



FACULTAD DE INGENIERÍA Y CIENCIAS AGROPECUARIAS

CARACTERIZACIÓN FÍSICO QUÍMICA, BIOLÓGICA E
HIDROMORFOLÓGICA DEL RÍO ITAMBI COMO AFLUENTE DEL LAGO SAN
PABLO (IMBABURA – ECUADOR).

Trabajo de titulación presentado en conformidad con los requisitos establecidos
para optar por el título de Ingeniera Ambiental en Prevención y Remediación

Profesor Guía

PhD. Christian Patricio Villamarín Flores

Autor

Nicole Stephanie Pazmiño Vázquez

Año

2016

DECLARACIÓN DEL PROFESOR GUÍA

"Declaro haber dirigido este trabajo a través de reuniones periódicas con la estudiante, 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 AUTORIA DEL ESTUDIANTE

"Declaro que este trabajo es original, de mi 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".

Nicole Stephanie Pazmiño Vásquez

C.I: 0104179841

AGRADECIMIENTO

Agradezco a mis padres y a mi hermana por siempre brindarme su apoyo y estar presentes en cada logro obtenido, también deseo expresar mi más sincero agradecimiento a mi profesor PhD. Christian Villamarín quien me ha guiado y acompañado a lo largo de este trabajo de titulación.

DEDICATORIA

A mis padres ya que sin ellos nada de este hubiera sido posible, a mi hermana que es mi ejemplo a seguir en cada paso de mi vida, a mis abuelas que me acompañan siempre y a todas las personas que me han apoyado y ayudado a conseguir este logro.

RESUMEN

El presente estudio fue realizado entre los meses de marzo y mayo del 2016 en el río Itambi, ubicado en la provincia de Imbabura, cantón Otavalo. Para el desarrollo del análisis se tomaron tres sitios de muestreo con diferentes grados de intervención antrópica, de las cuales al sitio M1 se lo consideró como sitio de referencia ya que la intervención antrópica es mínima, mientras que los sitios M2 y M3 presentan diferentes grados de intervención antrópica. En los sitios se realizaron muestreos fisicoquímicos, microbiológicos (temperatura, turbidez, oxígeno disuelto, conductividad eléctrica, pH, DBO₅, DQO, nitratos, amonio, cloruros, fosfatos, coliformes fecales), hidromorfológicos (IHF y QBR) y se muestrearon las comunidades de macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores. Los resultados de los análisis fisicoquímicos y microbiológicos indican cambios en los factores ambientales debido a la intervención de las actividades antrópicas agropecuarias y urbanas. El incremento de indicadores de contaminación orgánica fue evidente como en el caso de DBO, DQO, Nitritos, Nitratos, Fosfatos y Cloruros, mientras que, parámetros como el Oxígeno Disuelto presentó una disminución de su concentración. Por su parte, la hidromorfología mostro también alteraciones, tanto el IHF como el QBR-And mostraron sus valores más bajos en los sitios intervenidos, siendo la modificación del cauce del río, extracción de agua, ingreso de aguas residuales y alteraciones en la vegetación de ribera los factores que intervinieron en la reducción de la calidad de la hidromorfología. Estos cambios se vieron reflejados en el análisis de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos la cual cambió a nivel de composición y de abundancia. En conclusión las actividades antrópicas que se generan en el río han afectado significativamente tanto al ecosistema acuático como al terrestre debido a la modificación del uso del suelo y al mal manejo de los recursos naturales.

ABSTRACT

This study was conducted during the months of March to May of 2016 in the Itambi River, located in the province of Imbabura. To develop the analysis, three sampling sites were located with varying degrees of human intervention, of which the site M1 was considered as a reference site since human intervention is minimal, while M2 and M3 sites have different degrees of human intervention. At sites physiochemical, microbiological sampling (temperature, turbidity, dissolved oxygen, conductivity, pH, BOD 5, COD, nitrates, ammonium, chloride, phosphate, fecal coliforms), hydromorphological (IHF and QBR) were performed and communities aquatic macroinvertebrates were sampled as bioindicators. The results of physico-chemical and microbiological analyzes indicate changes in environmental factors due to the intervention of agricultural and urban human activities. Increasing indicators of organic pollution were evident as in the case of BOD, COD, nitrites, nitrates, phosphates and chlorides, while parameters such as Dissolved Oxygen showed a decrease of its concentration. Meanwhile, the hydromorphology also showed alterations, both the IHF and the QBR-And showed their lowest values in the intervened sites, with the modification of the riverbed, water extraction, entering wastewater and changes in vegetation bank factors involved in reducing the quality of hydromorphology. These changes were reflected in the analysis of the community of aquatic macroinvertebrates which changed the level of composition and abundance. In conclusion anthropic activities generated in the river have significantly affected both the aquatic and the Terrestrial ecosystem due to land use change and mismanagement of natural resources.

ÍNDICE

1. Introducción	1
1.1 Antecedentes.....	1
1.2 Justificación	3
1.3 Alcance	5
1.4 Hipótesis.....	5
1.5 Objetivos.....	6
2. Marco Teórico.....	7
2.1 Los ríos altoandinos.....	7
2.1.1 Físicoquímica de los ecosistemas acuáticos	9
2.2 Indicadores hidromorfológicos.....	14
2.2.1 Calidad Hidromorfológica (CERA-S)	14
2.2.2 IHF.....	16
2.2.3 QBR.....	17
2.2.4 Caudal	18
2.3 Macroinvertebrados como bioindicadores.....	19
2.3.1 Biomonitorio:	20
2.3.2 Herramientas para la evaluación de la calidad del agua de los ríos andinos.....	20
3. Metodología.....	22
3.1 Descripción área de estudio	22
3.2 Selección de sitios de muestreo	24
3.3 Parámetros físico químicos.....	27
3.4 Caracterización hidromorfológica	28
3.4.1 Índice de calidad hidromorfológica (CERA-s).....	28
3.4.2 Índice de calidad del hábitat fluvial (IHF).....	29
3.4.3 Índice de calidad de la vegetación de ribera andina (QBR-And)	29
3.4.4 Medición de caudal.....	30
3.5 Muestreo de macroinvertebrados	30

3.6	Análisis de datos.....	32
3.6.1	Análisis de parámetros Químicos, Físicos, Microbiológico e hidromorfológicos	32
3.6.2	Análisis de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos	33
3.6.3	Análisis de calidad ecológica.....	35
4.	Resultados	36
4.1	Resultados de parámetros físicos, químicos y microbiológico	36
4.1.1	Temperatura.....	36
4.1.2	Turbidez	37
4.1.3	Oxígeno disuelto.....	38
4.1.4	Conductividad eléctrica	39
4.1.5	pH.....	40
4.1.6	DBO ₅	41
4.1.7	DQO	42
4.1.8	Nitratos	43
4.1.9	Amonio	44
4.1.10	Cloruros	45
4.1.11	Fosfatos.....	46
4.1.12	Coliformes Fecales	47
4.2	Análisis de las características hidromorfológica	47
4.3	Análisis de la variabilidad de los datos fisicoquímicos e hidromorfológicos del río Itambi (ACP)	48
4.4	Resultados de la comunidad de macroinvertebrados del río Itambi	52
4.4.1	Análisis de la riqueza y densidad de macroinvertebrados.....	52
4.4.2	Análisis de los índices de diversidad	52
4.4.3	Análisis de la composición de los grupos funcionales de alimentación de macroinvertebrados.....	53
4.4.4	Análisis de la composición de la comunidad (NMDS)	54
4.4.5	Relación de las variables ambientales y biológicas (ACC).....	56

4.5	Análisis de calidad ecológica.....	58
4.5.1	Análisis ABI	58
4.5.2	Análisis IMEERA	58
4.5.3	Análisis CERA	59
5.	Discusión	61
6.	Conclusiones	65
7.	Recomendaciones.....	67
	REFERENCIAS	68
	ANEXOS	73

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Planta de Tratamiento Intihuaycopungo Río Itambi.....	24
Figura 2. Sitios de muestreo Río Itambi	26
Figura 3. Desviación Estándar y media de la temperatura según el sitio de muestreo.....	36
Figura 4. Desviación Estándar y media de la turbidez según el sitio de muestreo.....	37
Figura 5. Desviación Estándar y media de la concentración del Oxígeno Disuelto según el sitio de muestreo	38
Figura 6. Desviación Estándar y media de la concentración de la conductividad eléctrica según el sitio de muestreo.....	39
Figura 7. Desviación Estándar y media del pH según el sitio de muestreo.....	40
Figura 8. Desviación Estándar y media de la concentración de DBO ₅ según el sitio de muestreo.....	41
Figura 9. Desviación Estándar y media de la concentración de DQO según el sitio de muestreo.....	42
Figura 10. Desviación Estándar y media de la concentración de nitratos según el sitio de muestreo.....	43
Figura 11. Desviación Estándar y media de la concentración de amonio según el sitio de muestreo.....	44
Figura 12. Desviación Estándar y media de la concentración de cloruros según el sitio de muestreo.....	45
Figura 13. Desviación Estándar y media de la concentración de fosfatos según el sitio de muestreo.....	46
Figura 14. Desviación Estándar y media de la concentración de Coliformes fecales según el sitio de	47
Figura 15. Análisis de Componentes Principales (ACP) de los puntos de muestreo	51
Figura 16. Análisis NMDS de la riqueza de macroinvertebrados en los puntos de muestreo.....	55
Figura 17. Análisis de Correspondencias Canónicas	57
Figura 18. Resultados puntaje ABI sitios de muestreo.....	58

Figura 19. Evaluación IMEERA por sitio de muestreo..... 59

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Parámetros de medición de la Calidad Hidromorfológica CERA-s.....	15
Tabla 2. Parámetros de medición del Índice del Hábitat Fluvial (IHF).....	16
Tabla 3. Parámetros de Calidad de la ribera andina QBR-And.....	18
Tabla 4. Uso de suelo zona de influencia directa Río Itambi.....	23
Tabla 5. Sitios de muestreo según su grado de alteración, coordenadas y altitud.....	25
Tabla 6. Fechas de muestreos realizados en el Río Itambi.....	25
Tabla 7. Equipos para Medición Físicoquímica.....	27
Tabla 8. Métodos de ensayo análisis Físicoquímicos y microbiológicas laboratorio LASA.....	28
Tabla 9. Rango de evaluación Índice de Margalef.....	33
Tabla 10. Rango e evaluación Índice de Shannon - Wiener.....	33
Tabla 11. Análisis de resultados hidromorfológicos del río Itambi.....	47
Tabla 12. Componentes principales según su % de variabilidad.....	49
Tabla 13. Representatividad de variables ambientales en cada componente..	49
Tabla 14. Análisis de los índices de diversidad.....	52
Tabla 15. Composición de la comunidad de macroinvertebrados según su grupo funcional en los sitios de muestreo (M).....	53
Tabla 16. Análisis de Correspondencia Canónica, % de varianza por ejes.....	56
Tabla 17. Evaluación CERA según los sitios de muestreo.....	60

1. Introducción

1.1 Antecedentes

Los ríos son ecosistemas muy peculiares y extraordinarios debido a que presentan una gran riqueza vegetal y faunística, y de ellos dependen muchas funciones ecosistémicas. Sin embargo, la situación actual de los ríos es mucho más compleja de lo que se piensa, debido a que las actividades antrópicas que se generan en la cuenca confluyen hacia el ecosistema fluvial (J, Araúzo, y Valladolid, 2006). Las principales actividades que afectan a estos ecosistemas son la agricultura, ganadería, actividades industriales, crecimiento de la población urbana y rural, las cuales aportan materia orgánica y sustancias químicas que deterioran la calidad del agua. Todo esto se ha visto agravado debido a que ha existido permisividad por parte de la legislación en cuanto al manejo adecuado del recurso hídrico y a la escasez de herramientas de evaluación de la calidad del agua (Acosta, Ríos, Rieradevall, y Prat, 2009; Villamarín, 2012).

A pesar de que a través de los años se ha podido observar un aumento en el interés por la conservación de los recursos naturales, muchos de los esfuerzos no se ven reflejados apropiadamente. Esto debido a que el mal manejo de los ríos a nivel mundial ha generado una grave problemática ambiental que afecta significativamente tanto a los ecosistemas como a las poblaciones dependientes de los mismos. Las fuentes hídricas altoandinas no son la excepción, a pesar de que son de gran importancia ya que brindan suministro de agua a las poblaciones rurales y urbanas (Acosta et al., 2009), se ven expuestas a varias afectaciones por las actividades antrópicas que se generan en sus orillas, tal es el caso de la expansión de la frontera agrícola, la cual se ha generado debido a la sobre explotación de los suelos andinos y ha causado un deterioro de los ecosistemas terrestres y acuáticos tanto superficiales como subterráneos, debido al uso inapropiado de fertilizantes y plaguicidas. Estas sustancias son arrastradas hacia ríos o aguas subterráneas mediante escorrentías y finalmente

producen graves impactos ambientales como una erosión apresurada del suelo y degradación ecológica de los ríos (Southgate y Whitaker, 2004).

La expansión de la frontera agrícola no solo afecta al funcionamiento de los ecosistemas hídricos sino también genera un grave impacto ambiental sobre los páramos y bosques montano altos, los cuales cumplen funciones ambientales de suma importancia como la regularización del caudal de los ríos. Si además consideramos el arrastre de nutrientes provenientes del páramo hacia zonas más bajas los cuales son necesarios para el funcionamiento ecosistémico de los ríos (Encalada, Rieradevall, Ríos-Touma, García, y Prat, 2011).

A pesar de que los ríos altoandinos presentan una gran importancia a nivel ecológico, proporcionan agua a poblaciones cercanas y tienen importancia económica y social, su mal manejo ha generado que se desarrollen a través de los años herramientas para la evaluación de la calidad de los mismos, sin embargo debido a las distintas características hídricas, hidromorfológicas, diversidad ecosistémica y al difícil acceso a los ríos altoandinos la creación y aplicación de índices se ha visto complicada (Segnini y Chacón, 2005; Villamarín, Rieradevall, Paul, Barbour, y Prat, 2013). No obstante se han desarrollado técnicas de evaluación ecológica que no solo consideran los componentes fisicoquímicos al momento de conocer el estado de un río (Acosta et al., 2009), sino que aplican herramientas integradoras que analizan las condiciones hidromorfológicas y el estudio de especies bioindicadoras como parte del estado general del ecosistema.

Los ríos altoandinos se caracterizan por ser turbulentos, fríos y contar con una oxigenación apropiada para el desarrollo del ecosistema acuático (Encalada et al., 2011) es por esto que en los mismos se puede encontrar una gran variedad de macroinvertebrados, los cuales son de gran importancia para un funcionamiento adecuado de los ecosistemas acuáticos. De esta manera la comunidad de macroinvertebrados bentónicos al estar en contacto directo con el medio acuático se convierten en un reflejo real de las condiciones ambientales del ecosistema en donde se están desarrollando (Rubio, 2009). Debido a que el

ecosistema acuático es un sistema funcional donde existe un intercambio cíclico de materia y energía la cual se genera entre los organismos vivos y el ambiente, la composición de la comunidad de macroinvertebrados representan a la perfección como el intercambio de materia está afectando a los organismos acuáticos (Roldán, 2003).

Los estudios realizados en los ríos altoandinos mediante la utilización de los macroinvertebrados como bioindicadores, reflejan que la composición de las comunidades se han visto afectadas debido a las acciones antrópicas que se generan en la zona (Acosta et al., 2009; Burneo y Gunkel, 2003; Encalada et al., 2011; Roldán, 2003). A pesar de que los ríos altoandinos presentan una gran riqueza tanto en fauna como en flora, la degradación y la falta de estudios de las comunidades de macroinvertebrados han generado que exista una irreparable pérdida de biodiversidad prácticamente desconocida (Acosta et al., 2009).

En América Latina a través de los años la implementación y creación de herramientas de evaluación de la calidad ecológica de los ríos altoandinos se ha ido desarrollando paulatinamente (Villamarín, 2012) , tal es el caso de la creación del Índice Biótico Andino (ABI)(Ríos-Touma, Acosta, y Prat, 2014), del protocolo de evaluación de la Calidad Ecológica para la Evaluación del Estado Ecológico de los Ríos Altoandinos (CERA) (Acosta et al., 2009; Encalada et al., 2011) o el Índice Multimétrico para la Evaluación del Estado Ecológico de los Ríos Altoandinos (IMEERA) (Villamarín et al., 2013).

1.2 Justificación

Las diferentes actividades antrópicas urbanas o rurales han generado un alto impacto ambiental en los ríos del Ecuador, debido a que el aporte de contaminantes por parte de estas actividades sobrepasa la capacidad de resiliencia ecológica de los mismos (Burneo y Gunkel, 2003; Monge, 2008). Es importante tener en cuenta que los ecosistemas acuáticos son muy susceptibles frente a cualquier alteración y junto con los ríos los lagos no son la excepción.

El Lago San Pablo ubicado en la provincia de Imbabura se caracteriza por ser un lago de gran importancia a nivel ecológico debido a su posición geográfica, la cual lo convierte en un lago altoandino (Gunkel, 2000), adicionalmente el Lago San Pablo presenta importancia económica y social debido a que en el mismo se desarrollan diferentes actividades tanto turísticas como culturales ya que representa parte importante de las creencias de las comunidades indígenas de la zona (Gobierno Autonomo y Descentralizado Cantón Otavalo, 2015; Gunkel, 2000).

Las actividades que se desarrollan tanto en los lagos como en las zonas aledañas han tenido un alto costo ambiental y ecológico, ya que muchos de estos cuerpos de agua se encuentran en proceso de eutrofización (alta cantidad de algas, alta turbidez, reducción del espejo de agua, etc.) por a la alta cantidad de contaminantes que ingresan a ellos por escorrentía o por aporte de afluentes (Rivas, Troncone, Sánchez, y Colina, 2005).

Una de las principales alteraciones que afectan a los lagos es el ingreso de nutrientes que aceleran el proceso de eutrofización (Rivas et al., 2005), es por esto que los principales factores que inciden en la degradación de estos ecosistemas son los ríos que lo alimentan, ya que generalmente llevan contaminantes que tienen su origen en las actividades antrópicas urbanas y agrícolas, como es el caso del Lago San Pablo.

El río Itambi aporta con el 90% del caudal entrante al lago San Pablo (Gunkel, 2000), es por esto que la influencia de las actividades antrópicas sobre este cuerpo de agua es importante ya que el mismo podría estar aportando contaminantes que alteran la calidad ecológica del lago. Se ha podido observar que en este cuerpo hídrico se desarrollan diferentes actividades como ganadería, agricultura, establecimiento de poblaciones, etc. las mismas que han modificado las condiciones ambientales del río tanto en el bosque de ribera como en el aporte de contaminantes. De esta manera se ha podido comprobar como la calidad ambiental y ecológica del río se ve modificada según el grado de

intervención antrópica que se genera a las orillas del mismo (Burneo y Gunkel, 2003).

Es por esto que este estudio es muy importante ya que ayudaría a determinar la concentración de ciertos contaminantes que están siendo aportados por el río Itambi como afluente al lago, de tal manera que sea posible proponer medidas de mitigación que pueden ser aplicadas con el fin de mejorar las condiciones ambientales tanto del río como del Lago.

1.3 Alcance

En el presente estudio se analizó el río Itambi como afluente del Lago San Pablo el cual está ubicado en la provincia de Imbabura, parroquia de Otavalo.

Este estudio pretende correlacionar los parámetros fisicoquímicos e hidromorfológico con el fin de conocer cómo influyen las actividades antrópicas sobre la calidad ecológica del río. Adicionalmente la caracterización fisicoquímica e hidromorfológica fueron complementados con un análisis biológico (comunidad de macroinvertebrados acuáticos), con la cual se calcularon índices de estado ecológico y calidad del agua del afluente.

Para el desarrollo de este estudio se realizaron tres muestreos, uno cada mes, entre los meses de marzo y mayo del 2016. Mediante este estudio se espera establecer una relación entre las actividades antropogénicas en la zona y las condiciones ambientales del río Itambi, lo mismos que será útil al momento de conocer el aporte de contaminantes hacia el Lago San Pablo.

1.4 Hipótesis

Las condiciones ambientales se modifican a lo largo del río debido a la intervención de actividades antrópicas en el mismo.

Las condiciones fisicoquímica, hidromorfológicas y microbiológicas están relacionados con el uso del suelo que se genera en las orillas del río Itambi.

La comunidad de macroinvertebrados existentes en un río están relacionadas con las condiciones fisicoquímicas e hidromorfológica existentes.

1.5 Objetivos

- Objetivo General

Caracterizar el río Itambi mediante análisis fisicoquímicos, biológicos e hidromorfológicos

- Objetivos específicos

Determinar la concentración de las variables fisicoquímicas y microbiológicas mediante el análisis de los sitios de muestreo ubicados en zonas con diferentes grados de intervención antrópica.

Establecer la condición hidromorfológica del río en los sitios de muestreo mediante la aplicación de diferentes herramientas de evaluación.

Identificar y cuantificar las comunidades de macroinvertebrados en cada sitio de muestreo mediante la caracterización taxonómica.

Establecer la relación entre las comunidades de macroinvertebrados y las condiciones fisicoquímicas e hidromorfológicas existentes en cada sitio de muestreo.

