Acosta, R., y Prat, N. (2014). *The Andean Biotic Index (ABI): revised tolerance to pollution values for macroinvertebrate families and index performance evaluation*. *Revista de Biología Tropical*, (62), 249–273.
- Rivera, N., Muñoz, A., y Encina, F. (2002). *La calidad físico química de las aguas en la reserva nacional Malleco en la IX Región de Chile*. *Información Tecnológica*, 13(6), 37–45.
- Rodríguez, D., y Taphorn, D. (1995). *Los peces como indicadores biológicos: aplicación del índice de integridad biótica en ambientes acuáticos de los llanos occidentales de Venezuela*. *Biollania*, (11), 27–41.
- Roldán, G. (1999). *Los Macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua*. *Revista Académica Colombia*, 23(88), 33.
- Roldán, G. (2003). *Bioindicación de la calidad del agua en Colombia. Propuesta Para El Uso Del Método BMWP/Col*. Editorial Universidad de

Antioquia. Colección de Ciencia Y Tecnología. Medellín.

- Sánchez, M., Vidal, M., y Suárez, M. (2010). Comparing the sensitivity of diverse macroinvertebrate metrics to a multiple stressor gradient in Mediterranean streams and its influence on the assessment of ecological status. *Ecological Indicators*, 10(4), 896–904.
- Sanchez, O., Herzig, M., Peters, E., Marquez, R., y Zambrano, L. (Eds.). (2007). *Integridad Biotica de Ambientes Acuaticos en Perspectivas de conservacion de ecosistemas acuaticos en Mexico*. Mexico: Semarnatine-F.
- Segnini, S., y Chacón, M. (2005). *Caracterización fisicoquímica del hábitat interno y ribereño de los ríos andinos en la cordillera de Merida, Venezuela*. *Ecotropicos*, 18(1), 38–61.
- Sloto, R. (1987). *Effect of urbanization on the water resources of Eastern Chester County*. US Geological Survey, 87 (4098),3-24.
- Soria, J., Miracle, M., y Vicente, E. (1987). *Aporte de nutrientes y eutrofización de la Albufera de Valencia*. *Limnetica*, 3(2), 227–242.
- Spring. (2004). *Manual de Monitoreo Biológico y Químico en Arroyos* . Georgia: Enviromental Protection Division, 1-64.
- Stalnaker, C., Lamb, B. L., Henriksen, J., y Barthlow, J. (1995). *The Instream Flow Incremental Methodology. A Primer for IFIM*. Washington: U.S Department of the Interior. National Biological Service.
- Stanford, L. (1994). *Biological Monitoring of Aquatic System*. Florida: Lewis Publishers.
- Lopez, J (1996). VI *Simposio Del Agua en Andalucía*. Instituto Tecnológico Geominero de España, Sevilla: Termatalia.
- Terneus, E., Hernandez, K., y Racines, M. (2012). *Evaluación ecológica del río Lliquino a traves de macroinvertebrados acuaticos, Pastaza--Ecuador*. *Revista de Ciencias*, (31), 5-11.
- Torres, J. (2000). *Importancia de los ríos en el entorno ambiental* . Revista Del

Instituto de Investigación de La Facultad de Geología, Minas, Metalurgia y Ciencias Geográficas , (3), 5.

Torres, P., Cruz, C., y Patiño, P. (2009). *Índices de la calidad del agua en fuentes superficiales utilizadas en la producción de agua para consumo humano. Una Revisión Crítica. Revista de Ingenierías de La Universidad de Medellín* , 8(15), 79-94.

United Nations Environment Programme (UNEP), (2007). *Global Drinking Water Quality Index Development and Sensitivity Analysis Report*. Canada.

Villamarín, C., Rieradevall, M., Paul, M., Barbour, M., y Prat, N. (2013). *A tool to assess the ecological condition of tropical high Andean streams in Ecuador and Peru: The IMEERA index. Ecological Indicators*, (29), 79–92.

Yeager, B. (1994). *Impacts of Reservoirs on the Aquatic Environment of Regulated Rivers*. Tennessee: Springer.

ANEXOS

Anexo 1. Equipos para el monitoreo In Situ



Nota explicativa: (a) Medidor de Oxígeno Disuelto marca WTW modelo OXI 321O, (b) Cono Inhoff, (c) Conductímetro Hanna Dist4, (d) GPS. Garmin Etrex30, (e) Turbidímetro La Motte 2020WiTurbidimeter, (f) pH-metro Hanna.