2. Marco Teórico

2.1 Los ríos altoandinos

Los ríos altoandinos se encuentran ubicados sobre los 2000 msnm y se caracterizan por contar con una cobertura vegetal tupida, que se extiende por todo el largo del río. Los bosques montano bajo presentan arboles bajos y muy frondosos (Acosta et al., 2009). Como se ha explicado anteriormente los ríos altoandinos presentan una gran importancia a nivel económico y ecológico debido a su valor ambiental para el mantenimiento de los ecosistemas dependientes del mismo.

Lamentablemente mediante la publicación de varios estudios se ha establecido que los ríos altoandinos son altamente susceptibles a los cambios en sus variables fisicoquímicos debido a procesos naturales pero principalmente por acciones antrópicas que se generan en la cuenca (Villamarín, 2012), actividades como la agricultura, ganadera, deforestación, asentamientos de poblaciones, extracción de material del sustrato, modificación del caudal, etc. no solo afectan en las condiciones fisicoquímicas sino que también generan presiones en la hidromorfología de los ríos y a la fauna y flora que habitan en estos ecosistemas.

De esta manera se han desarrollado diferentes herramientas de evaluación de la calidad de los ríos como por ejemplo la caracterización fisicoquímica y microbiológica, la cual busca conocer las concentración de las variables como por ejemplo temperatura, pH, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto, turbidez, amonio, nitrato, DBO, DQO, fosfatos, cloruros, coliformes fecales, etc. La caracterización fisicoquímica de un cuerpo de agua es de suma importancia debido a que nos brindan información esencial al momento de querer describir las condiciones del ecosistema acuático y entender el estado del río (Morelli y Verdi, 2014)

Muchos de los impactos asociados con las actividades antrópicas es la modificación en la calidad del bosque de ribera y el hábitat fluvial, donde algunos

de los impactos más comunes son la modificaciones del caudal mediante la toma agua del río o por la liberación de aguas residuales, alteraciones morfologías del río mediante la implementación de canalizaciones, construcción de estructuras, proliferación de especies animales y vegetales con mayores oportunidades adaptativas lo cual generará el desplazamiento o extinción de las especies nativas, deforestación y modificación del cauce del río (Ballarín y Rodríguez, 2013), ya que de este depende la flora y fauna acuática (Roldán y Ramírez, 2008).

Por lo tanto al existir cualquier tipo de modificación en la hidromorfología de un río, se pone en riesgo la supervivencia de todo el ecosistema acuático. De esta manera el índice IHF y QBR-And toman en cuenta características importantes del río al momento de determinar su calidad ecológica, según Encalada (2011) la calidad de la vegetación de ribera y del canal fluvial de un río tiene un alto impacto en la estabilidad de las comunidades acuáticas ya que son la principal fuente de nutrientes. Un río puede presentar condiciones fisicoquímicas adecuadas para el desarrollo de la vida de los organismos acuáticos pero si no existe una buena calidad de la vegetación de ribera y del canal fluvial no se encontrará una gran diversidad de especies acuáticas ya que los mismos influyen directamente en la composición biológica de un río (Ballarín y Rodríguez, 2013; Encalada et al., 2011).

Finalmente algunos factores como las condiciones fisicoquímicas de un río y las fuentes de alimento y composición del sustrato relacionado con la hidromorfología de un río son factores limitantes al momento de determinar la composición de la comunidad de macroinvertebrados (Marulanda et al., 2004).

Es por esto que el uso de macroinvertebrados como bioindicadores ha ido aumentando considerablemente a nivel mundial (Roldán, 1999). A pesar de que los macroinvertebrados poseen una gran capacidad de adaptación a los cambios en los ecosistemas fluviales (Gómez, Donato, Giorgi, Guash, Mateo y Sabater, 2009), estos se caracterizan por tener diferentes grados de tolerancia hacia el grado de contaminación existente (Encalada et al., 2011). De esta manera los

macroinvertebrados se han convertido en un reflejo de las condiciones ambientales existentes en el río por lo cual su estudio es fundamental al momento de establecer la calidad ecológica de los mismos.

2.1.1 Físicoquímica de los ecosistemas acuáticos

2.1.1.1 Temperatura:

La temperatura de los ecosistemas acuáticos está directamente relacionada con la radiación solar a la que está expuesto el cuerpo de agua (Roldán, 2003), pero en los ríos altoandinos existen variables que influyen en la temperatura de los mismos como por ejemplo la época climática, hora del día, circulación de aire, etc. (Chapman y Kimstach, 1996). Es así que factores como la cobertura vegetal de un río o la altitud (Acosta et al., 2009; Villamarín, 2012), cuando un río no presenta un buen porcentaje de cobertura vegetal la temperatura del agua aumenta significativamente lo que causa que las reacciones químicas también se incrementen. Otra consecuencia de la variación brusca de temperatura es la modificación en la solubilidad de los gases, como CO_2 , CH_4 y O_2 (Chapman y Kimstach, 1996) en este caso el oxígeno disuelto, disminuye su solubilidad cuando aumenta la temperatura y viceversa, este efecto está ligado directamente con el cambio en la densidad del agua (Roldán, 2003).

La energía radiante proveniente del sol al entrar en contacto con el agua, se convierte en calor o mediante la fotosíntesis se transforma en energía química, que después es aprovechada mediante energía calórica en los diferentes organismos acuáticos para procesos metabólicos (Roldán y Ramírez, 2008). En otras palabras la radiación solar es fundamental para la producción primaria y el funcionamiento de todo el sistema acuático (Arocena et al., 1999), por lo cual al existir un aumento en la temperatura se genera un incremento en los ritmos de respiración de los organismos, lo mismo que conlleva a una mayor demanda de oxígeno y por lo tanto a mayor producción del CO_2 (Chapman y Kimstach, 1996), Adicionalmente el crecimiento de ciertas especies también aumenta con la

variación de temperatura, como el fitoplancton y bacterias, esto causa a su vez un aumento en la turbidez (Chapman y Kimstach, 1996).

2.1.1.2 Turbidez:

La turbidez es un parámetro físico muy importante a tener en cuenta al momento de determinar el estado de un río, ya que interfiere en la transmisión de luz entre los distintos estratos acuáticos. La turbidez se clasifica en dos tipos: aquella que es producida internamente del río se conoce como turbidez autóctona, mientras que la turbiedad alóctona se origina por el aporte de sustancias o materiales externos. (Roldán y Ramírez, 2008)

La turbidez de un río está compuesta por los sedimentos, sustancias químicas disueltas o suspendidas, es por esto que mientras exista una mayor intervención antrópica en la zona existirá mayor aporte de contaminantes que influyan en el aumento de la turbidez (Chapman y Kimstach, 1996).

Adicionalmente la turbidez puede indicar cualitativamente la condición general de un río debido a que incide directamente en la producción primaria del cuerpo de agua y en la energía dentro de este ecosistema.

2.1.1.3 Oxígeno disuelto:

El oxígeno disuelto es un parámetro primordial al momento de determinar la calidad de un cuerpo de agua debido a que demuestra el grado de producción primaria existente (Roldán, 2003). Existen varias fuentes naturales de oxígeno en un río como el viento, la turbulencia, la fotosíntesis, etc. los cuales se encargan de aportar oxígeno para el desarrollo de las actividades primarias dentro de los ecosistemas acuáticos.

Adicionalmente es importante tener en cuenta que la altitud también influye en la disponibilidad de oxígeno en los cuerpos de agua (Villamarín, 2012), al existir un descenso gradual de oxígeno y de temperatura con forme se aumenta la altitud

estos parámetros se convierten en factores limitantes para el desarrollo de comunidades bentónicas en los ecosistemas acuáticos.

Al existir una modificación tanto en las variables fisicoquímicas (aumento de contaminantes orgánicos) como en las condiciones hidromorfológicas (modificación del sustrato) del río por parte de las actividades antrópicas, se ocasiona una modificación en los procesos naturales de oxigenación, lo cual conlleva una disminución en las concentraciones de oxígeno disuelto lo cual a su vez modifica el funcionamiento y estabilidad de un ecosistema acuático. (Chapman y Kimstach, 1996)

2.1.1.4 Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica, es un parámetro físico que consiste en la determinación de la capacidad del agua para conducir una corriente eléctrica, mediante la presencia de iones (Chapman y Kimstach, 1996).

El aporte naturales a los cuerpos hídricos están relacionados con la composición y complejidad tipológica litográfica de la cuenca, adicionalmente está dada por la geología del terreno (Villamarín, 2012). A pesar del aporte natural de iones las actividades antrópicas también generan una importante modificación en la cantidad de iones existentes en los cuerpos hídricos debido al uso de fertilizantes e insecticidas en la agricultura que se caracterizan por la alta cantidad de sales existentes en los mismos.

2.1.1.5 pH

El pH es una medida de la concentración del ion del hidrógeno, el rango de medición está comprendido de 0 (pH ácido) a 14 (pH alcalino) y siendo 7 pH neutro, la determinación del pH de un río es necesaria debido a que el mismo cumple un papel fundamental en cuanto a las reacciones químicas que se producen en el cuerpo de agua, también influye en la supervivencia de los organismos (Chapman y Kimstach, 1996).

Adicionalmente el rango adecuado de pH en los cuerpos de agua debe ser de 6 a 8.5. Es por esto que al existir algún tipo de perturbación en las variables ambientales los valores del pH pueden modificarse, tal es el caso de aguas con un gran contenido de materia orgánica en donde el pH puede ser menor mientras que aguas en proceso de eutrofización, aguas subterráneas y aguas saladas pueden presentar un pH mayor. (Chapman y Kimstach, 1996)

2.1.1.6 DBO₅

La demanda biológica de oxígeno es una medida aproximada de la cantidad de materia orgánica disponible para ser bioquímicamente degradada, está definida según la cantidad de oxígeno necesaria para que los microorganismos aerobios puedan descomponer la materia orgánica a sustancias inorgánicas (Chapman y Kimstach, 1996).

La medida de DBO₅ siempre será menor al DQO y en aguas superficiales que no presenten influencia antrópica el valor será menos de 2 mg/L, mientras que en aguas con presencia de contaminación orgánica el valor puede ser mayor a 10 mg/L (Chapman y Kimstach, 1996).

2.1.1.7 DQO

La demanda química de oxígeno es un parámetro de medida equivalente a la cantidad de oxígeno necesario para (Chapman y Kimstach, 1996).

Los valores de DQO presentes en agua superficiales puede varias entre 20 mg/l o menos demostrando que existe una buena calidad, mientras que en aguas que presentan influencia antrópica los valores puede varias desde 100 a 60000 mg/l. (Chapman y Kimstach, 1996)

2.1.1.8 Nitratos

El nitrato es comúnmente encontrado en los cuerpos de agua, es un nutriente esencial para los procesos metabólicos de las plantas acuáticas y su variación en concentración puede verse influenciado debido a la muerte o crecimiento de las plantas, pero existen fuentes de nitratos de origen antropogénico como aguas residuales o escorrentía producida en zonas de actividades agrícolas (Chapman y Kimstach, 1996).

La concentración natural de nitratos en un río puede ser de hasta 5mg/L pero cuando existe intervención humana los valores pueden aumentar drásticamente debido a la presencia de excretas tanto humanas como animales.

2.1.1.9 Amonio

El amonio ocurre de forma natural en el agua mediante la descomposición de nitrógeno orgánico e inorgánico, excretas y reducción del gas de nitrógeno en el agua por actividad de los microorganismos (Chapman y Kimstach, 1996).

Las aguas que presentan poca contaminación presentan bajas concentraciones de amonio 0.2 mg/L pero pueden presentar concentraciones de hasta 2 a 3 mg/l, cuando la concentración sea mayor se puede deber a contaminación del agua de origen orgánico. Es importante tener en cuenta que un aumento de amonio en los ecosistemas hídricos puede estar relacionado con la muerte y descomposición de los organismos acuáticos.

2.1.1.10 Cloruros

El cloruro está disponible en forma natural en rocas sedimentarias, deposición atmosférica y también llega a los cuerpos de agua debido a las actividades humanas como efluentes de aguas residuales o residuos de fertilizantes en la agricultura (Chapman y Kimstach, 1996). Cuando existe una concentración muy alta en el agua puede ser incompatible para la vida acuática.

En aguas superficiales sin alteraciones la concentración de cloruros puede ser menor de 2 mg/L a 10 mg/L. (Chapman y Kimstach, 1996)

2.1.1.11 Fosfatos

El Fosfato como los demás componentes del fósforo son nutrientes esenciales para la producción primaria de un cuerpo de agua, debido a que es el nutriente limitante para el crecimiento de las algas (Chapman y Kimstach, 1996), por lo tanto cuando exista una cantidad superior a la recomendada se producirá la eutrofización del río debido al crecimiento excesivo de algas, lo cual generará a su vez una mayor demanda del oxígeno disuelto.

El aumento exagerado de fosfatos en el agua está directamente relacionado con las actividades antrópicas que se generan cerca de la cuenca hidrográfica, especialmente actividades agrícolas debido al uso de fertilizantes. Los cuerpos de agua poseen fuentes naturales de fosforo como las rocas y descomposición de materia orgánica (Chapman y Kimstach, 1996).

2.2 Indicadores hidromorfológicos

2.2.1 Calidad Hidromorfológica (CERA-S)

En el Protocolo de Evaluación de la Calidad Ecológica de Ríos Andinos (CERA-S) se establece un parámetro de evaluación de la calidad hidromorfológica que contiene los ocho apartados (Tabla 1). Los mismos que serán valorados cualitativamente según su característica de 0 a 5 siendo: 0 pésimo y 5 excelente.

Tabla 1. Parámetros de medición de la Calidad Hidromorfológica CERA-s

Parámetro de Calidad Hidromorfológica	
Parámetros	Significado
Estructura y naturalidad de la vegetación de ribera	Se evalúa la vegetación ubicada a la orilla y en las áreas de inundación del río.
Continuidad de la vegetación de ribera a lo largo del río	Se evalúa si la vegetación de ribera es continua o se encuentra presente en forma de parches grandes o pequeños a lo largo del río estudiado.
Conectividad de la vegetación de ribera con otros elementos del paisaje adyacente o próximos	Se evalúa la presencia y conectividad de vegetación de ribera con otros paisajes naturales o con áreas modificadas (potreros, plantaciones, elementos urbanos)
Presencia de basuras y escombros	Se evalúa la presencia de basura presente en la vegetación de ribera, debido a su alto impacto ecológico será tasado según su dificultad para ser removida.
Naturalidad del canal fluvial	Se evalúa el canal del río y su forma, para esto se tomará en cuenta si ha existido algún tipo de modificación del cauce del río. (canalizaciones, presencia de cemento, estructuras sólidas)
Composición del sustrato	Se evalúa la presencia de los diferentes sustratos encontrados en un río.
Regímenes de velocidad y profundidad	Se evalúa la relación de los regímenes de velocidad con la profundidad, observando la presencia de cuatro combinaciones posibles: (rápido- somero, rápido- profundo, lento-somero y lento profundo)
Elementos de heterogeneidad	Se evalúa elementos que favorecen al desarrollo de la biodiversidad de organismos acuáticos. (hojarasca, troncos y ramas, diques naturales, raíces sumergidas, vegetación acuática sumergida)

Adaptado de: (Encalada et al., 2011)

Finalmente se procede a sumar las puntuaciones obtenidas en cada apartado, la puntuación final dictamina la calidad hidromorfológica existente del río, siendo: 0 a 10 calidad hidromorfológica pésima de 11 a 20 calidad hidromorfológica mala, 21 a 28 calidad hidromorfológica moderada, 29 a 35 calidad hidromorfológica buena y mayor a 35 calidad hidromorfológica excelente.

2.2.2 IHF

Con la utilización del IHF se pretende evaluar la capacidad de un hábitat determinado para acoger una fauna específica, cuando existe una mayor heterogeneidad y diversidad en el aspecto físico de un ecosistema existirá una mayor diversidad de las comunidades que lo habitan (Pardo et al., 2002)

Tabla 2. Parámetros de medición del Índice del Hábitat Fluvial (IHF)

Parámetros de medición Índice Hábitat Fluvial (IHF)	
Bloque	Significado
Inclusión en rápidos	Se evalúa el grado de fijación de piedras, cantos y grava por sedimentos finos existente en el cauce del río
Frecuencia de rápidos	Se evalúa la frecuencia de rápidos en el río, tomando en cuenta la relación existente entre la distancia de los rápidos / anchura del río
Composición del sustrato	Se evalúa la composición del sustrato tomando en cuenta la presencia de: bloques y piedras, cantos y grava, arena, limo y arcilla.
Régimen de velocidad/profundidad	Se evalúa la relación de los regímenes de velocidad con la profundidad, observando la presencia de los siguientes regímenes: (rápido-somero, rápido- profundo, lento- somero y lento profundo)
Porcentaje de sombra	Se evalúa la entrada de luz al río, lo cual es un factor determinantes al momento de establecer gradientes ambientales de transición entre el río y la vegetación terrestre
Elementos de heterogeneidad	Se evalúa la dominancia y presencia de diferentes elementos de heterogeneidad, los cuales ayudan en el desarrollo de la diversidad del hábitat y también sirven como fuente de alimento.
Cobertura de vegetación acuática	Se evalúa la presencia de vegetación acuática, la misma que depende del porcentaje de sombra existente en el cauce, condiciones hidrologías, nutrientes, sustratos y sirve como fuente de producción primaria.

Adaptado de: (Pardo et al., 2002)

El índice de evaluación del hábitat fluvial determina la calidad del hábitat existente en las zonas de estudio y como este influye en la composición de la comunidad, este índice ha sido adaptado para cumplir con las características existentes en la zona altoandina (Villamarín, 2012). Para la evaluación se toma en cuenta los aspectos físicos del río que dependen mayormente de la hidrología y de los sustratos existente en el cauce. (Pardo et al., 2002)

El índice IHF establece siete apartados que evalúan independiente a cada hábitat fluvial de manera que la puntuación obtenida en cada área de estudio refleje el grado de heterogeneidad (Tabla 2). Debido a que el IHF fue desarrollo y aplicado en ríos del mediterráneo existen apartados que deben ser analizados y aclarados para su aplicación en los ríos altoandinos (Acosta et al., 2009)

Para el índice de IHF se ha establecido que los ríos con puntuaciones menores a 40 presentan limitaciones graves de calidad de hábitat la cual dificulta la existencia y supervivencia de comunidades bentónicas, mientras que un río con puntaje mayor a 75 es óptimo para el desarrollo de dichas comunidades. (Acosta et al., 2009)

2.2.3 QBR

El QBR es un índice de evaluación del estado de la vegetación ribera andina, la misma que es fundamental para cuantificar y calificar la calidad ecológica de los ecosistemas acuáticos, debido a que aparte de poseer una elevada riqueza y diversidad tanto en flora como en fauna, inciden considerablemente sobre el estado general de los cuerpos de agua ya que son la principal fuente de entrada de nutrientes y materia orgánica externa, adicionalmente son considerados para la creación de microambientes terrestres en medios acuáticos, los cuales son fundamentales para la supervivencia de diferentes organismos (Suarez et al., 2002).

El QBR-And fue adaptado para cumplir con las características de las formaciones vegetales neotropicales altoandinas (Acosta et al., 2009) y consta de cuatro apartados (Tabla 3).

Tabla 3. Parámetros de Calidad de la ribera andina QBR-And

Parámetros de Calidad de la ribera andina QBR-And	
Apartado	Significado
Grado de cubierta de la zona de ribera	Se evalúa el porcentaje de cobertura vegetal en la zona de ribera y también la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente.
Estructura de la cubierta	Se evalúa el recubrimiento de árboles en la ribera y también se analiza en caso de ser necesario el porcentaje de cubierta de arbustos.
Calidad de la cubierta	Se evalúa la composición y calidad de las especies vegetales existentes en la ribera (especies autóctonas, especies introducidas).
Grado de naturalidad del canal fluvial	Se evalúa si ha existido alguna modificación en el canal fluvial (construcción de terrazas, canalizaciones, estructuras rígidas intermitentes, etc.,)

Adaptado de: (Suarez et al., 2002)

Los valores obtenidos en este índice se clasifican en 5 rangos de calidad según el puntaje final, >95 estado natural, 90 a 75 calidad buena, 70 a 55 calidad aceptable, 30 a 50 calidad mala, < 25 calidad pésima (Acosta et al., 2009).

2.2.4 Caudal

El caudal de un río es la relación existente entre el volumen de agua que atraviesa por un área determinada en un tiempo específico. El caudal puede variar significativamente durante estaciones climáticas, días o incluso horas dependiendo de la ubicación geográfica del río (Chapman y Kimstach, 1996).

En los ríos altoandinos por lo general se encuentra una gran variabilidad de caudales debido a las precipitaciones que se dan en la zona, lo cual influye altamente en la dilución de los contaminantes aportados en zonas de intervención antrópica (Villamarín, 2012). Adicionalmente el caudal está relacionado con la composición de la comunidad bentónica de un río.

El caudal también nos permite conocer la cantidad de contaminantes que llegaran a un determinado lugar debido al transporte del río (Chapman y Kimstach, 1996).

2.3 Macroinvertebrados como bioindicadores

La calidad ecológica de un río está relacionada directamente con el desempeño del río como un ecosistema, en otras palabras se busca evaluar las condiciones del río como también de sus alrededores, de esta manera se obtiene una caracterización global. Al evaluar la calidad ecológica de un río se obtiene información de la vegetación de ribera, lecho del río, organismos que lo habitan, etc. (Encalada et al., 2011)

Es por esto que los ríos altoandinos con sus características (rápidos, fríos y turbulentos) presentan las condiciones adecuadas para el desarrollo de macroinvertebrados (Encalada et al., 2011), los mismos que son fundamentales para su funcionamiento. El uso de macroinvertebrados acuáticos para el establecimiento de la calidad de los cuerpos de agua, se ido utilizando progresivamente en Europa donde los primeros estudios analizaban la composición de la comunidad de macroinvertebrados según su tolerancia, conforme avanza la aplicación de estos análisis se fueron desarrollando nuevas herramientas de evaluación que cumplían con las características ambientales de cada zona (Alba - Tercedor, Pardo, Prat, y Pujante, 2005).

En Latinoamérica la mayor parte de estudios de calidad del agua se realizan solamente a partir de un análisis en cuanto a las variables fisicoquímicas obtenidas del agua, sin tener en cuenta la importancia de las comunidades

bióticas al momento de establecer la calidad de un cuerpo de agua. (Villamarín, 2012). No obstante esto ha ido cambiando y se han desarrollado varios metodologías para la evaluación ecológica de los río, por lo tanto se puede conocer el grado de contaminación existente y así también como el grado intervención a la que ha sido sometido.

2.3.1 Biomonitoreo:

El biomonitoreo es la utilización de varias técnicas para monitorear la salud/integridad de un ecosistema, basándose en la respuesta y sensibilidad que poseen ciertas especies o grupo de especies, conocidas como bioindicadores los cuales varían entre la presencia de ciertas familias ante la presencia de contaminantes (Encalada et al., 2011).

Todos los organismos incluyendo los macroinvertebrados poseen ciertos requerimientos tanto físicos como químicos para poder sobrevivir en un determinado ambiente, cuando los parámetros fisicoquímicos se ven afectados debido a la contaminación de su ecosistema la tolerancia de las especies hacia la cantidad y el tipo de contaminante dictaminará las especies que sobrevivan en dichas condiciones.

2.3.2 Herramientas para la evaluación de la calidad del agua de los ríos andinos

Durante muchos años el análisis de la calidad de agua se ha basado prácticamente en el estudio de las características fisicoquímicas, dejando de lado parámetros sumamente importantes que modifican el estado de los cuerpos de agua (Villamarín, 2012), estos parámetros están relacionados directamente con las características hidromorfológicas que a su vez tienen gran influencia en la biodiversidad de fauna y flora que se encuentra en un lugar (Encalada et al., 2011). En los últimos años se ha venido presentando un creciente interés en el estudio de las comunidades bentónicas como herramientas para la determinación de la calidad del agua, estas herramientas han sido desarrollados

mayoritariamente en países de América del Norte y de Europa (G. Roldán, 1999; Villamarín et al., 2013; Villamarín, 2012).

La implementación, adaptación y creación de herramientas de evaluación de ecosistemas acuáticos se ha venido desarrollando lentamente en América Latina y son relativamente escasos los que pueden ser utilizados para los ríos altoandinos (Ríos-Touma et al., 2014; Villamarín, 2012). Se ha desarrollado el Protocolo de evaluación del estado ecológico de los ríos altoandinos (CERA) (Acosta et al., 2009) y CERA- S (simplificado) con el fin de brindar un índice de evaluación sencillo aplicable para las personas que deseen conocer la calidad del agua mediante la utilización de bioindicadores y la evaluación de las características hidromorfológicas del río (Encalada et al., 2011). Adicionalmente se dispone del Andean Biotic Index (ABI) (Ríos-Touma et al., 2014) el cual es un índice que sirve para evaluar la integridad ecológica y la calidad del agua de un cuerpo de agua andino, basándose en la relación de tolerancia de las familias hacia la contaminación con el fin de obtener una información completa en cuanto a la gestión de los ríos andinos (Encalada et al., 2011; Villamarín, 2012). Finalmente el Índice Multimétrico del Estado Ecológico de los Ríos Altoandinos (IMEERA), “*combina varias métricas simples que evalúan diferentes aspectos biológicos como la riqueza taxonómica, composición taxonómica, grupos tróficos, hábitat, tolerancia / intolerancia*” (Villamarín, 2012) ha sido desarrollado con el fin de aportar más herramientas que favorezcan a una mejor evaluación de los ríos, el índice IMEERA funciona a través de una base de datos cuantitativa que facilita el análisis ya que no necesita de ninguna adaptación de los datos debido a su amplio nivel de cobertura de zonas (Villamarín, 2012), este índice presenta un mejor análisis en cuanto al estado ecológicos de un río debido a que cada aspecto analizado brinda información sobre un componente diferente (Villamarín et al., 2013).

3. Metodología

3.1 Descripción área de estudio

El río Itambi está ubicado en la provincia de Imbabura cantón Otavalo parroquia San Pablo, para el desarrollo de este estudio la altitud estuvo comprendida entre los 2513 msnm a 2616 msnm y pertenece a la zona de vida del Bosque Andino Montano Alto el cual se encuentra ubicado desde los 2500 msnm a 3000 msnm y se caracteriza por la presencia de un bosque frondoso compuesto por arboles de tamaño bajo que van entre los 10 y 25 metros de altura (Encalada et al., 2011).

Según el análisis realizado por el Instituto ecuatoriano de meteorología e hidrología (INAMHI) en el año 2012, la precipitación en el área de San Pablo del Lago se registra en 800 mm/año (Gobierno Autonomo y Descentralizado Cantón Otavalo, 2015). En cuanto a la precipitación registrada por la estación M0105 Otavalo del INHAMI (INAMHI, 2015) se puede evidenciar que los valores de mayor precipitación están comprendidos entre enero y abril con precipitaciones desde 77,8 mm a 194,5 mm, mientras que la menor precipitación fue en julio y agosto con 4,3mm y 4,7 mm respectivamente. Adicionalmente la mayor temperatura es registrada en noviembre con 15,9°C y febrero presentó la menor temperatura con 13,9°.

Adicionalmente los rangos de temperatura en esta zona de vida se caracteriza por ser fría en las noches llegando a provocar heladas y ligeramente cálido en el día, en el verano puede existir una amplia diferencias de temperaturas debido a que en el día puede darse una fuerte radiación solar causando temperaturas desde los 18°C hasta los 22°C mientras que en las noches puede llegar a 0°C o menos (Villamarín, 2012).

Las actividades antrópicas que se desarrollan en las orillas del río han generado graves impactos ambientales en el mismo. Por este motivo se analizaron tres sitios de muestreo ubicados a lo largo del cuerpo de agua con diferente grado de

intervención antrópica para lo cual se identificó el uso de suelo en la zona de influencia directa establecida para este caso a 1km a la redonda del río, donde se pudo observar que los pastizales ocupan gran parte del área con un 31,81% (Tabla 4).

Tabla 4. Uso de suelo zona de influencia directa Río Itambi

TIPO	ÁREA [ha]	%
Área poblada	14,48	0,83
Bosque nativo	260,97	14,95
Cultivo anual	158,51	9,08
Cultivo Semi-permanente	2,17	0,12
Infraestructura	18,77	1,07
Mosaico agropecuario	292,83	16,77
Páramo	391,44	22,42
Pastizal	555,38	31,81
Plantación forestal	23,91	1,37
Vegetación arbustiva	27,74	1,59
TOTAL	1746,2	100,00

En total el uso de suelo para actividades antrópicas suman 1042,14 hectáreas o el 59% del área de influencia directa.

Debido al aporte de contaminantes relacionados con el uso de suelo existente el Ministerio de Ambiente (MAE) ha implementado once plantas de tratamiento ubicadas al rededor del lago San Pablo con el fin de recuperar las condiciones óptimas del agua previo su ingreso al lago. La planta No. 2 Intihuaycopungo está ubicada en el río Itambi, en la cual se produce el tratamiento de las aguas residuales mediante humedales y lechos de secado (Figura 1).



3.2 Selección de sitios de muestreo

Previo a realizar el muestreo del río se visitó el área de estudio con el fin de conocer las características de la zona, las condiciones generales del río y su trayectoria, con el fin de evitar confusiones al momento de la selección de los puntos de muestreo.

Para el establecimiento de los sitios de muestreo se consideraron tres niveles de alteraciones: (1) Sitio de referencia, zona donde el río tenga condiciones hidromorfológicas idóneas y poca o nula intervención antrópica. (2) Sitio con alteración antrópica, estarán ubicados inmediatamente después de alteraciones identificadas, sean estas agrícolas o urbanas que generan un impacto en las condiciones fisicoquímicas e hidromorfológicas del río y finalmente el sitio de muestreo (3) ubicado a 100 metros aproximadamente previo a la desembocadura al Lago San Pablo, de esta manera se busca conocer el aporte de contaminantes por parte del Río Itambi hacia el lago (Tabla 5, Figura 2).

Tabla 5. Sitios de muestreo según su grado de alteración, coordenadas y altitud

Selección de puntos de muestreo			
Sitio de muestreo	Grado de alteración	Coordenadas	Altitud (msnm)
M1	(1) Sitio de referencia	17 N 0815773 UTM 0018852	2616
M2	(2) Sitio con alteraciones antrópicas	17 N 0811188 UTM 0021123	2572
M3	(3) Sitio de desembocadura	17 N 0810061 UTM 0021835	2513

Es importante tener en cuenta que al existir varias actividades antrópicas en las orillas del río la toma de muestras de agua se realizó en la última descarga con el fin de tener información compuesta, adicionalmente todos los puntos de muestreo fueron georreferenciados con el fin de registrar la ubicación exacta de los mismos.

Las muestras fueron tomadas en el periodo de marzo a mayo del 2016 (Tabla 6), una vez al mes. Es fundamental considerar que en este periodo de tiempo la precipitación de la zona es alta.

Tabla 6. Fechas de muestreos realizados en el Río Itambi

Muestreos Realizados Río Itambi	
Muestreo	Fecha
Primer muestreo	10 de marzo del 2016
Segundo Muestreo	27 de abril del 2016
Tercer Muestreo	25 de mayo del 2016

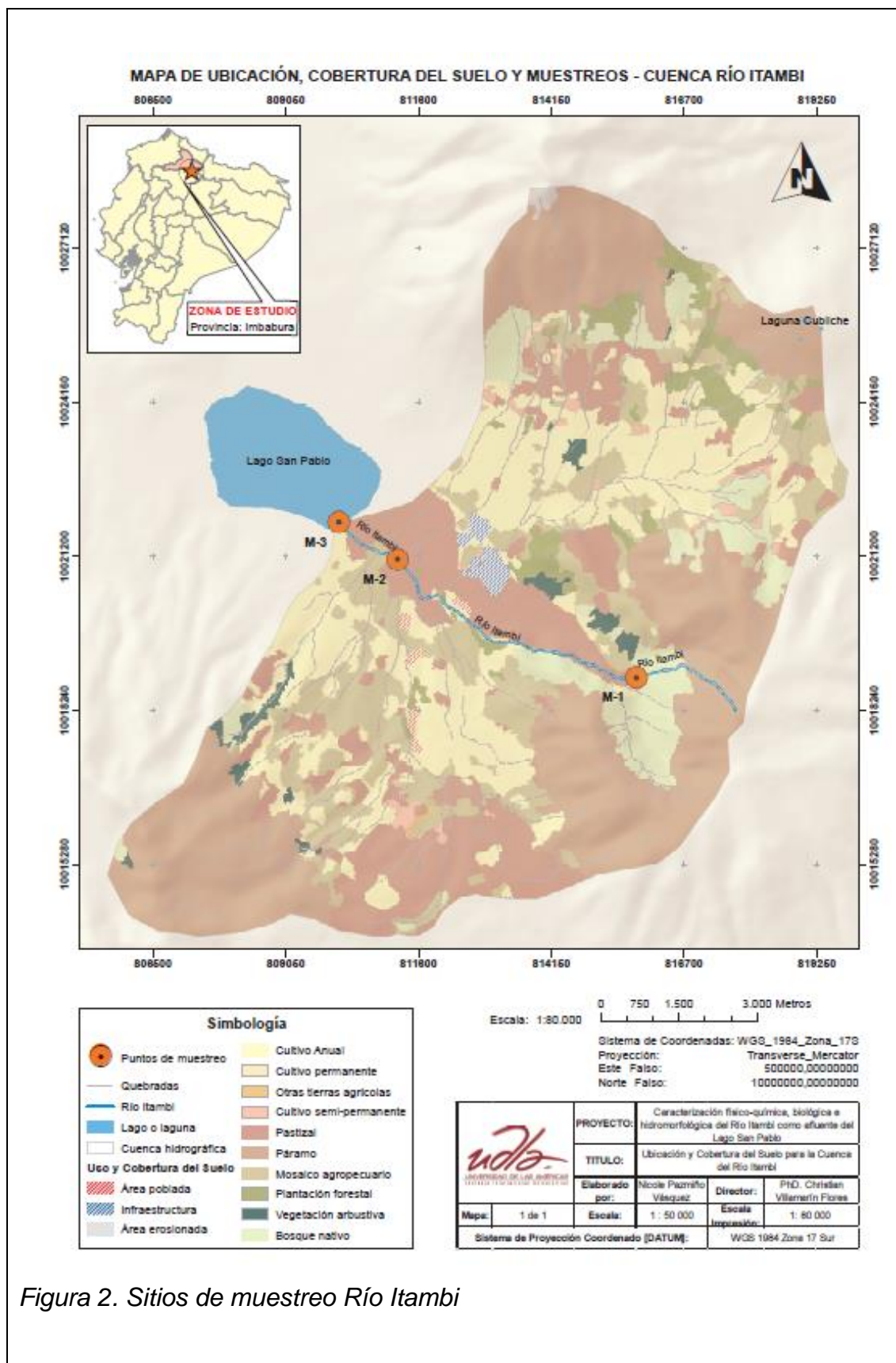


Figura 2. Sitios de muestreo Río Itambi

3.3 Parámetros físico químicos

Para el análisis de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos se recolectaron 2.5 litros de agua en cada sitio de muestreo. Para la toma de la muestra de agua se sumergieron completamente botellas previamente esterilizadas y lavadas con el agua del río, una vez llenada la botella se procedió a cerrarla bajo el agua con el fin de evitar el ingreso de aire. Las muestras fueron conservadas en coolers por menos de 24 horas con el fin de evitar el cambio o perturbación de los resultados. Debido al incremento en la precipitación fue necesario el uso de la botella Van Dorn ya que el río presento una creciente en el punto previo a la desembocadura del lago.

Con el fin de evitar la modificación de los datos ciertos parámetros fueron analizados in-situ: pH, temperatura, oxígeno disuelto y conductividad eléctrica utilizando equipos especializados para cada medición (Tabla 7), ya que al realizar los análisis en laboratorios pueden generarse una alteración de las condiciones naturales. Adicionalmente es importante tener en cuenta que los equipos fueron calibrados antes de realizar la salida de campo.

Tabla 7. Equipos para Medición Fisicoquímica

Equipos para Medición Fisicoquímica	
Análisis	Equipo
pH	pHmetro HANNA
Temperatura	pHmetro HANNA
Turbidez	HANNA Hi9829 Multiparameter La Motte 2020 WiTurbidimeter
Conductividad Eléctrica	HANNA Hi9829 Multiparameter
Oxígeno Disuelto	HANNA Hi9829 Multiparameter Nanocolor 500 D Fotometro

Los análisis de: Amonio, Nitratos, Cloruros, Fosfatos, Coliformes fecales, DBO y DQO, fueron realizados en el Laboratorio Acreditado LASA (Laboratorio analítico ambiental aguas - efluente industriales) mediante los siguientes métodos de ensayo (Tabla 8):

Tabla 8. Métodos de ensayo análisis Fisicoquímicos y microbiológicas laboratorio LASA.

Métodos de ensayo análisis Fisicoquímicos Laboratorio LASA	
Parámetro	Método de Ensayo
Amonio	Espectrofotometría APHA 4500 NH3C
Cloruros	PEE-LASA-FQ-01 ALPHA 4500 CI-B
D.B.O ₅	PEE-LASA-FQ-07 ALPHA 5220 B
D.Q.O	PEE-LASA-FQ-04 APHA 5220 C
Fosfatos	PEE-LASA-FQ-09b APHA 4500- P E
N-Nitratos (NO ₃)	PEE-LASA-FQ-23 APHA 4500-NO3-B
Coliformes Fecales	PEE/LASA/MB27 APHA 9221 E

3.4 Caracterización hidromorfológica

3.4.1 Índice de calidad hidromorfológica (CERA-s)

El índice de evaluación hidromorfológica CERA-s analiza características esenciales de un río como el paisaje, la vegetación de ribera, forma del río y el sustrato presente en el mismo. Debido a que se busca establecer el grado de

degradación que existe y en la calidad de la vegetación de ribera (Encalada et al., 2011).

Para el desarrollo de la evaluación hidromorfológica CERA-s se analizan 8 aspectos del río como se mencionó en el marco teórico (Anexo 1). La evaluación fue realizada mensualmente en cada sitio de muestreo.

3.4.2 Índice de calidad del hábitat fluvial (IHF)

Este índice “*pretende valorar la capacidad del hábitat físico para albergar una fauna determinada*” (Pardo et al., 2002), es decir cuando existe una mayor heterogeneidad y diversidad en el hábitat se puede establecer que la diversidad de comunidades biológicas será mayor, debido a que dicho hábitat abastece de alimento y espacio para su adecuado desarrollo.

El índice IHF establece 7 apartados que evalúan independiente a cada hábitat fluvial de manera que la puntuación obtenida en cada área de estudio refleje el grado de heterogeneidad presente en la cuenca (Anexo 2). La evaluación fue realizada mensualmente en cada sitio de muestreo.

3.4.3 Índice de calidad de la vegetación de ribera andina (QBR-And)

La vegetación de ribera es fundamental para cuantificar y calificar la calidad ecológica de los ecosistemas acuáticos, debido a que aparte de poseer una elevada riqueza y diversidad tanto en flora como en fauna, inciden considerablemente sobre el estado general de los cuerpos de agua ya que son la principal fuente de entrada de nutrientes y materia orgánica externa, adicionalmente son considerados para la creación de microambientes terrestres en medios acuáticos, los cuales son fundamentales para la supervivencia de diferentes organismos. (Acosta et al., 2009; Suarez et al., 2002)

El índice QBR-And establece 4 apartados que evalúan independiente a cada hábitat fluvial de manera que la puntuación obtenida en cada área de estudio

refleje el grado de heterogeneidad presente en la cuenca (Acosta et al., 2009) (Anexo 3). La evaluación fue realizada en cada sitio de muestreo.

3.4.4 Medición de caudal

Para la determinación del caudal en cada sitio de muestreo se procedió a medir una distancia de 10 metros lineales en el río, en la cual se encuentran ubicados los sustratos utilizados para la recolección de macroinvertebrados. Posteriormente se colocó una pelota de ping pong sobre el río en el punto inicial de medición y se midió el tiempo que demoró en llegar hasta el punto final, adicionalmente se realizaron quince repeticiones para conseguir una velocidad promedio que refleje el verdadero comportamiento del río. Finalmente se calculó el área transversal del río para la cual se midió la profundidad cada cierta distancia dependiendo del tamaño y del ancho del río, este proceso se realizó al inicio, mitad y al final de los 10 metros.

Mediante la utilización de esta fórmula se procedió a calcular el caudal:

$$Q = V \times A \quad (\text{Ecuación 1})$$

Siendo:

Q: Caudal

V: velocidad promedio

A: área transversal promedio

3.5 Muestreo de macroinvertebrados

El análisis de macroinvertebrados fue realizado mediante la aplicación del protocolo MIQUI, el mismo que fue utilizado y adaptado para el muestreo biológico del índice IMEERA (Villamarín et al., 2013).

El muestreo se realizó mediante la recolección de macroinvertebrados acuáticos que habitan en diferentes sustratos del río, para lo cual se empleó una red Surber la cual tiene un área de muestreo de 0.09 m² y 250 µm de luz de malla. Para la

recolección de muestras en cada sitio de muestreo se procedió a identificar a los diferentes sustratos según su dominancia obteniendo las siguientes categorías:

Sustrato dominante: los hábitats dominantes son aquellos que tienen una proporción mayor al 5% en el sitio de muestreo.

Sustrato marginal: los hábitats marginales son aquellos que tienen una proporción menor o igual al 5% en sitio de muestreo.

Sustratos representativos: son los sustratos que poseen un mayor porcentaje de proporción.

Una vez identificados los sustratos para la recolección de muestras se procedió a realizar cuatro muestreos en cada sustrato según su habitabilidad, de tal manera que se obtuvieron 12 muestras de cada río (4 surbers de hábitats dominantes, 4 de hábitats marginales y 4 por su representatividad), finalmente se procede a colocar los macroinvertebrados muestreados en recipientes con alcohol al 96% con el fin de conservarlos hasta su posterior análisis.

En el análisis de macroinvertebrados realizado en el laboratorio, se procedió a realizar la separación, identificación y contabilización de los especímenes, mediante la utilización de un estereocopio y basándose en características taxonómicas. La clasificación de macroinvertebrados llegó hasta nivel de familia y se utilizaron guías de identificación especializadas (Domínguez y Fernández, 2009; Encalada et al., 2011). Finalmente los macroinvertebrados fueron identificados, almacenados y conservados en alcohol de 96° con el fin de evitar se descomposición.

3.6 Análisis de datos

3.6.1 Análisis de parámetros Químicos, Físicos, Microbiológico e hidromorfológicos

Para los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos se procedió a realizar un análisis individual de cada parámetro, para esto se empleó el programa de Excel en el cual se realizó la graficación de los valores promedio y la desviación estándar obtenidos durante los meses de muestreo. Finalmente se desarrolló una tabla resumen que contiene los datos mínimos, máximos y la desviación estándar de cada parámetro analizado, siendo estos: temperatura, turbidez, oxígeno disuelto, conductividad eléctrica, pH, DBO₅, DQO, nitratos, amonio, cloruros, fosfatos, coliformes fecales, caudal, IHF, QBR (Anexo 4).