Anexo 2. Cadena de Custodia

Estación			
Punto			
CARACTERIZACIÓN GENERAL			
Localización Georeferenciada			
Punto de colección			
Fecha			
Hora			
Altitud			
CARACTERIZACIÓN FÍSICO-BIOTA			
Material del lecho			
Material alóctono	Hojas	Palos	Ramas
Presencia de vegetación	Riparia		
	Acuática		
MEDICIONES FÍSICOQUÍMICAS			
Mediciones digitales In Situ			
Temperatura del agua			
pH			
Conductividad			
Oxígeno disuelto			
Turbidez			
Mediciones In Situ			
Sedimentación			

Anexo 3. Hoja de Evaluación del Índice de la Calidad Fluvial (IHF)

Bloques		Puntuación	
1. Inclusión rápidos			
Rápidos	Piedras, cantos y gravas no fijadas por sedimentos finos. Inclusión 0 - 30%.	10	
	Piedras, cantos y gravas poco fijadas por sedimentos finos. Inclusión 30 - 60%.	5	
	Piedras, cantos y gravas medianamente fijadas por sedimentos finos. Inclusión > 60%.	0	
TOTAL (una categoría)			
2. Frecuencia de rápidos			
	Alta frecuencia de rápidos. Relación distancia entre rápidos / anchura del río < 7	10	
	Escasa frecuencia de rápidos. Relación distancia entre rápidos / anchura del río 7 - 15	8	
	Ocurrencia ocasional de rápidos. Relación distancia entre rápidos / anchura del río 15 - 25	6	
	Constancia de flujo laminar o rápidos someros. Relación distancia entre rápidos/anchura del río >25	4	
	Sólo pozas	2	
TOTAL (una categoría)			
3. Composición del sustrato (en caso de ausencia absoluta el valor debe ser 0 para cada apartado)			
	% Bloques y piedras	1 - 10%	2
		> 10%	5
	% Cantos y gravas	1 - 10%	2
		> 10%	5
	% Arena	1 - 10%	2
		> 10%	5
	% Limo y arcilla	1 - 10%	2
		> 10%	5
TOTAL (sumar categoría)			
4. Regímenes de velocidad / profundidad			
	<i>somero</i> : < 0.5 m4 categorías. Lento-profundo, lento-somero, rápido-profundo y rápido-somero.	10	
	<i>lento</i> : < 0.3 m/s Sólo 3 de las 4 categorías	8	
	Sólo 2 de las 4	6	
	Sólo 1 de las cuatro	4	
TOTAL (una categoría)			
5. Porcentaje de sombra en el cauce			
	Sombreado con ventanas	10	
	Totalmente en sombra	7	
	Grandes claros	5	
	Expuesto	3	
TOTAL (una categoría)			
6. Elementos heterogeneidad (si hay ausencia de hojarasca el valor debe ser 0 puntos)			
	Hojarasca	> 10% ó < 75%	4
		< 10% ó > 75%	2
	Presencia de troncos y ramas		2
	Raíces expuestas		2
	Diques naturales		2
TOTAL (una categoría)			
7. Cobertura de vegetación acuática (en caso de ausencia absoluta el valor debe ser cero para cada apartado)			
	% Plocon + briófitos	10 - 50%	10
		< 10% ó > 50%	5
		Ausencia absoluta	0
	% Pecton	10 - 50%	10
		< 10% ó > 50%	5
		Ausencia absoluta	0
	% Fanerógamas	10 - 50%	10
		< 10% ó > 50%	5
		Ausencia absoluta	0
TOTAL (sumar categoría)			
PUNTUACIÓN FINAL (suma de las puntuaciones anteriores)			

Anexo 4. Hoja de Evaluación del Índice de la Calidad de Bosque de Ribera (QBR)