Para en análisis de los resultados obtenidos mediante la evaluación de los parámetros IHF y QBR, se procedió a utilizar una tabla informativa mediante la utilización del programa Excel 2013, con el fin de generar una herramienta comparativa que permita visualizar el cambio existente entre los puntos de muestreo y el estado hidromorfológico del río.

Para conocer la relación existente entre las variables ambientales anteriormente mencionadas y los puntos de muestreo se procedió a elaborar el Análisis de Componentes Principales (ACP) para lo cual se utilizó el programa Past v3.12 (Hammer, Harper, y Ryan, 2001), para la realización del ACP se estandarizaron los datos obtenidos de los parámetros fisicoquímicos, hidromorfológicos y microbiológicos mediante la aplicación de la fórmula $(x-\text{mean})/\text{stdev}$, con el fin de obtener una distribución normal de las variables. (Carvacho, 2012; Villamarín, 2012).

3.6.2 Análisis de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos

Para este análisis, se elaboró una lista de los macroinvertebrados encontrados en cada sitio de muestreo, los mismos que fueron clasificados taxonómicamente hasta nivel de familia.

Como parte del análisis de la comunidad de macroinvertebrados identificados se aplicó el índice de Shannon-Wiener y el índice de Margalef, que evalúan la biodiversidad de los sitios. De esta manera se consideran la cantidad de especies en el sitio de muestreo (riqueza) y la cantidad relativa de individuos (abundancia) el cual refleja el grado de la heterogeneidad de las comunidades existentes en cada sitio (Pla, 2006).

Para la evaluación de los resultados del índice de Margalef y del índice de Shannon - Wiener se aplicaron los siguientes rangos (Tabla 9, Tabla 10)

Tabla 9. Rango de evaluación Índice de Margalef

Rango de evaluación Índice de Margalef	
Rango	Evaluación
0,5 – 1	Alta diversidad
0,3 – 0,49	Media diversidad
0,00 – 0,29	Diversidad media

Adaptado de: (Marrugan, 2004)

Tabla 10. Rango e evaluación Índice de Shannon - Wiener

Rango de evaluación Índice de Shannon – Wiener	
Rango	Evaluación
3.10 – 4,5	Alta diversidad
1,6 – 3,00	Media diversidad
0,00 – 1,5	Baja media

Adaptado de: (Marrugan, 2004)

Finalmente para la determinación de la densidad de macroinvertebrados, se aplicó la siguiente fórmula, la cual considera el área de la red surber y también el número de individuos identificados en cada punto (Carvacho, 2012).

$$\text{Área Total} = (\text{Área de red surber})(\# \text{ de muestras}) \quad (\text{Ecuación 2})$$

$$\text{Densidad} = \frac{\text{número de individuos}}{\text{área total}} \quad (\text{Ecuación 3})$$

Mediante el programa CABIRA se realizó un análisis de la comunidad de macroinvertebrados de cada sitio de muestreo basando en el grupo funcional alimenticio al que pertenecen, de esta manera se los clasificó en macroinvertebrados colectores, depredadores, trituradores, filtradores y raspadores (Ferru y Fierrp, 2015; Narcís, Villamarín, y Rieradevall, 2013).

Posteriormente se realizó un análisis NMDS en el programa Past v3.12 (Hammer et al., 2001), el cual analiza la composición de la comunidad de macroinvertebrados mediante la abundancia de cada familia en los sitios de muestreo analizados (Ferru y Fierrp, 2015; Oyanedel et al., 2008), para esto se procedió a la normalización de los datos mediante la utilización del $\log(x+1)$.

Finalmente se realizó el Análisis de Correspondencias Canónicas (ACC) mediante la utilización del programa Past v3.12 (Hammer et al., 2001), el cual sirve para establecer una relación entre la variabilidad de la comunidad de macroinvertebrados y las condiciones fisicoquímicas del medio (Villamarín, 2012). Para el desarrollo de este análisis se normalizaron los datos obtenidos de la densidad de macroinvertebrados a $\log(x+1)$ (Carvacho, 2012; Villamarín, 2012). Debido a la cantidad de familias encontradas en los sitios de muestreo se procedió a eliminar el ruido de la muestra mediante la selección de familias representativas que posean una densidad igual o mayor a 15, mientras que las variables fisicoquímicas fueron estandarizadas.

3.6.3 Análisis de calidad ecológica

Los análisis para la determinación de la calidad ecológica se basaron en la aplicación de distintos parámetros de evaluación (ABI, IMEERA y CERA), con el fin de aplicar y comparar los resultados obtenidos, para cada análisis se procedió a realizar un gráfico de barras en el programa Excel 2013.

Para la determinación del Índice Biótico Andino (ABI) se procedió a determinar el grado de tolerancia de los macroinvertebrados hacia los contaminantes en el medio, de esta manera se asigna una puntuación comprendida de 1 a 10, siendo 1 muy tolerantes y 10 intolerantes (Encalada et al., 2011). La determinación de la calidad es: >96 muy bueno, 59-96 bueno, 35-58 regular, 14-34 malo, <14 pésimo.

El Índice Multimétrico de Estado Ecológico de Ríos Altoandinos (IMEERA), es un método de evaluación de los ríos altoandinos ubicados sobre los 2000 hasta los 4800 msnm, que considera varios índices bióticos como la densidad de macroinvertebrados, composición taxonómica, la tolerancia de los macroinvertebrados para la determinación del estado ecológico del río (Villamarín, 2012). Para el cálculo del IMEERA se utilizó el programa CABIRA.

El Protocolo de Evaluación de la Calidad Ecológica de los Río Andinos (CERA) (Acosta et al., 2009; Ríos-Touma et al., 2014), es una herramienta que sirve para la determinación del estado ecológico de los ríos altoandinos ubicados sobre los 2000 msnm. El índice CERA toma en cuenta componentes clave de un ecosistema para la estimación de la calidad como: *“vegetación de ribera, características del canal del río y las comunidades biológicas”* (Encalada et al., 2011). El protocolo CERA establece la siguiente evaluación: excelente, buena, moderada, mala y pésima.

4. Resultados

4.1 Resultados de parámetros físicos, químicos y microbiológico

Para un mejor entendimiento de la variabilidad de las condiciones ambientales del río se realizó un análisis individual de cada parámetro con el fin de estudiar la fluctuación de las concentraciones de cada parámetro según el punto de muestreo (Anexo 4)

4.1.1 Temperatura

La temperatura registrada en la zona varía significativamente entre el punto de referencia y los puntos que presentan intervención antrópica. La temperatura promedio registrada en los meses de marzo, abril y mayo en el punto M1 es de 13,3°C, mientras que en el punto M2 y M3 se registraron temperaturas promedio de 17,6°C y 17,9°C respectivamente (Figura 3).

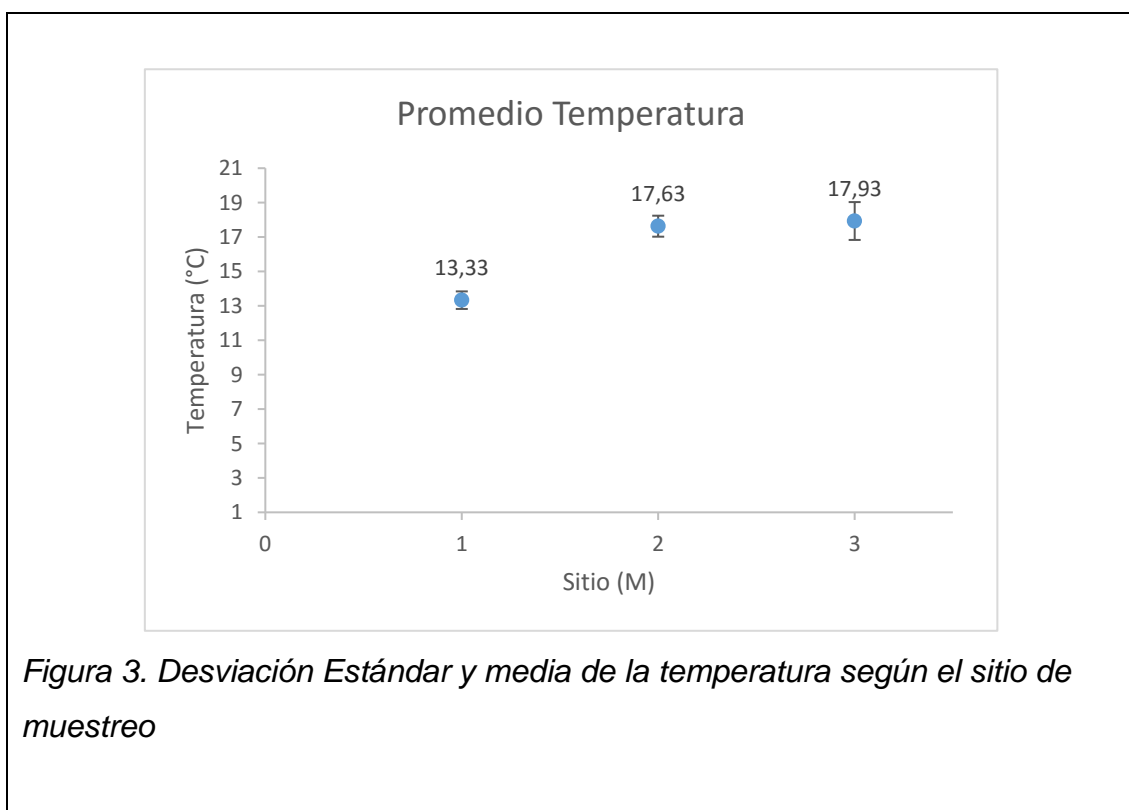


Figura 3. Desviación Estándar y media de la temperatura según el sitio de muestreo

4.1.2 Turbidez

La turbidez presentó valores promedio muy variables entre punto y punto, los valores promedio de cada zona de estudio registrado en los meses de análisis fueron de 5,83 FNU en el punto M1, 168,44 FNU en el punto M2 y 30,78 FNU en el último punto de muestreo M3. Adicionalmente se puede observar que existe un aumento brusco de la turbidez en el río conforme este pasa por los puntos de intervención antrópica donde alcanza niveles extremadamente altos (Figura 4).

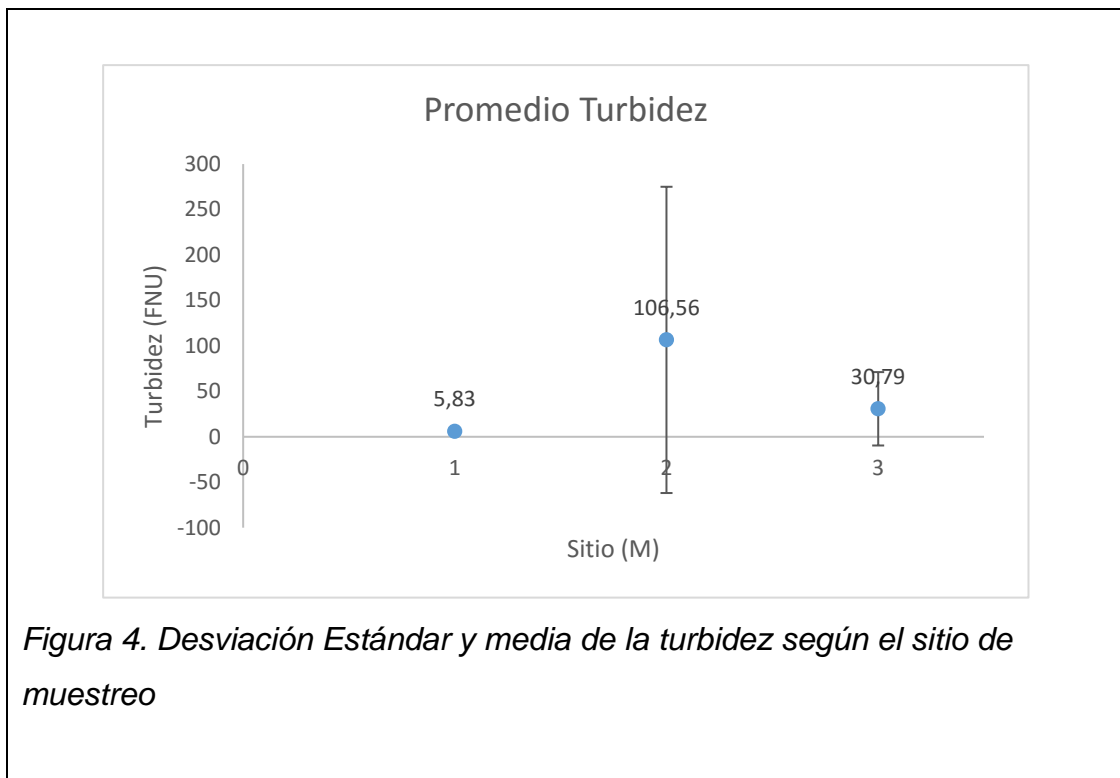
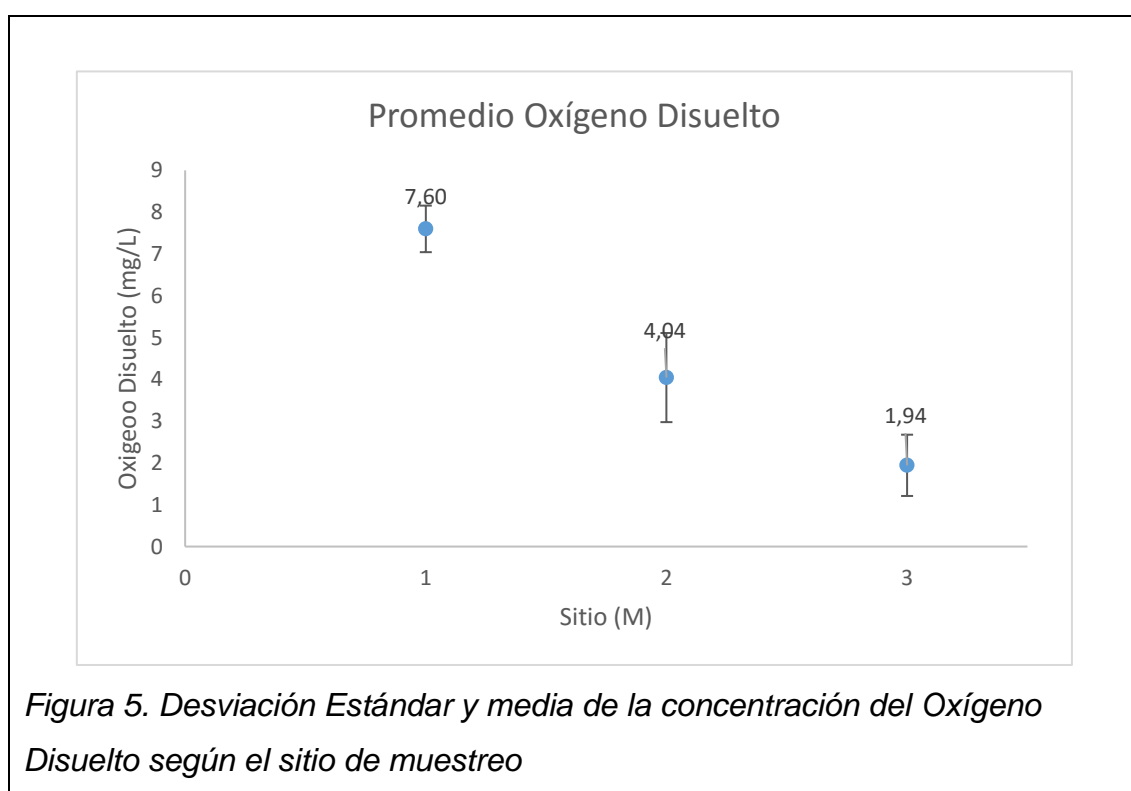


Figura 4. Desviación Estándar y media de la turbidez según el sitio de muestreo

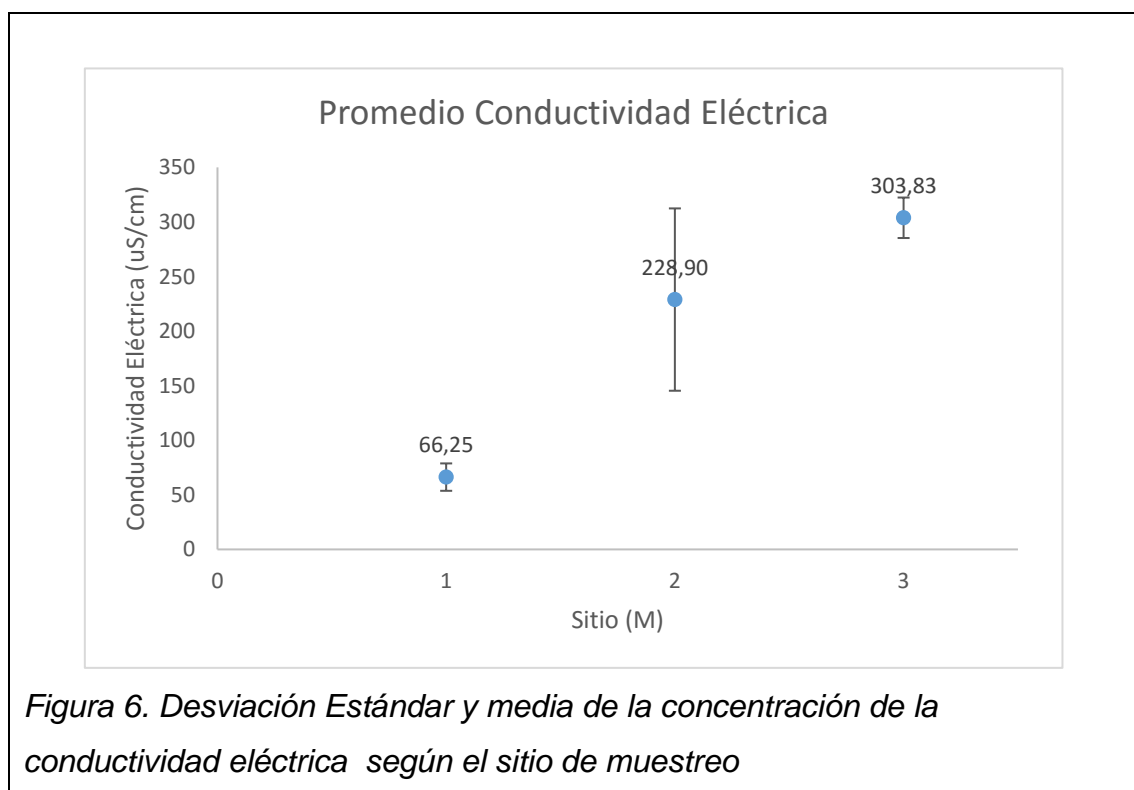
4.1.3 Oxígeno disuelto

El promedio de oxígeno disuelto disminuyó entre los sitios analizados (Figura 5). El punto M1 registra una concentración promedio de 7,6 mg/L en los meses de marzo a mayo, mientras que el punto M2 y M3 presentan concentraciones bajas de 4,4 mg/L y 1,9 mg/L respectivamente, por lo tanto se puede observar como la concentración disminuye progresivamente en los sitios de muestreo alcanzando valores sumamente bajos en la zona de desembocadura al lago, esto se puede deber al aporte de contaminantes orgánicos por las actividades antrópicas.



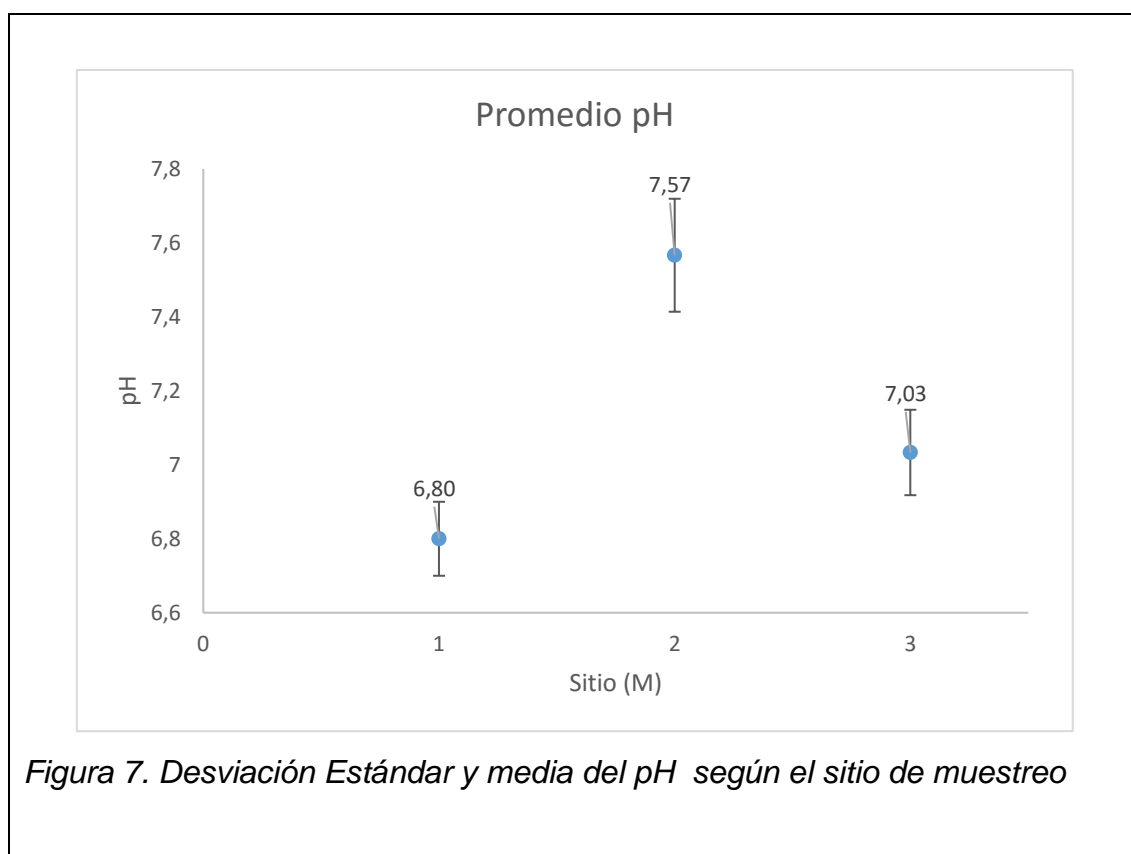
4.1.4 Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica presentó un incremento progresivo conforme el río atravesaba las zonas de intervención antrópica (Figura 6), en donde por el aporte de contaminantes con alta concentración de iones se registran valores que aumentan constantemente desde el punto M2 al M3, de esta manera el valor promedio más bajo en el punto M1 de 66,35 $\mu\text{S}/\text{cm}$ mientras que el valor promedio aumento más entre los puntos M2 y M3 con valores de 228,9 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y 303,83 $\mu\text{S}/\text{cm}$ respectivamente.



4.1.5 Ph

La variabilidad de los datos de pH entre punto y punto no fue significativa debido a que dichos valores se encuentran comprendidos dentro de pH neutro. Los valores promedio de pH registrados entre los meses de marzo a mayo según los puntos de muestreo son de 6,8 para el M1, 7,6 en el punto M2 y 7,03 en el punto M3 (Figura 7).



4.1.6 DBO₅

El DBO₅ registró valores promedio de 2,94 mg/L para el punto M1 en los meses de análisis, mientras que en el punto M2 el DBO₅ promedio fue de 26,84 mg/L y el punto M3 presento un valor de 11,46 mg/L (Figura 8).

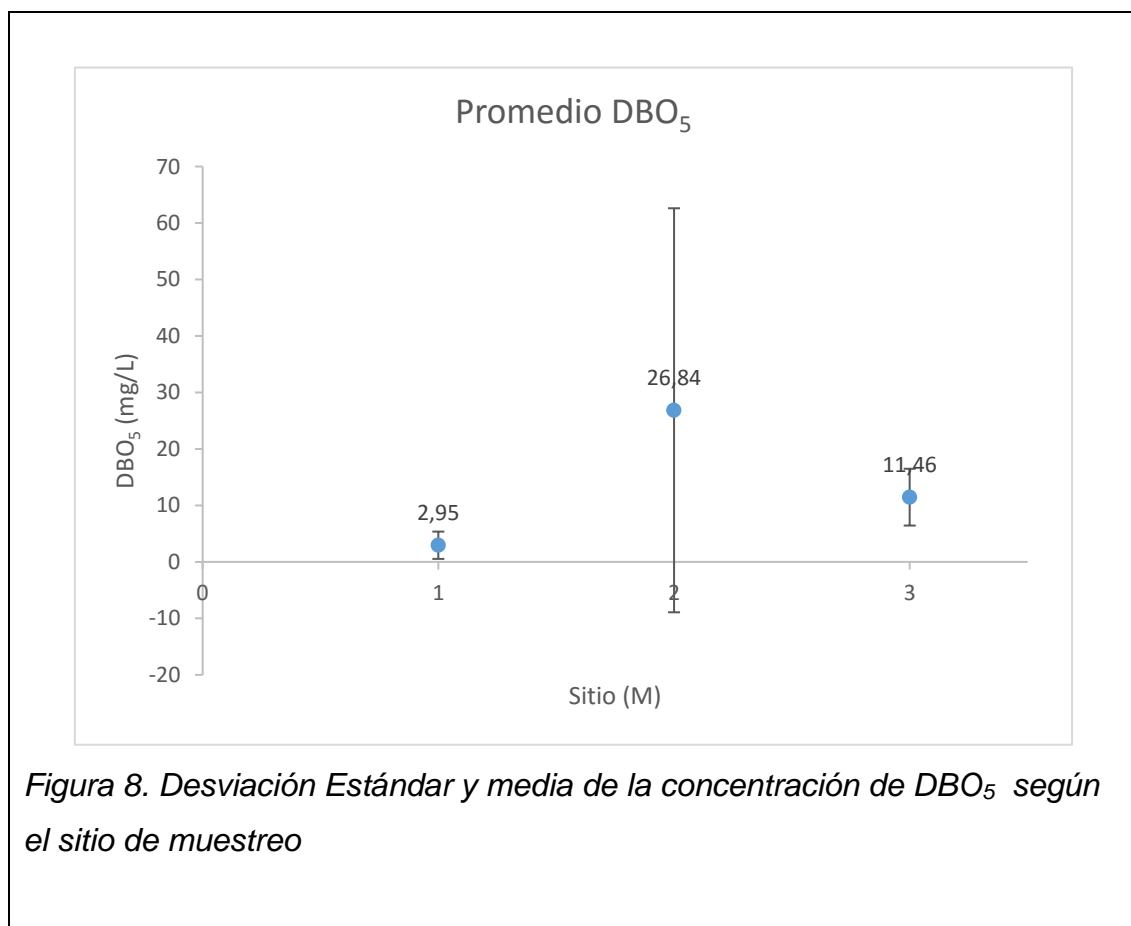


Figura 8. Desviación Estándar y media de la concentración de DBO₅ según el sitio de muestreo

4.1.7 DQO

El DQO presenta resultados con comportamiento similar al DBO_5 , debido a que están relacionado entre sí, es por este motivo que se registraron valores promedios en M1 de 18,85 mg/L, M2 de 74,69 mg/L y en el punto M3 se registró un valor de 39,40 mg/L (Figura 9).

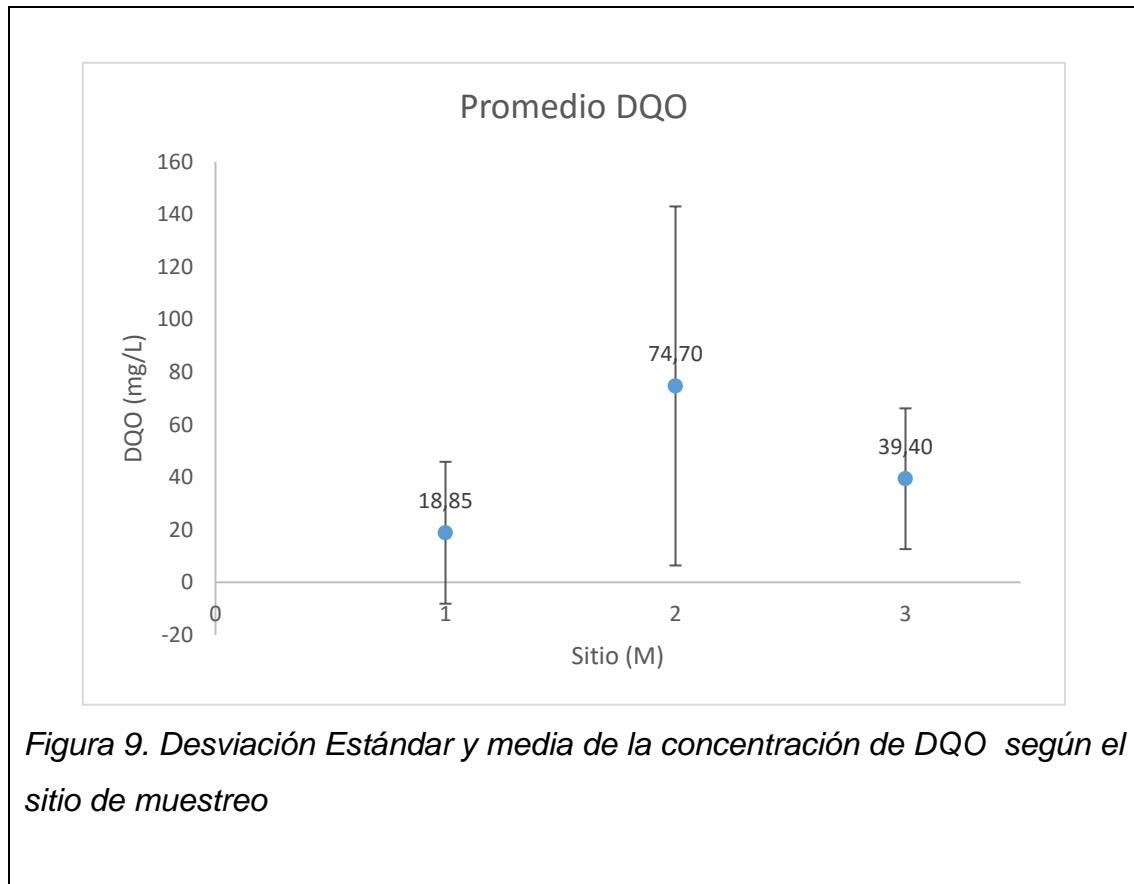


Figura 9. Desviación Estándar y media de la concentración de DQO según el sitio de muestreo

4.1.8 Nitratos

Para el análisis de nitratos se puede observar que existe un aumento progresivo de punto en punto conforme existe mayor grado de intervención antrópica (Figura 10). El punto M1 presenta una concentración promedio de 0,2 mg/L en los meses comprendidos entre marzo a mayo, mientras que el punto M2 y M3 se registraron valores de 0,77 y 1,10 mg/L.

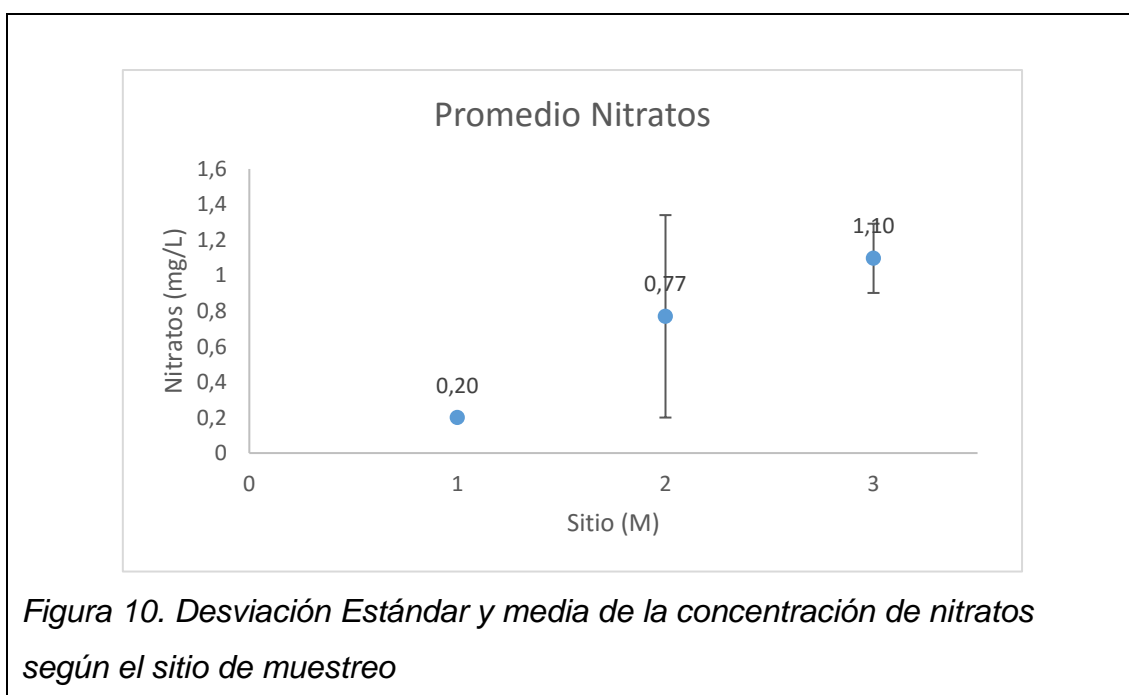


Figura 10. Desviación Estándar y media de la concentración de nitratos según el sitio de muestreo

4.1.9 Amonio

Como se puede observar en la figura 11 la concentración promedio de amonio en el río Itambi va aumentando progresivamente punto a punto debido a las actividades antrópicas que inciden directamente en la calidad del río (Figura 11). Las concentraciones promedio de amonio en los meses de abril, marzo y mayo en los punto M1, M2 y M3 fueron de 0,05 mg/L, 0,27 mg/L y 1,07 mg/L respectivamente.

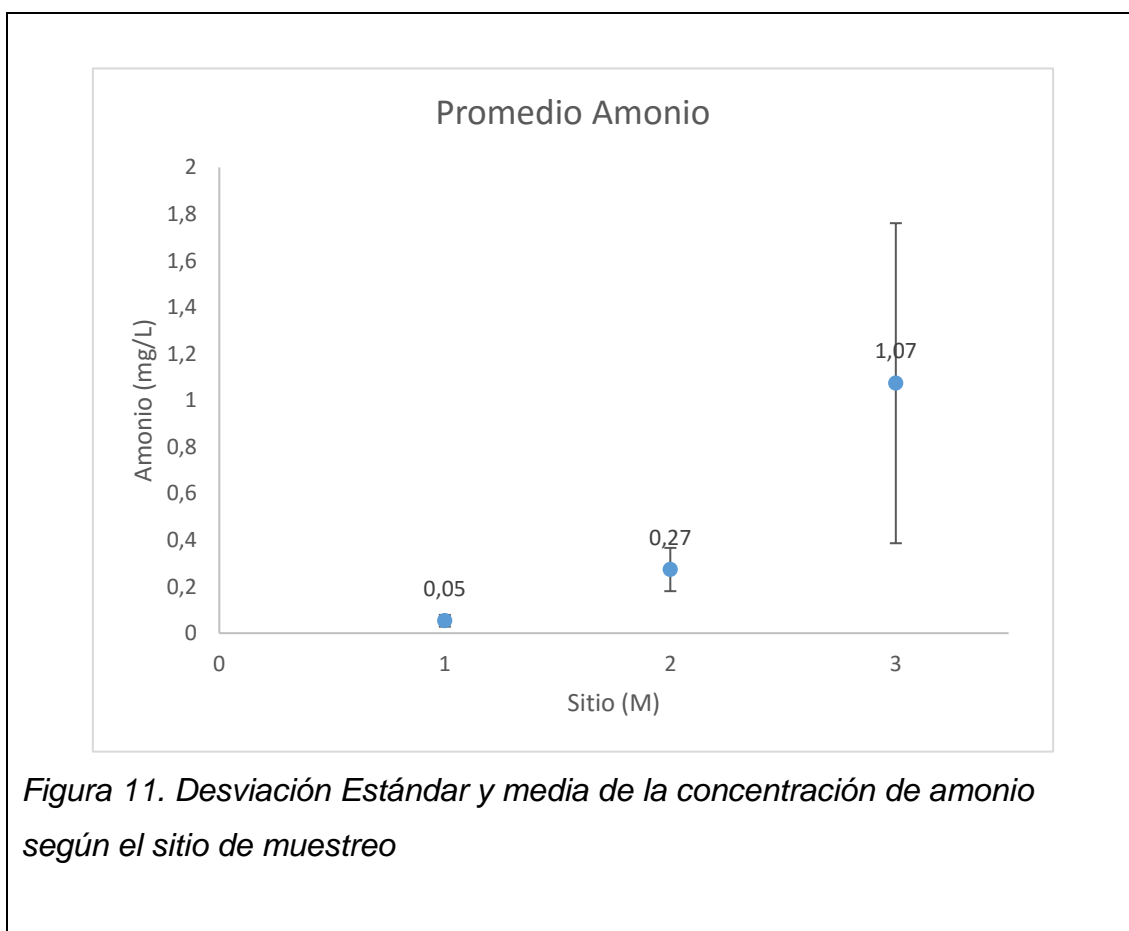


Figura 11. Desviación Estándar y media de la concentración de amonio según el sitio de muestreo

4.1.10 Cloruros

En la concentración promedio de cloruros (Figura 12) se puede observar un aumento en los valores registrados según el río Itambi atraviesa las zonas de intervención antrópica, se registran valores promedio de 0,69 mg/L en el punto M1, en el punto M2 la concentración promedio fue de 2,97 mg/L y finalmente en el punto M3 fue de 7,48 mg/L.

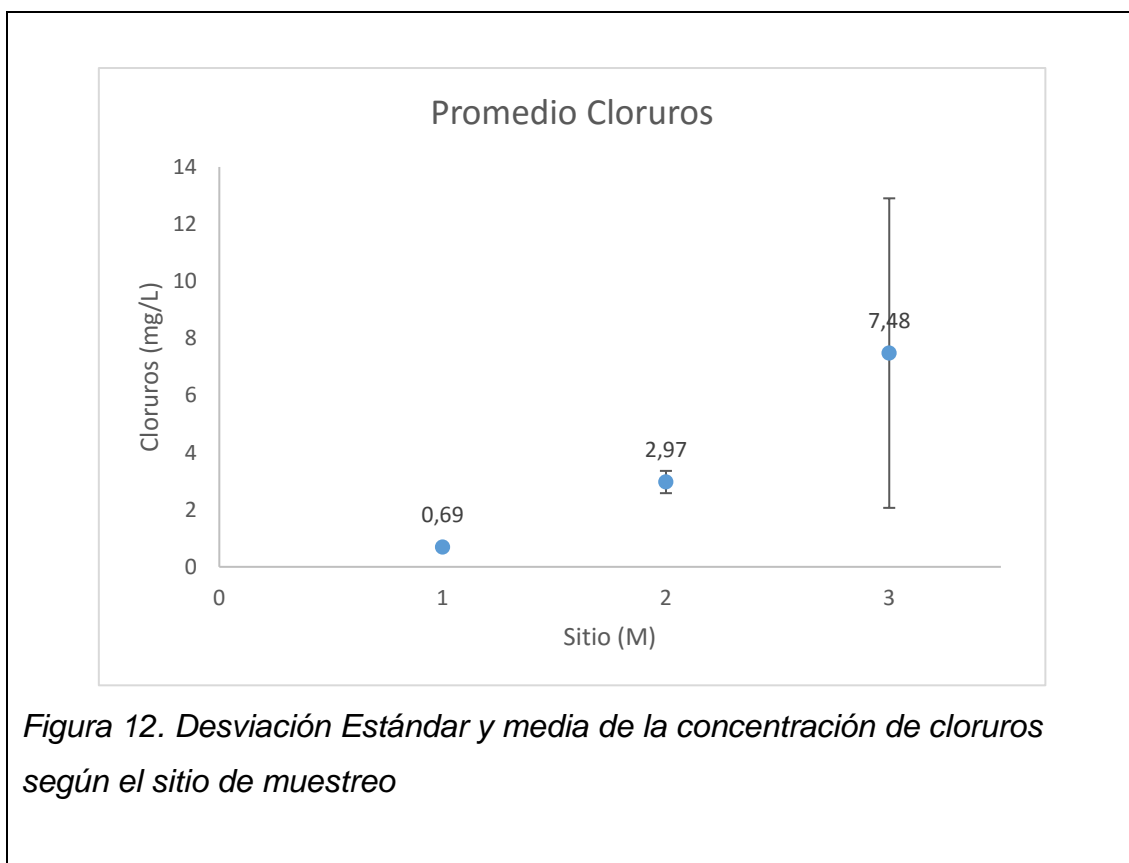


Figura 12. Desviación Estándar y media de la concentración de cloruros según el sitio de muestreo

4.1.11 Fosfatos

Las concentraciones promedio en la medición de los fosfatos al igual que en los anteriores parámetros analizados sigue un aumento progresivo desde el punto de referencia hasta los puntos con intervención antrópica (Figura 13). Los valores promedio en el punto M1 fue de 0,03 mg/L, en el punto M2 y M3 los promedios fueron de 0,43 mg/L y 0,77 mg/L respectivamente.