La puntuación de cada uno de los 4 apartados no puede ser negativa ni exceder de 25 puntos		Estación	
		Observador	
		Fecha	
Grado de cubierta de la zona de ribera		Puntuación bloque 1	
Puntuación			
25	> 80 % de cubierta vegetal de la zona de ribera (las plantas anuales no se contabilizan)		
10	50-80 % de cubierta vegetal de la zona de ribera		
5	10-50 % de cubierta vegetal de la zona de ribera		
0	< 10 % de cubierta vegetal de la zona de ribera		
+ 10	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es total		
+ 5	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es superior al 50%		
- 5	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es entre el 25 y 50%		
-10	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es inferior al 25%		
Estructura de la cubierta (se contabiliza toda la zona de ribera)		Puntuación bloque 2	
Puntuación			
25	recubrimiento de árboles superior al 75 %		
10	recubrimiento de árboles entre el 50 y 75 % o recubrimiento de árboles entre el 25 y 50 % y en el resto de la cubierta los arbustos superan el 25 %		
5	recubrimiento de árboles inferior al 50 % y el resto de la cubierta con arbustos entre 10 y 25 %		
0	sin árboles y arbustos por debajo del 10 %		
+ 10	si en la orilla la concentración de helófitos o arbustos es superior al 50 %		
+ 5	si en la orilla la concentración de helófitos o arbustos es entre 25 y 50 %		
+ 5	si existe una buena conexión entre la zona de arbustos y árboles con un sotobosque.		
- 5	si existe una distribución regular (linealidad) en los pies de los árboles y el sotobosque es > 50 %		
- 5	si los árboles y arbustos se distribuyen en manchas, sin una continuidad		
- 10	si existe una distribución regular (linealidad) en los pies de los árboles y el sotobosque es < 50 %		
Calidad de la cubierta		Puntuación bloque 3	
Puntuación			
25	Todos los árboles de la zona de ribera autóctonos		
10	Como máximo un 25% de la cobertura es de especies de árboles introducidas		
5	26 a 50% de los árboles de ribera son especies introducidas		
0	Más del 51% de los árboles de la ribera son especies introducidas		
+ 10	>75% de los arbustos son de especies autóctonas.		
+ 5	51-75% o más de los arbustos de especies autóctonas		
- 5	26-50% de la cobertura de arbustos de especies autóctonas		
- 10	Menos del 25% de la cobertura de los arbustos de especies autóctonas		
Grado de naturalidad del canal fluvial		Puntuación bloque 4	
Puntuación			
25	el canal del río no ha estado modificado		
10	modificaciones de las terrazas adyacentes al lecho del río con reducción del canal		
5	signos de alteración y estructuras rígidas intermitentes que modifican el canal del río		
0	río canalizado en la totalidad del tramo		
- 10	si existe alguna estructura sólida dentro del lecho del río		
- 10	si existe alguna presa o otra infraestructura transversal en el lecho del río		
-5	si hay basuras en el tramo de muestreo de forma puntual pero abundantes		
-10	si hay un basurero permanente en el tramo estudiado		
Puntuación final (suma de las anteriores puntuaciones)			

Anexo 5. Límites Máximos permisibles establecidos en las Normas de Calidad Ambiental

Parámetro	Valor	Norma	Unidad
Nitritos	0.06	TULSMA/ Libro VI. Anexo 1. Tabla 3	mg/l
Nitratos	10	TULSMA/ Libro VI. Anexo 1. Tabla 1	mg/l
DBO	2	TULSMA/ Libro VI. Anexo 1. Tabla 1	mg/l
DQO	4	INEN NTE 1108/Agua Potable Requisitos	mg/l
Sulfatos	250	INEN NTE 1108/Agua Potable Requisitos	mg/l
Fosfatos	0.1	INEN NTE 1108/Agua Potable Requisitos	mg/l
Coliformes	20-200	TULSMA/ Libro VI. Anexo 1. Tabla 3	NMP/100ml
pH	6.5-9	TULSMA/ Libro VI. Anexo 1. Tabla 3	(-)
O.D	no menor 6	TULSMA/ Libro VI. Anexo 1. Tabla 3	mg/l
Turbidez	No superior 100	TULSMA/ Libro VI. Anexo 1. Tabla 3	NTU

Anexo 6. Densidades de las familias de Macroinvertebrados Identificados en laboratorio