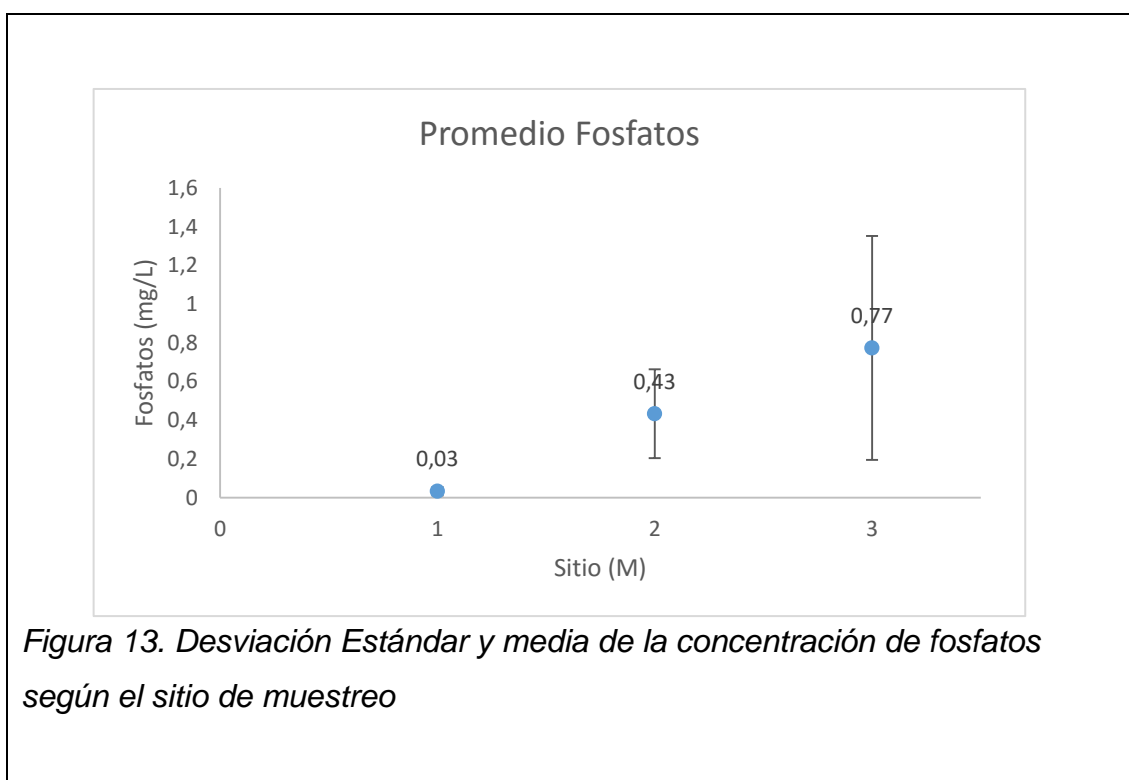
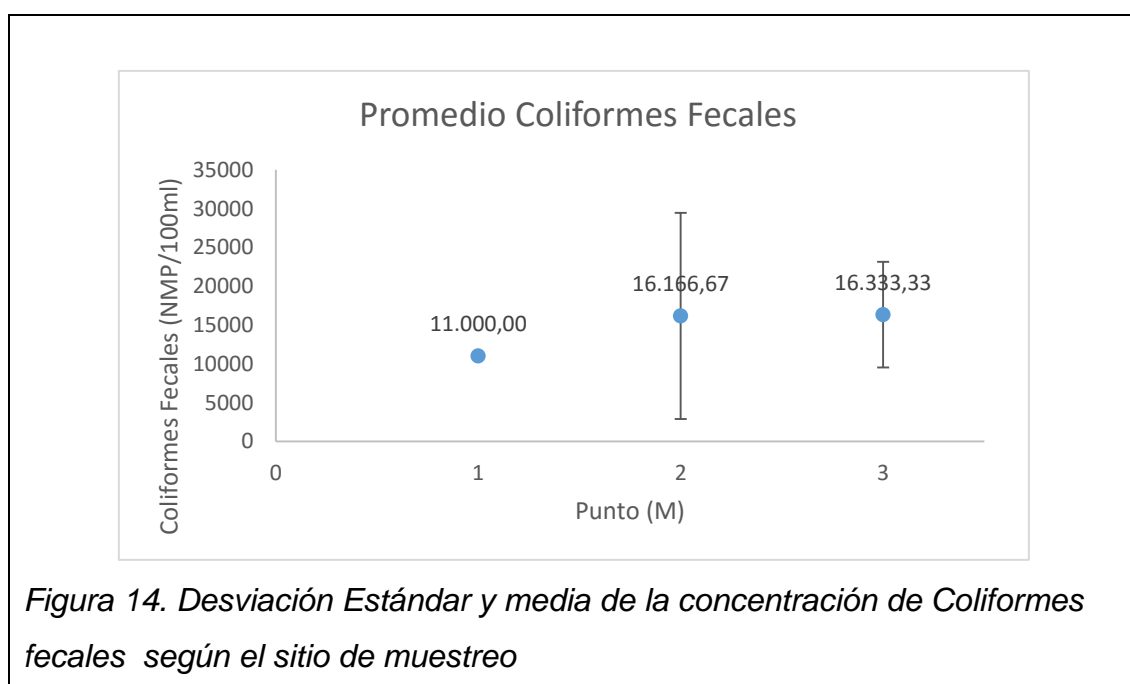


Figura 13. Desviación Estándar y media de la concentración de fosfatos según el sitio de muestreo

4.1.12 Coliformes Fecales

La medición de Coliformes fecales en los meses de marzo, abril y mayo presentaron una concentración promedio de 11000 NMP/100ml en el punto M1, 16166,67 NMP/100ml en el punto M2 y en el punto M3 un valor promedio de 16333,33 NMP/100ml (Figura 14). El incremento de la concentración de coliformes fecales en el sitio M2 puede estar relacionado con la presencia de ganado vacuno y de efluentes de aguas residuales en el río.



4.2 Análisis de las características hidromorfológica

Tabla 11. Análisis de resultados hidromorfológicos del río Itambi

Resultados hidromorfológicos del río Itambi		
	IHF	QBR
M1. 10-03-2016	98	100
M1.27-04-2016	100	100
M1.25-05-2016	98	100
M2.10-03-2016	43	20
M2.27-04-2016	43	20
M2.25-05-2016	43	20
M3-10-03-2016	36	15
M3-27-04-2016	31	15
M3-25-05-2016	31	15

El índice IHF muestra cambios entre el sitio de referencia y los intervenidos. En la tabla 9 se puede observar que el punto M1 registró valores de 98,100 y 98 en los meses de análisis comprendidos desde marzo a mayo, mientras que los valores más bajos fueron registrados en el punto M3, es decir, previo a la desembocadura al Lago con valores de 31,31 y 36 (Tabla 11).

Por lo tanto el punto M1 al poseer un IHF promedio de 98,6 constituye un hábitat bien construido, el punto M2 presenta un IHF promedio de 43 por lo cual es un hábitat medio y finalmente el punto M3 posee un IHF promedio de 32,6 por lo cual es un hábitat empobrecido.

El índice QBR-And analiza la calidad del bosque de ribera y se pudo observar que existe una gran variación entre el punto de referencia M1 y los dos puntos de intervención antrópica. El valor más alto se registró en el punto M1 con 100 puntos, mientras que en los puntos M2 y M3 se registraron valores de 20 y 15 respectivamente.

De esta manera el punto M1 posee un QBR promedio de 100 por lo cual presenta una calidad muy buena, el punto M2 y M3 presentan QBR-And de 20 y 15 respectivamente por lo tanto poseen una calidad pésima de QBR-And.

4.3 Análisis de la variabilidad de los datos fisicoquímicos e hidromorfológicos del río Itambi (ACP)

Se realizó el Análisis de Componentes Principales (ACP), el cual considera tanto las variables fisicoquímicas como las hidromorfológicas (índices IHF y QBR-And) obtenidos mensualmente (Anexo 4).

Los dos primeros componentes explicaron un 83,85% de la varianza acumulada (Tabla 12). Las variables amonio, cloruros, fosfatos, nitratos, conductividad eléctrica, temperatura y caudal, es decir los contaminantes de origen antrópico generaron una mayor significancia en el componente 1, por lo tanto las variables de oxígeno disuelto, IHF y QBR presentan una mayor representatividad en el

componente 2 por lo cual este está relacionado con las variables que presentan concentraciones óptimas para el desarrollo de los ecosistemas acuáticos (Tabla 13, Figura 15).

Tabla 12. Componentes principales según su % de variabilidad

PC	Eigenvalue	% Varianza
1	7,78409	64,867
2	2,278	18,983
% Varianza Acumulada		83,85%

Tabla 13. Representatividad de variables ambientales en cada componente

	PC1	PC2
Amonio	0,25939	-0,15252
Cloruro	0,26882	-0,21551
D.B.O	0,068557	0,61814
D.Q.O	0,0070561	0,62048
Fosfatos	0,26073	-0,019959
Nitratos	0,30411	-0,27749
Oxígeno Disuelto	-0,34242	-0,057408
Conductividad Eléctrica	0,33919	-0,12927
Temperatura	0,32238	0,16078
Caudal	0,33855	-0,057118
IHF	-0,35002	-0,11498
QBR	-0,34197	-0,15316

En el primer cuadrante de la gráfica del ACP donde se encuentra la parte positiva del componente 1 y del componente 2 se encuentran ubicados el punto M2.10-03-2016 el cual presentó valores significativamente superiores en cuanto a la concentración de DBO₅ y DQO con relación a otros puntos, mientras que los puntos M2.27-04-2015 y M3.10-03-2016 registraron incrementos en la temperatura. En el tercer cuadrante donde el componente 1 y el componente 2 son negativos se encuentran ubicados todos los puntos del sitio M1 debido a que en esta área se encuentran los valores más altos de IHF, QBR-And y oxígeno disuelto, esto se debe a que en los puntos de referencia (M1) las puntuaciones y concentraciones obtenidas fueron las óptimas y las variables son factores

limitantes al momento de clasificar los sitios de muestreo. Finalmente en el cuarto cuadrante donde el componente 1 es positivo y el componente 2 es negativo se encuentran los demás sitios de muestreo debido a que en este cuadrante se encuentran las variables ambientales que determinan el grado de contaminación existente en el río por actividades antr

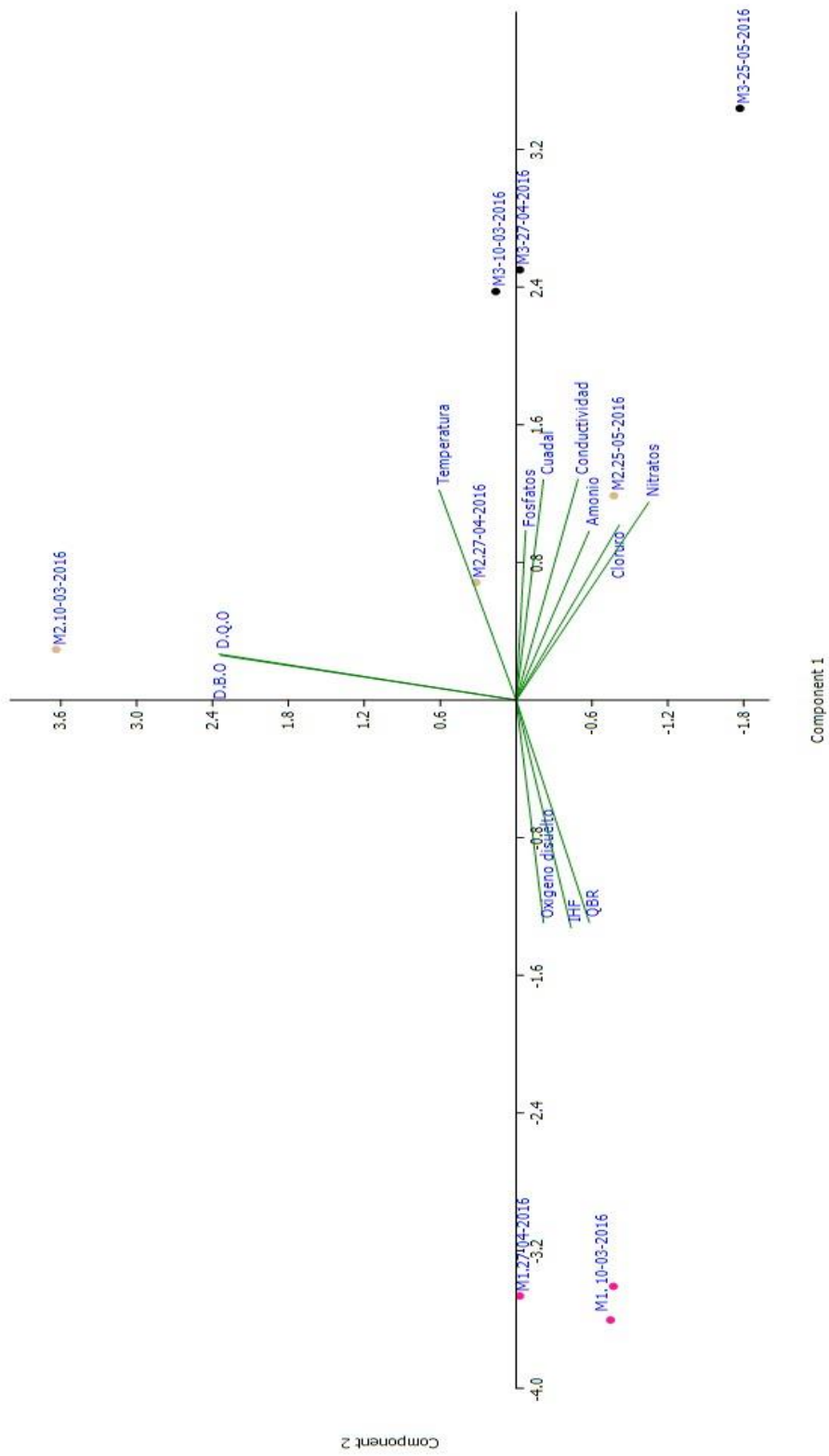


Figura 15. Análisis de Componentes Principales (ACP) de los puntos de muestreo

4.4 Resultados de la comunidad de macroinvertebrados del río Itambi

4.4.1 Análisis de la riqueza y densidad de macroinvertebrados

En los resultados de la clasificación taxonómica de macroinvertebrados se analizaron 4274 individuos, pertenecientes a 11 órdenes y 29 familias (Anexo 6).

La estimación de la densidad de macroinvertebrados proporciona datos para un análisis de mayor precisión ya que nos permite conocer el número de individuos en metro cuadrado. De esta manera el sitio M3 presentó una mayor densidad total debido a que alcanza los 1596,3 individuos/m² posteriormente el punto M1 presentó 1283,33 ind./ m² y finalmente el punto M2 posee una densidad total de 1077,78 ind./ m², la tabla resumen de esta información se encuentra en el Anexo 7.

La riqueza de familias fue decreciendo a medida que el río se acerca a la desembocadura del lago, siendo el sitio de referencia (M1) es que mayor riqueza registró con 23 familias, no obstante, el punto M2 no mostró diferencias significativas ya que en este punto se registraron 22 familias, finalmente en el punto M3 solo se registraron 10 familias.

4.4.2 Análisis de los índices de diversidad

Adicionalmente se usó en el programa CABIRA con el que se calculó los índices de diversidad de Margalef y el Índice de diversidad de Shannon – Wiener, donde se obtuvieron los siguientes resultados (Tabla 14).

Tabla 14. Análisis de los índices de diversidad

Sitio de muestreo	Índice Shannon – Wiener	Evaluación	Índice Margalef	Evaluación
M1	1,98	Media diversidad	3.07	Alta diversidad
M2	1,33	Baja diversidad	3,01	Alta diversidad
M3	0,78	Baja diversidad	1,22	Alta diversidad

El sitio de muestreo M1 presento la mayor puntuación en ambos parámetros con puntuaciones de 1,98 y 3,07 para el índice de diversidad Shannon-Wiener y el índice de diversidad de Margalef respectivamente, mientras que el punto M3 obtuvo la menor puntuación de 0,78 y 1,22 para dichos índices.

A pesar de que las puntuaciones obtenidas en el índice Shannon Wiener decrecen desde el sitio M1 al M3 la evaluación de los puntajes demuestran que el río posee media diversidad en el sitio M1 y baja diversidad en M2 y M3, mientras que en el índice de Margalef se demuestra lo contrario ya que todos los sitios poseen una alta diversidad.

El decrecimiento de la diversidad a lo largo del Río Itambi puede estar asociada con el cambio en el ecosistema fluvial y con el aporte de contaminantes por parte de la población y de las actividades antrópicas que se generan en las orillas del río, lo cual afecta a los individuos que se encuentran en el río ya que dependiendo de su nivel de tolerancia se extinguirán o podrán sobrevivir en dicho ambiente.

4.4.3 Análisis de la composición de los grupos funcionales de alimentación de macroinvertebrados

En el análisis de composición de las comunidades según su grupo funcional alimenticio se obtuvieron los siguientes resultados (Tabla 15), mediante la utilización del programa CABIRA.

Tabla 15. Composición de la comunidad de macroinvertebrados según su grupo funcional en los sitios de muestreo (M)

	(M1)	(M2)	(M3)
Métrica	(%Individuos)	(%Individuos)	(%Individuos)
Colectores	65,3	81,57	98,72
Depredadores	4,69	2,35	0,12
Trituradores	2,31	0,26	0,06
Filtradores	11,11	14,68	0,52
Raspadores	0,07	0,87	0,58

La composición de la comunidad de macroinvertebrados varía de lugar a lugar, esto debido a que cada grupo funcional está ligado a ciertas condiciones ambientales del río.

Los macroinvertebrados colectores y filtradores se caracterizan por ser más abundantes en zonas donde existe mayor cantidad de materia orgánica en suspensión y en sedimentos en los ríos es por esto que su presencia aumenta en los lugares que presentan intervención de actividades antrópicas como actividades agrícolas o presencia de sitios poblados. Adicionalmente la familia de raspadores se alimentan de materia orgánica particulada adheridas a las piedras del sustrato, mientras que las familias trituradoras se caracterizan por estar presentes en zonas donde existe una gran cantidad de hojarasca o restos de madera provenientes del bosque de ribera, es por esto que la presencia de estos macroinvertebrados desciende conforme las condiciones del bosque de ribera disminuyen. Finalmente los macroinvertebrados depredadores se alimentan de tejidos de animales o de otras especies de macroinvertebrados.

4.4.4 Análisis de la composición de la comunidad (NMDS)

Adicionalmente se realizó un análisis estadístico NMDS en el programa PAST v3.12, este análisis consiste en la representación gráfica de las comunidades que presentan una similitud en los datos mediante la agrupación de las mismas según la riqueza existente en cada sitio de muestreo.

El análisis NMDS demuestra que las comunidades con mayor riqueza están ubicadas en el extremo derecho de la gráfica, en la cual se encuentran los puntos M1 pertenecientes a los meses de mayo y abril, mientras que los sitios M2 y M3 están agrupados entre ellos ya que presentan un comportamiento similar en cuanto a la riqueza de los macroinvertebrados encontrados durante los meses de muestreo, finalmente el análisis NMDS presenta un estrés de 0,18 (Figura 16).

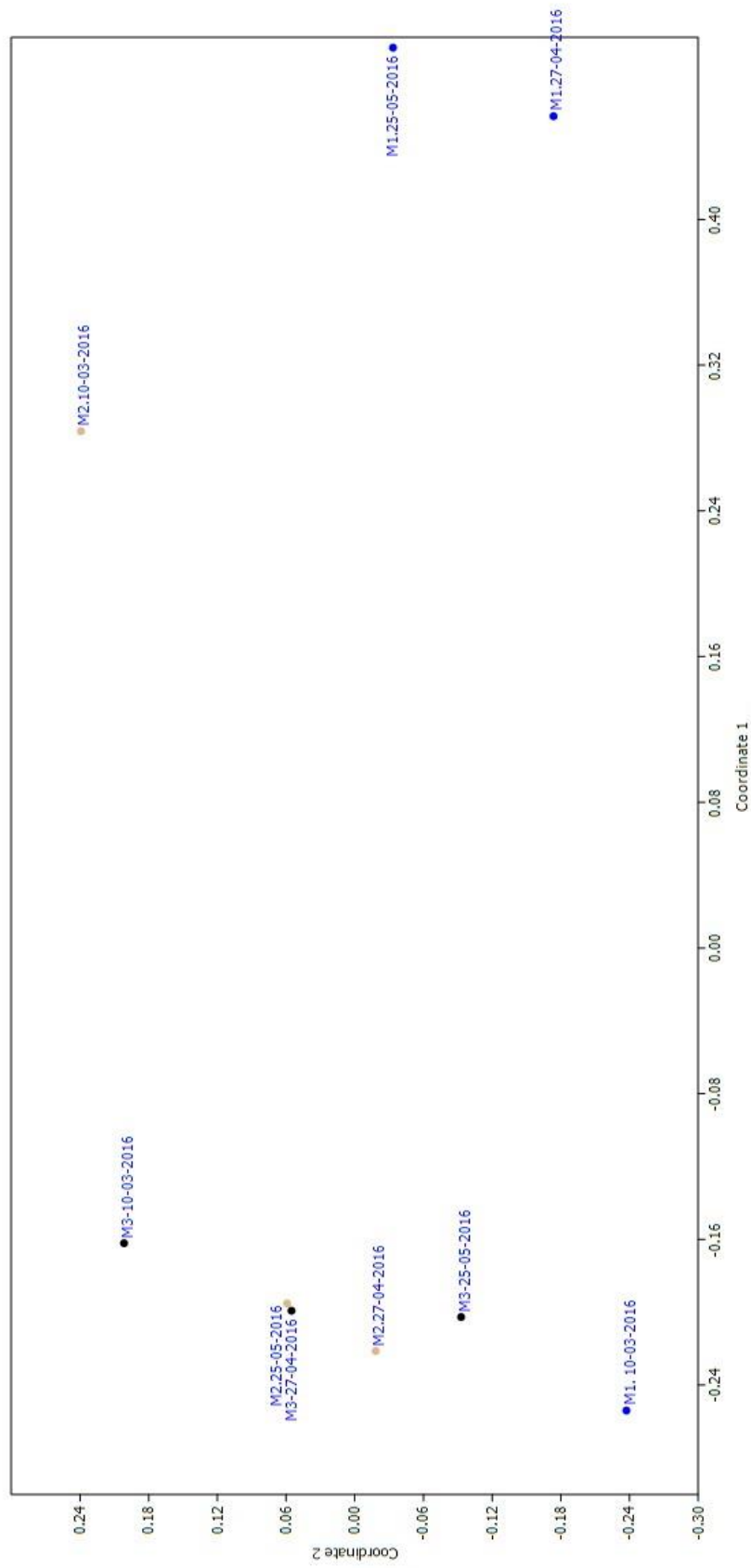


Figura 16. Análisis NMDS de la riqueza de macroinvertebrados en los puntos de muestreo

4.4.5 Relación de las variables ambientales y biológicas (ACC)

El análisis de correspondencias canónicas, busca establecer una relación entre las variables ambientales y la abundancia de macroinvertebrados de cada punto de análisis, de esta manera se obtuvieron los siguientes resultados en el ACC (Anexo 9).

Los 2 primeros ejes representan un 74,58% de la varianza total de los datos utilizados para el análisis de correspondencia canónica (Tabla 16).

Tabla 16. Análisis de Correspondencia Canónica, % de varianza por ejes

Axis	Eigenvalue	% Varianza
1	0,30938	48,86
2	0,16216	25,76
% de varianza total acumulada		74,58%

El ACC demuestra que las variables ambientales están relacionadas con la comunidad de macroinvertebrados en un determinado lugar. Los puntos pertenecientes a M1 de abril y mayo están ubicados donde las variables ambientales como IHF, QBR-And, Oxígeno disuelto determinan la presencia de especies intolerables a la contaminación como es el caso de: Perlidae, Polycentropodidae, Hydrobiosidae por lo cual al existir buenas condiciones ambientales en los sitio M1 se evidencia la presencia de macroinvertebrados con intolerancia a la contaminación.

Adicionalmente los puntos M2 y M3, están ubicados donde las concentraciones de las variables fisicoquímicas aumentan, lo cual puede estar relacionado con las actividades antrópicas que se generan en la orilla del río y esto puede influenciar en una mayor presencia de macroinvertebrados tolerantes a la contaminación. Finalmente el punto M2.10-03-2016 y M3.10-03-2016 se encuentra en el primer cuadrante donde la concentración de DQO y DBO aumentaron por lo cual se puede evidenciar la presencia de familias tolerantes a la contaminación orgánica. (Figura 17).

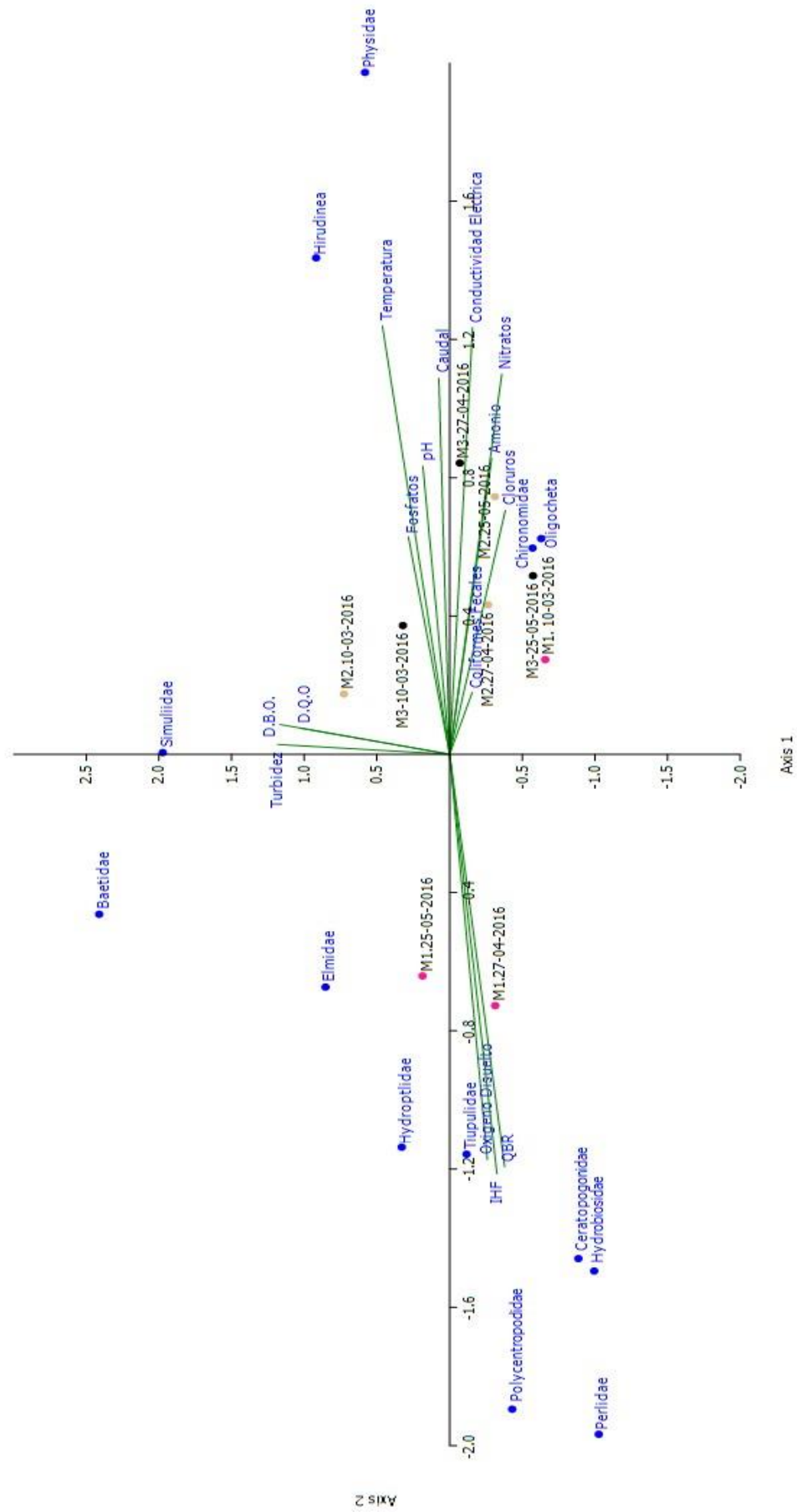
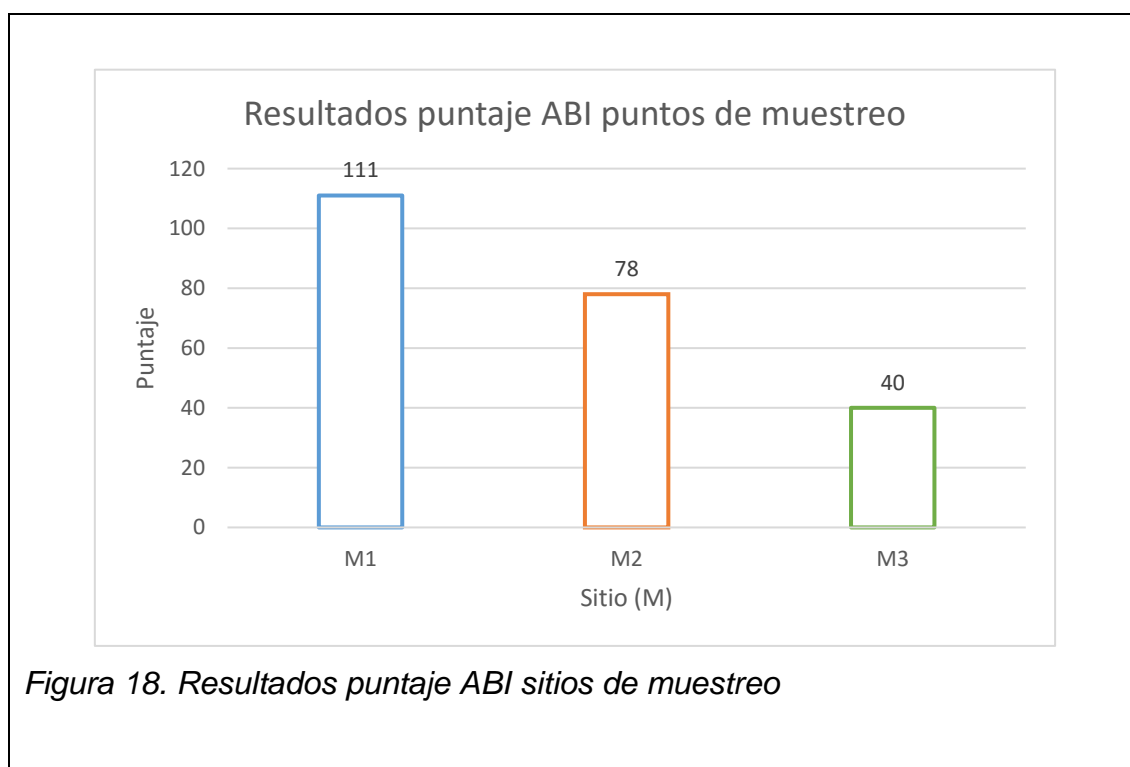


Figura 17. Análisis de Correspondencias Canónicas

4.5 Análisis de calidad ecológica

4.5.1 Análisis ABI

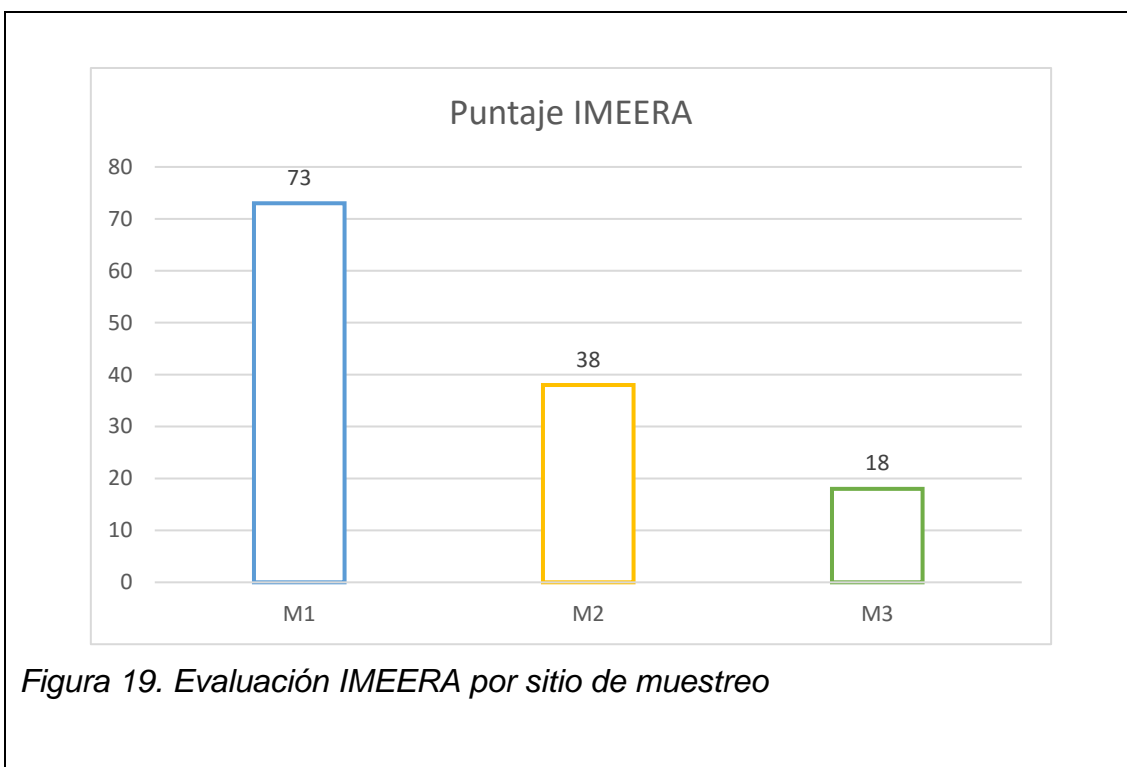
Una vez evaluado el grado de tolerancia de los macroinvertebrados hacia los contaminantes mediante la aplicación del Índice ABI, se procedió a la elaboración de la siguiente gráfica con los resultados del puntaje (Figura 18). Se puede evidenciar que la comunidad de macroinvertebrados según su tolerancia hacia los contaminantes desciende conforme se acerca a la desembocadura al Lago San Pablo.



El punto M1 presentó un puntaje de 111 por lo cual el índice muy bueno, el punto M2 y M3 presentaron puntajes de 78 y 40 respectivamente por lo cual su evaluación ABI es bueno y regular respectivamente.

4.5.2 Análisis IMEERA

Para el índice IMEERA se analizó la caracterización taxonómica de cada sitio junto con su densidad, obteniendo los siguientes resultados:



Mediante el programa CABIRA (Narcís Prat et al., 2013), el sitio M1 obtuvo una puntuación de 73 lo cual representa muy buena calidad ecológica, el punto M2 al registrar un puntaje de 38 es de buena calidad y finalmente el punto M3 con una puntuación de 18 presenta una pésima calidad ecológica (Figura 19).

4.5.3 Análisis CERA

En la Tabla 17 se puede observar cómo en índice de evaluación CERA analiza la calidad hidromorfológica y biológica de un cierto lugar para establecer la calidad ecológica del mismo mediante relaciones directas entre las variables.

Tabla 17. Evaluación CERA según los sitios de muestreo

		Calidad Biológica				
		Excelente	Buena	Moderada	Mala	Pésima
Calidad Hidromorfológica	36 a 40	M1				
	28 a 35					
	20 a 27					
	11 a 19		M2			
	0 a 10				M3	

El punto M1 refleja una excelente calidad ecológica al estar situada en el color azul, mientras que el punto M2 al ser amarillo representa una calidad ecológica moderada y finalmente el punto M3 al ser rojo es de calidad ecológica pésima.

5. Discusión

El río Itambi se ha visto afectado debido a la fuerte actividad antrópica que se desarrolla sin planificación en sus orillas, las mismas que han generado un mal manejo y mal aprovechamiento del cuerpo hídrico por lo tanto ha existido una afectación a las condiciones ambientales que a su vez han generado una modificación tanto en la flora y fauna de los ecosistemas acuáticos y terrestres dependientes (Gamboa, Reyes, y Arrivillaga, 2008).

Al existir actividades antrópicas como agricultura y ganadería en el río Itambi se pudo observar un aumento considerablemente en la concentración de contaminantes como nitratos, amonio, cloruros y fosfatos entre el sitio de referencia y los dos sitios con intervención antrópica, es importante tener en cuenta que este tipo de contaminación orgánica produce la eutrofización de los cuerpos de agua debido al aumento de la producción primaria y al agotamiento del oxígeno disuelto (G. Roldán y Ramírez, 2008).

En las estaciones pertenecientes al punto M1 no se registraron aumentos significativos en la concentración de contaminantes que puedan afectar a la ecología del río, mientras que en los puntos M2 y M3 existieron parámetros como nitratos, cloruros, DBO y DQO que aumentaron significativamente. Estos cambios están relacionados con la presencia de ganado porcino, bovino y ovino y cultivos de maíz en las orillas del río y en la cuenca cercana al lago, los cuales aportan grandes cantidades de desechos orgánicos como excretas y residuos de fertilizantes y plaguicidas.

Los análisis de DBO y DQO de las muestras del 27-04-2016 presentaron una mayor concentración, lo cual puede ser atribuido al aumento de precipitaciones registradas un día antes de realizarse la recolección de muestras. En el punto M1 al aumento de las precipitaciones pudo arrastrar material orgánico proveniente de la parte alta de la montaña donde se registraron incendios, mientras que en los puntos M2 y M3 al estar ubicados directamente al lado de zonas donde existen cultivos y pastoreo de diferentes tipos de ganados pudo haberse

producido una escorrentía que arrastro no solamente heces del ganado sino también de productos químicos como fertilizantes o insecticidas.

Adicionalmente parámetros de suma importancia como el oxígeno disuelto y conductividad eléctrica se vieron afectados a lo largo del río y presentaron concentraciones poco favorables para el desarrollo de la vida acuática previo a la desembocadura al Lago (Hanson, Springer, y Ramirez, 2010). En el punto M1 la concentración de oxígeno fue la adecuada para asegurar un correcto funcionamiento del río. El punto M2 y M3 presentaron concentraciones inferiores de oxígeno disuelto lo cual puede estar asociado a la radiación solar a la que está expuesto el río, lo cual genera un aumento en la temperatura y a su vez se produce un aumento en el consumo de oxígeno debido al desarrollo de actividades metabólicas de plantas y microorganismos acuáticos (A. Roldán, 2003).

El pH no presentó variaciones anormales durante los meses de muestreo ni tampoco entre las estaciones. Sin embargo el caudal mostro variaciones considerables debido a que en los meses de marzo a mayo se registran gran cantidad de precipitaciones en la zona, adicionalmente el río tiene efluentes líquidos provenientes de casas, florícolas y tierras de cultivo.

Adicionalmente la temperatura es otra variable ambiental que ha sido analizada en este estudio, debido a que el aumento de la temperatura está relacionado con el grado de radiación al que está expuesto un cuerpo de agua. Por consiguiente los ríos que poseen poca o nula cobertura vegetal presentan un aumento en la temperatura del agua, es por esto que los puntos M2 y M3 registraron temperaturas superiores al punto de referencia M1. Al existir estos aumento en la temperatura se modifica gravemente el comportamiento de un ecosistema acuático debido a que la misma está relacionada directamente con las reacciones químicas y la actividad primaria que se generan en el río, por lo tanto determina también la cantidad de oxígeno disuelto y el grado de eutrofización de un río (Hanson et al., 2010; A. Roldán, 2003; Suarez et al., 2002).

Los índices utilizados para la determinación de la calidad hidromorfológica del río Itambi fueron los siguientes: Índice del Hábitat Fluvial (IHF), el Índice de calidad de bosque de ribera andino (QBR-and) y el índice de calidad hidromorfológica CERA-s (Encalada et al., 2011; Prat, Rieradevall, y Fortuño, 2012). Mediante un análisis individual se pudo establecer que el punto de muestreo M1 presento los valores más alto en los tres índices establecidos debido a que no existe ningún tipo de modificación tanto en el hábitat fluvial como en la calidad de la vegetación de ribera, por lo cual la pequeña diferencia entre los puntajes del IHF se debieron a variaciones estacionales en el río más no por variaciones de origen antrópico. En estudios realizados previamente se considera que para el establecimiento de los puntos de referencia es fundamental que estos posean las puntuaciones más altas en los índices IHF, QBR-And e índice de calidad hidromorfológica CERA-s (Prat et al., 2012; Villamarín et al., 2013).

Adicionalmente en el punto M2 y M3 las actividades antrópicas que se desarrollan cerca del río han generado que existan modificación en la vegetación de ribera y en el hábitat fluvial debido a que se han generado actividades de alto impacto como la deforestación, remoción de materiales del sustrato, implementación de estructuras de liberación de aguas residuales, eliminación de basura en el río, modificación del cauce del río, etc. (Acosta et al., 2009).

A pesar de que el análisis de las variables fisicoquímicas y de la calidad hidromorfológica nos brindan una amplia información en cuanto al estado de un río, el estudio taxonómico de una comunidad de macroinvertebrados es una herramienta que representa más profundamente el estado ecológico de un río (Carvacho, 2012). La comunidad bentónica en este estudio ayudó a registrar los cambios que se dan en la cuenca, no solo a nivel de composición de la comunidad sino además de los grupos funcionales de alimentación, que cambiaron en función del estado del bosque y del tipo de material alóctono que el bosque de ribera provee al ecosistema acuático. Se pudo observar que el incremento de los contaminantes estaba asociado directamente con la composición taxonómica de una comunidad de macroinvertebrados, debido a

que al existir ciertos contaminantes en un cuerpo de agua ciertas familias han generado adaptaciones para poder sobrevivir (Hanson et al., 2010) mientras que las familias más sensibles hacia los contaminantes desaparecen inmediatamente se generó un cambio en las variables ambientales.

6. Conclusiones

Con el fin de determinar el grado de afectación que han generado estas actividades antrópicas en la calidad de los ríos se han desarrollado cada vez más estudios y herramientas que buscan determinar el estado ecológico de los mismos (Gómez, Donato, Giorgi, Guash, Mateo, Sabater, 2009; Segnini y Chacón, 2005) considerando las variables que anteriormente no eran tomadas en cuenta como la composición taxonómica de los macroinvertebrados presentes en los ecosistemas acuáticos y la calidad hidromorfológica de la cuenca.

Mediante la realización del presente estudio se logró comprobar las hipótesis planteadas, debido a que se pudo observar una disminución en la calidad fisicoquímica, hidromorfológica y biológica mediante los análisis realizados. Esto debido a la gran cantidad de actividades antrópicas que se desarrollan alrededor del río.

Las actividades antrópicas que se generan en el río Itambi han generado una gran alteración en las variables ambientales, debido a que las actividades agropecuarias y urbanas han desencadenado un sinnúmero de alteraciones en el río, lo cual no solo tiene un impacto en la concentración de las variables fisicoquímicas sino también en la calidad hidromorfológica y composición de la comunidad de macroinvertebrados.

Las variables ambientales demostraron un aumento significativo en las áreas donde existían actividades antrópicas y fueron aumentando progresivamente hasta la desembocadura del río Itambi al Lago San Pablo.

El sitio que presentó la mejor calidad ecológica fue la M1, debido a que tanto los parámetros fisicoquímicos, hidromorfológicos como la composición de la comunidad de macroinvertebrados demostró que las condiciones ecológicas eran las idóneas para un correcto funcionamiento del ecosistema acuático, mientras que el punto M3 presento la peor una calidad ecológica.