Codigo Estación	Baetidae	Leptophlebiidae	Leptohyphidae	Perlidae	Ceratopogonidae	Chironomidae	Limoniidae	Simuliidae	Blepharoceridae	Psychodidae	Hydrobiosidae	Glossosomatidae	Hydrophychidae	Anomalopsychidae	Philopotamidae	Elmidae	Dytiscidae	Gyrinidae	Hydracarina	Oligocheta	Tipulidae	Psephenidae	Helicopsychidae	Leptoceridae	Coenagrionidae	
EST01-03	512.96	122.22	99.07	8.33	6.48	76.85	0.93	9.26	0.93	0.00	0.93	0.93	7.41	0.00	0.93	0.00	0.93	1.85	0.93	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
EST02-03	20.37	9.26	1.85	2.78	0.00	1.85	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
EST03-03	157.41	31.48	23.15	17.59	0.00	23.15	0.00	0.93	0.93	0.93	0.93	200.00	11.11	0.93	0.93	1.85	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
EST04-03	1000.00	65.74	28.70	9.26	2.78	11.11	2.78	0.00	0.00	0.00	0.00	4.63	0.93	0.00	0.00	6.48	0.00	0.00	0.00	0.93	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
EST05-03	18.52	30.56	0.93	4.63	0.00	4.63	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.85	0.00	0.00	0.00	0.93	0.00	0.00	0.93	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
EST01-04	36.11	12.96	5.56	2.78	0.00	0.93	0.93	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.93	0.00	0.93	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
EST02-04	1.85	0.00	0.00	0.93	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.93	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
EST03-04	115.74	44.44	10.19	11.11	0.00	4.63	0.93	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.78	0.00	0.93	0.00	0.00	0.00	0.93	0.00	0.00	0.93	0.00	0.00	0.00
EST04-04	75.93	39.81	2.78	2.78	0.00	4.63	0.00	0.00	0.00	0.93	0.93	0.00	0.93	0.00	0.00	1.85	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.93	0.00	0.00	0.00
EST05-04	29.63	9.26	2.78	0.93	0.00	0.93	0.00	0.00	0.00	0.93	0.00	0.93	0.00	0.00	0.00	0.93	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
EST01-05	8.33	4.63	0.93	10.19	0.00	9.26	3.70	0.93	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	6.48	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
EST02-05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.93	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.93	0.00	0.93	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
EST03-05	14.81	6.48	0.93	0.93	0.00	1.85	0.00	0.00	1.85	0.00	0.00	0.00	0.93	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.93	0.00	0.00	0.00	2.78	0.00	0.00
EST04-05	0.00	12.04	2.78	1.85	0.93	11.11	1.85	0.00	0.00	0.93	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	4.63	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.93
EST05-05	2.78	1.85	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.93	0.00	
TOTAL	1094.44	390.74	179.63	74.08	10.19	151.85	11.11	11.11	3.70	3.70	2.78	210.19	19.44	12.04	1.85	25.00	0.93	1.85	3.70	0.93	0.93	0.93	3.70	0.93	0.93	

Anexo 7. Resultados de los parámetros ambientales físico químicos de campo

Estaciones	Temperatura			pH			Oxígeno Disuelto			Turbidez			Sedimentación		
	Med	DS	(Min-Max)	Med	DS	(Min-Max)	Med	DS	(Min-Max)	Med	DS	(Min-Max)	Med	DS	(Min-Max)
ESL-01	16,2	0,51	(15,8-16,8)	6,93	0,32	(7-7)	7,95	1,56	(6,21-9,22)	30,9	8,22	(25,6-40,4)	0,37	0,54	(0,01-1)
EST-02	14,3	0,80	(13,6-15,2)	6,86	0,50	(6-7)	8,27	1,52	(6,74-9,78)	8,12	3,84	(4-11,6)	0,33	0,57	(0,01-1)
EST-03	14,7	1,02	(13,9-15,9)	6,73	0,40	(6-7)	7,87	0,39	(7,51-8,3)	8,81	4,03	(4,31-11,1)	0,03	0,05	(0,01-0,1)
EST-04	14,6	0,55	(14,1-15,2)	7,16	0,86	(6-8)	9,55	0,71	(8,91-10,3)	11,1	3,61	(7-13,5)	0,07	0,05	(0,01-0,1)
EST-05	14,6	1,20	(13,4-15,8)	7,33	0,51	(7-8)	6,65	0,72	(5,83-5,21)	18,8	16,22	(5,79-37)	0,7	0,51	(0,1-1)

Anexo 8. Resultados del Índice de Hábitat Fluvial (IHF)

Código Estación	1. Inclusión de Rápidos	2. Frecuencia de rápidos	3. Composición del sustrato	4. Regímenes de Velocidad-profundidad	5. Porcentaje de sombra en el cauce	6. Elementos Heterogeneidad	7. Cobertura de vegetación acuática	Puntuación Final
ESL01-05/03/2015	10	10	14	6	5	2	15	62
ESL01-08/04/2015	5	10	14	6	5	2	10	52
ESL01-14/05/2015	5	10	14	6	5	2	0	42
EST02-05/03/2015	5	10	14	4	5	0	5	43
EST02-08/04/2015	5	10	14	8	5	0	5	47
EST02-14/05/2015	5	10	14	10	5	0	5	49
EST03-05/03/2015	5	6	14	10	5	2	10	52
EST03-08/04/2015	5	10	14	6	5	2	10	52
EST03-14/05/2015	5	10	11	4	5	2	10	47
EST04-05/03/2015	5	8	10	10	5	0	10	48
EST04-08/04/2015	0	10	14	10	3	0	5	42
EST04-14/05/2015	0	10	9	6	3	0	5	33
EST05-05/03/2015	5	10	17	6	3	0	10	51
EST05-08/04/2015	0	10	14	6	3	0	5	38
EST05-14/05/2015	0	10	14	4	3	0	5	36

Anexo 9. Resultados del Índice de Calidad de Bosque de Ribera (QBR)

Código Estación	1. Grado de cubierta de la zona de ribera	2. Estructura de la cubierta	3. Calidad de la cubierta	4. Grado de naturalidad del canal fluvial	Puntuación Final
ESL01-05/03/2015	25	25	25	25	100
ESL01-08/04/2015	25	25	25	25	100
ESL01-14/05/2015	25	25	25	25	100
EST02-05/03/2015	20	25	25	25	95
EST02-08/04/2015	20	25	25	25	95
EST02-14/05/2015	20	25	25	25	95
EST03-05/03/2015	5	15	25	10	55
EST03-08/04/2015	5	15	25	10	55
EST03-14/05/2015	5	15	25	10	55
EST04-05/03/2015	0	10	5	0	15
EST04-08/04/2015	0	10	5	0	15
EST04-14/05/2015	0	10	5	0	15
EST05-05/03/2015	0	10	0	5	15
EST05-08/04/2015	0	10	0	5	15
EST05-14/05/2015	0	10	0	5	15

Anexo 10. Registro Fotográfico de Macroinvertebrados Bentónicos





Familia: Limoniidae



Familia: Simuliidae



Familia: Blepharoceridae



Familia: Psychodidae



Familia: Hydrobiosidae



Familia: Glossosomatidae



Familia: Hydropsychidae



Familia: Anomalopsychidae



Familia: Philopotamidae



Familia: Dytiscidae



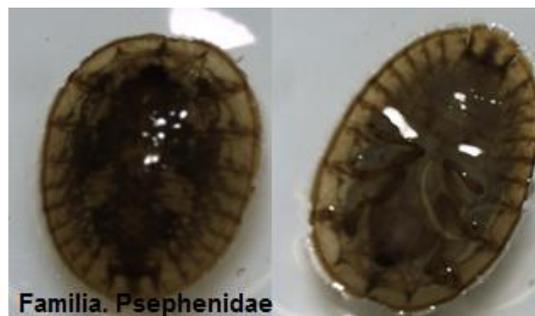
Familia: Elmidae



Familia: Gyrinidae



Familia: Tipulidae



Familia: Psephenidae



Anexo 11. Resultados de los Índices Biológicos de Calidad del Agua

Estaciones	BMWP	ABI	IMEERA-B	CERA
ESL01-05/03/2015	107	95	121	Buena
ESL01-08/04/2015	51	52	100	Moderada
ESL01-14/05/2015	55	52	74	Moderada
EST02-05/03/2015	35	33	88	Moderada
EST02-08/04/2015	37	36	74	Moderada
EST02-14/05/2015	19	19	39	Buena
EST03-05/03/2015	108	94	126	Mala
EST03-08/04/2015	62	58	98	Moderada
EST03-14/05/2015	64	62	101	Moderada
EST04-05/03/2015	59	59	95	Moderada
EST04-08/04/2015	75	69	105	Buena
EST04-14/05/2015	51	51	51	Pésima
EST05-05/03/2015	48	49	76	Moderada
EST05-08/04/2015	55	48	98	Moderada
EST05-14/05/2015	24	22	88	Moderada