Adicionalmente se pudo observar mediante la composición de las comunidades de macroinvertebrados como la afectación de los parámetros fisicoquímicos e hidromorfológicos han afectado a la densidad y abundancia de las familias en el río, siendo el sitio M1 el que presento la mayor riqueza con 23 familias mientras que el sitio M3 debido a la gran modificación de las variables ambientales presento una riqueza de 10 familias. Adicionalmente la composición de la comunidad de macroinvertebrados según su grupo trófico alimenticio también se vio afectado por la modificación existente en el ecosistema acuático.

Las variables ambientales que demostraron una mayor relevancia al momento de la determinación de la calidad ecológica en el río Itambi fueron, el Oxígeno Disuelto, IHF y QBR debido a que la composición de las comunidades de macroinvertebrados estuvieron ligadas directamente con valores óptimos de estos parámetros.

7. Recomendaciones

Con el fin de obtener una información más exacta en cuanto a las condiciones fisicoquímicas, se recomienda que los análisis del río Itambi sean realizados en temporada sin precipitaciones o con precipitaciones bajas ya que al existir lluvias puede generarse la dilución de los contaminantes o el arrastre de contaminantes provenientes de otras zonas.

Es importante que se realice un correcto manejo y un mantenimiento periódico a la planta de tratamiento ubicada en el río Itambi, debido a que no se pudo observar una disminución en las concentraciones de los contaminantes analizados.

Se recomienda que se realice una investigación más detallada en cuanto a la cuenca del río Itambi, debido a que este es uno de los ríos más importantes en la población de San Pablo y sus aguas son utilizadas para varias actividades antrópicas.

Es necesario que exista la implementación de los análisis estadísticos multivariante en estudios realizados a futuro debido que esta herramienta provee información relevante en cuanto a los principales componentes ambientales que están relacionados con los puntos de muestreo y también permite conocer la relación entre las poblaciones de macroinvertebrados y las condiciones ambientales, lo cual permite tener un mejor entendimiento sobre la distribución taxonómica de macroinvertebrados.

Se recomienda que exista una ampliación de este estudio con el fin de generar un plan de socialización con la población de San Pablo, con el fin de establecer buenas prácticas ambientales para que las actividades antrópicas tengan un bajo o nulo impacto en el río Itambi.

REFERENCIAS

- Acosta, R., Ríos, B., Rieradevall, M., & Prat, N. (2009). Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. *Limnetica*, 28(1), 35-64.
- Alba - Tercedor, J., Pardo, I., Prat, N., & Pujante, A. (2005). Metodología para el establecimiento del estado ecológico según la directiva marco del agua en la Confederación Hidrográfica del Ebro. *Director*, 235.
- Araúzo, M., & Valladolid, M. (2006). Diagnóstico de la calidad ambiental del río Oja (La Rioja , España) mediante el análisis de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos. *Limnetica*, 25(3), 733-744.
- Arocena, R., Aubriot, L., Bonilla, S., Chalar, G., Conde, D., Daners, G, Scasso, F. (1999). *Métodos en Ecología de Aguas Continentales*. (R. Arocemena & D. Conde, Eds.). Montevideo.
- Ballarín Ferrer, D., & Rodríguez Muñoz, I. (2013). Hidromorfología fluvial. Algunos apuntes aplicados a la restauración de ríos en la cuenca del Duero.
- Burneo, P. C., & Gunkel, G. (2003). Ecology of a high Andean stream, Rio Itambi, Otavalo, Ecuador. *Limnologica*, 33(1), 29-43.
- Carvacho, C. (2012). *Estudio de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y desarrollo de un índice multimétrico para evaluar el estado ecológico de los ríos de la cuenca del limari en Chile*.
- Chapman, D., & Kimstach, V. (1996). *Water Quality Assessments - A guide to use of biota, sediments and water in enviromental monitoring*. Oms, Pnuma.
- Domínguez, E., & Fernández, H. (2009). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y Biología*. (E. Domínguez & H. Fernández, Eds.) (Primera). Tucumán: Fundaciín Miguel Lillo.
- Encalada, A., Rieradevall, M., Ríos-Touma, B., García, N., & Prat, N. (2011). *Protocolo simplificado y guía de evaluación de la calidad ecológica de Ríos Andinos (CERA-S)*. USFQ (Vol. 1). Quito.
- Ferru, M., & Fierrp, P. (2015). Estructura de macroinvertebrados acuáticos y grupos funcionales tróficos en la cuenca del río Lluta, desierto de

- Atacama, Arica y Parinacota, Chile. *SCielo*, 33(4), 47-54.
- Figueroa, P. (2014). *Evaluación de estructura horizontal y la diversidad florística en un bosque lluvioso del medio Magdalena, Hacienda San Juan del Carabe, Cimitarra - Santander. Journal of Chemical Information and Modeling.*
- Gamboa, M., Reyes, R., & Arrivillaga, J. (2008). Revisiones Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de salud ambiental. *Boletín De Malariología y Salud ambiental*, XLVIII(2002), 109-120.
- Gobierno Autonomo y Descentralizado Cantón Otavalo. (2015). Actualización del Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial del Cantón Otavalo - Provincia de Imbabura, p. 327. Recuperado el 14 de mayo del 2016 a partir de http://app.sni.gob.ec/visorseguimiento/DescargaGAD/data/documentoFinal/1060000500001_DOCUMENTO_FINAL_PDOT_OTAVALO_15-03-2015_19-55-15.pdf
- Gómez, N; Donato, C; Giorgi, A; Guash, H; Mateo, P; Sabater, S. (2009). Conceptos y técnicas en Ecología Fluvial. *La biota de los ríos: los microorganismos autótrofos*, 219 – 242.
- Gunkel, G. (2000). Limnology of an Equatorial High Mountain Lake in Ecuador, Lago San Pablo*, 30, 113-120.
- Hammer, Ø., Harper, D., & Ryan, P. (2001). Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1), 9-18.
- Hanson, P., Springer, M., & Ramirez, A. (2010). Introducción a los grupos de macroinvertebrados acuáticos. *Revista de Biología Tropical*, 58(Suppl. 4), 3-37.
- INAMHI. (2015). *Anuario meteorológico № 52-2012.*
- Marrugan, A. (2004). *Measuring Biological Diversity* (Illustrate). Wiley, 2004.
- Marulanda, L., Uribe, A., Velásquez, P., Montoya, M., Idárraga, Á., López, M., & López, J. (2004). Estructura Y Composición De La Comunidad De Macro Invertebrados Acuáticos Asociados a Tillandsia Turneri Baker (Bromeliaceae) En Un Bosque Alto Andino Colombiano. *Acta Zoológica Mexicana*, 20(1), 153-166. Recuperado el 17 de mayo del

- 2016 a partir de <http://www.redalyc.org/pdf/575/57520113.pdf>
- Monge, C. (2008). El agua : recurso natural y elemento de desarrollo. *Nuestra visión socialdemocrata*, 21-27. Recuperado el 3 de junio del 2016 a partir de www.fusda.org/revista11pdf/Revista112ELAGUARECURSONATURALYELEMENTODEDESARROLLO.PDF
- Morelli, E., & Verdi, A. (2014). Diversidad de macroinvertebrados acuáticos en cursos de agua dulce con vegetación ribera nativa de Uruguay. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85(4), 1160-1170.
- Oyanedel, A., Valdovinos, C., Azocar, M. S., Moya, C., Mancilla, G., Padreros, P., & Figueroa, R. (2008). Patrones de distribución espacial de los macroinvertebrados bentónicos de la cuenca del río Aysen (Patagonia Chile). *SCielo*, 72(2), 241 - 257. Recuperado el 15 de mayo del 2016 a partir de http://www.scielo.cl/scielo.php?pid=S0717-65382008000200011&script=sci_arttext
- Pardo, I., Alvarez, M., Casas, J., Moreno, J. L., Vivas, S., Bonada, N., Vidal-Abarca, M. R. (2002). El habitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de habitat. *Limnetica*, 21(3-4), 115-133.
- Pla, L. (2006). BIODIVERSIDAD: INFERENCIA BASADA EN EL ÍNDICE DE SHANNON Y LA RIQUEZA. *Interciencia*, 31, 583-590.
- Prat, N., Rieradevall, M., & Fortuño, P. (2012). Metodología F.E.M. para la evaluación del estado ecológico de los ríos Mediterráneos, 1-44.
- Prat, N., Villamarín, C., & Rieradevall, M. (2013). Aplicación CABIRA (Calidad Biológica de los Ríos Altoandinos), 22. Recuperado el 3 de junio del 2016 a partir de <http://hdl.handle.net/2445/36431>
- Ríos-Touma, B., Acosta, R., & 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(April), 249-273.
- Rivas, Z., Márquez, R., Troncone, F., Sánchez, J., & Colina, M. (2005). Contribución de principales ríos tributarios a la contaminación y eutrofización del Lago de Maracaibo Contribution of Mean Tributary Rivers to Lake Maracaibo Contamination and Eutrophication,

13(March), 68-77.

- Roldán, A. (2003). *Bioindicación de la calidad del agua en Colombia* (Primera Ed). Antioquia: Universidad de Antioquia. Recuperado el 17 de junio del 2016 a partir de https://books.google.com.ec/books?id=ZEjgIKZTF2UC&printsec=frontcover&hl=es&source=gbs_ge_summary_r&cad=0#v=onepage&q&f=true
- Roldán, G. (1999). Los Macroinvertebrados Y Su Valor Como Indicadores De La Calidad Del Agua. *Revista Academica Colombiana de Ciencias Exactas, Fisicas y Naturales*, 23, 375-387.
- Roldán, G., & Ramírez, J. (2008). *Fundamentos de limnología neotropical*. (G. Montoya, Ed.) (2da ed.). Antioquia: Universidad de Antioquia. Recuperado el 25 de junio del 2016 a partir de https://books.google.es/books?id=FA5Jr7pXF1UC&pg=PR5&hl=es&source=gbs_selected_pages&cad=2#v=onepage&q&f=false
- Rubio, E. (2009). V-103 -Macroinvertebrados Bioindicadores De La Calidad De Las Aguas Loticas En El Salvador, (1), 1-6.
- Segnini, S., & Chacón, M. (2005). Caracterización Físicoquímica Del Hábitat Interno Y Ribereño De Rios Andinos En La Cordillera De Mérida , Venezuela Physico-Chemical Characterization of Internal and Riparian Habitat in Andean Rivers in the Merida Cordillera Venezuela. *Ecotropicos*, 18(1), 38-61.
- Southgate, D., & Whitaker, M. (2004). Los costos asociados a la expansion de la Frontera agricola en los tropicos humedos de Ecuador. *Antología. Economía ecuatoriana*, 279-292.
- Suarez, M. L., Vidal-Abarca, M. R., Del Mar Sanchez-Montoya, M., Alba-Tercedor, J., Alvarez, M., Aviles, J., ... Vivas, S. (2002). Las riberas de los ríos mediterráneos y su calidad: El uso del Índice QBR. *Limnetica*, 21(3-4), 135-148.
- Villamarín, C. (2012). *Estructura y composición de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en ríos altoandinos del Ecuador y Perú . Diseño de un sistema de medida de la calidad del agua con índices multimétricos. Universitat de Barcelona.*

Villamarín, C., Rieradevall, M., Paul, M. J., Barbour, M. T., & 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.

ANEXOS

Anexo 1. Hoja de evaluación del Índice Hidromorfológico CERA-S

Evaluación del Índice Hidromorfológico CERA-S			
Apartado	M1	M2	M3
Estructura y naturalidad de la vegetación de ribera	5	1	0
Continuidad de la vegetación de ribera a lo largo del río	5	3	1
Conectividades de la vegetación de ribera con otros elementos del paisaje adyacentes o próximos	5	1	0
Presencia de basura y escombros	5	2	2
Naturalidad del canal fluvial	5	3	3
Composición del sustrato	5	3	1
Regímenes de velocidad y profundidad del río	5	2	2
Elementos de heterogeneidad	5	2	1
TOTAL	40	17	10

Anexo 2. Hoja de evaluación del Índice de evaluación de Hábitat Fluvial

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 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 categorías)
4. Regímenes de velocidad / profundidad		
	<i>somero</i> : < 0.5 m 4 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
	Exposición	3
		TOTAL (una categoría)
6. Elementos heterogeneidad (si hay ausencia de hojarasca el valor debe ser 0 puntos)		
Hojarasca	> 10% & < 75%	4
	< 10% & > 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% & > 50%	5
	Ausencia absoluta	0
% Pecton	10 - 50%	10
	< 10% & > 50%	5
	Ausencia absoluta	0
% Fanerógamas	10 - 50%	10
	< 10% & > 50%	5
	Ausencia absoluta	0
		TOTAL (sumar categorías)
PUNTUACIÓN FINAL (suma de las puntuaciones anteriores)		

Anexo 3. Hoja de evaluación de la calidad de la ribera de Pajonales de páramos y punas Protocolo CERA

ÍNDICE QBR-And
Calidad de la ribera de
Comunidades de Pajonales de
Páramos y Punas
Protocolo CERA



La puntuación de cada uno de los 3 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 ribera (Gramíneas y/o matorral y/o "almohadillas")
10	50-80 % de cubierta vegetal de la ribera
5	10-50 % de cubierta vegetal de la ribera
0	< 10 % de cubierta vegetal de la ribera
+ 10	si la conectividad entre la vegetación de ribera y la comunidad vegetal adyacente es total
+ 5	si la conectividad entre la vegetación de ribera y la comunidad vegetal adyacente es >50%
- 5	Si la conectividad entre la vegetación de ribera y la comunidad vegetal adyacente es entre el 25-50%
-5	Si se presentan evidencias de quema de pajonal de gramíneas de ribera <50%
-10	Si se presentan evidencias de quema de pajonal de gramíneas de ribera >50%

Calidad de la cubierta

Puntuación bloque 2

Puntuación	
25	Todas las especies vegetales de ribera autóctonas (gramíneas, matorral o almohadillas)
10	Ribera con <25% de la cobertura con especies de introducidas (<i>Eucalyptus spp.</i> , <i>Pinus spp.</i>) o especies arbustivas secundarias (por efecto de sobrepastoreo)
5	Ribera entre 25-80% de la cobertura con especies introducidas o con arbustivas secundarias
0	Ribera con >80% de especies introducidas o arbustivas secundarias

Grado de naturalidad del canal fluvial

Puntuación bloque 3

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 4. Resultados parámetros fisicoquímicos y microbiológicos de los sitios de muestreo del río Itambi

	Temperatura		Turbidez		Oxígeno Disuelto		Conductividad Eléctrica		pH		D.B.O.		D.Q.O		Nitratos		Amonio		Cloruros		Fosfatos		Coliformes Fecales		
	Media (Min-Max) Desviación Est.		Media (Min-Max) Desviación Est.		Media (Min-Max) Desviación Est.		Media (Min-Max) Desviación Est.		Media (Min-Max) Desviación Est.		Media (Min-Max) Desviación Est.		Media (Min-Max) Desviación Est.		Media (Min-Max) Desviación Est.		Media (Min-Max) Desviación Est.		Media (Min-Max) Desviación Est.		Media (Min-Max) Desviación Est.		Media (Min-Max) Desviación Est.		
M1	13,33 (12,9-13,9)		1,94 (0,99-2,54)		7,60 (7-8,1)		66,25 (55,45-80)		6,80 (6,7-6,9)		2,95 (0,72-5,52)		18,85 (3,12-50,02)		0,20 (0,2-0,2)		0,05 (0,03-0,08)		0,69 (0,69-0,69)		0,03 (0,009-0,05)		0,03 (0,009-0,05)		3667,40 (1,1-11000)
M2	0,51 17,63 (17,1-18,3)		0,83 106,56 (4,99-301)		0,56 4,04 (3,1-5,2)		12,54 228,90 (134-291,2)		0,10 7,57 (7,4-7,7)		2,42 26,84 (4,4-68,09)		27,00 74,70 (6,23-142,82)		0,00 0,77 (0,2-1,34)		0,03 0,27 (0,17-0,35)		0,00 2,97 (2,74-3,42)		0,02 0,43 (0,17-0,59)		0,23 0,77 (0,11-1,17)		6350,22 16166,67 (3500-15000)
M3	0,61 17,93 (16,8-19)		168,44 30,79 (3,8-77,2)		1,07 1,94 (1,1-2,43)		83,52 303,83 (287-323,7)		0,15 7,03 (6,9-7,1)		35,77 11,46 (6-15,9)		68,30 39,40 (9,35-60,74)		0,57 1,10 (0,9-1,29)		0,09 1,07 (0,28-1,47)		0,39 7,48 (3,94-13,72)		0,23 0,77 (0,11-1,17)		0,58 1,17 (1,1-24000)		13288,47 12667,03 (1,1-24000)
	1,10		40,37		0,73		18,54		0,12		5,03		26,78		0,20		0,69		5,42		0,58		12054,85		

Anexo 5. Análisis de variables fisicoquímicas y microbiológica tabla con datos detallados.

Sitio de muestreo	Temperatura °C	Turbidez FNU	Oxígeno Disuelto mg/L	Conductividad Electrica uS/cm	pH	D.B.O. mg/L	D.Q.O mg/L	Nitratos mg/L	Amonio mg/L	Cloruros mg/L	Fosfatos mg/L	Coliformes Fecales NMP/100ml	Caudal	IHF	QBR
M1-10-03-2016	13,9	2,3	7,7	80	6,8	0,72	3,4	0,2	0,08	0,69	0,05	11000	6	98	100
M1-27-04-2016	12,9	2,54	7	55,45	6,7	5,52	50,02	0,2	0,05	0,69	0,009	11000	10	100	100
M1-25-05-2016	13,2	0,99	8,1	63,29	6,9	2,6	3,12	0,2	0,03	0,69	0,04	11000	9	98	100
M2-10-03-2016	17,5	301	3,83	134	7,4	68,09	142,82	0,2	0,3	2,75	0,54	15000	38	43	20
M2-27-04-2016	17,1	13,7	5,2	291,2	7,7	8,04	75,04	0,77	0,35	3,42	0,17	30000	67	43	20
M2-25-05-2016	18,3	4,99	3,1	261,5	7,6	4,4	6,23	1,34	0,17	2,74	0,59	3500	44	43	20
M3-10-03-2016	19	77,2	2,43	287	6,9	15,9	48,1	1,1	0,28	3,94	1,17	14000	87	36	15
M3-27-04-2016	18	11,36	1,1	300,8	7,1	12,48	60,74	0,9	1,47	4,79	0,11	11000	102	31	15
M3-25-05-2016	16,8	3,8	2,3	323,7	7,1	6	9,35	1,29	1,47	13,72	1,04	24000	93	31	15

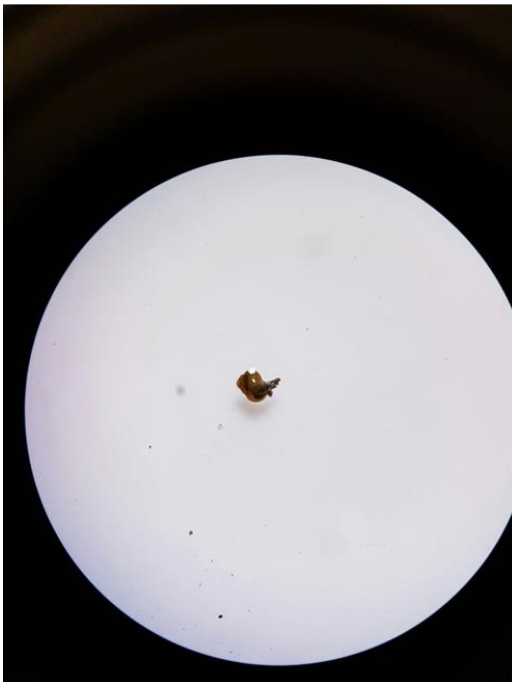
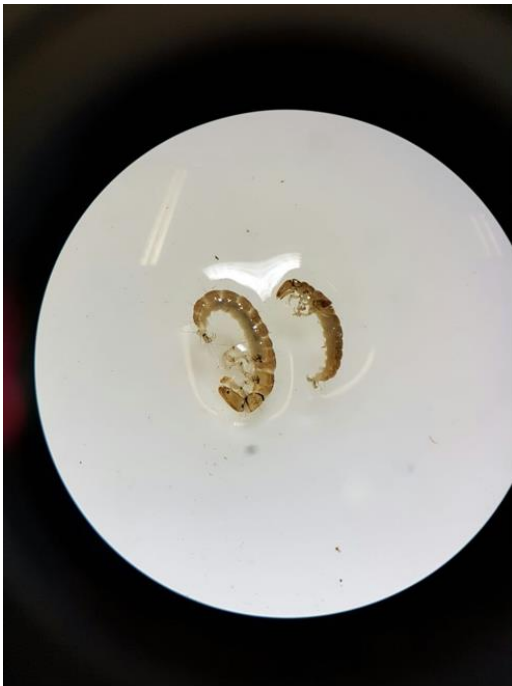
Anexo 6. Clasificación taxonómica de los macroinvertebrados analizados

Orden	Familia
Hirudinea	
Oligocheta	
Gasteropoda	Limnaeidae Physidae
Hydracarina	
Ephemeroptera	Baetidae
Odonata	Aeshnidae
Plecoptera	Perlidae
Heteroptera	Gerridae
	Helicopsychidae
	Polycentropodidae
Tricoptera	Hydroptilidae Hydrobiosidae Glossosomatida
	Ptilodactylidae
	Staphylinidae
Coleoptera	Elmidae Scirtidae Gyrinidae Dytiscidae
	Simuliidae
	Tabanidae
	Limoniidae
	Ceratopogonidae
	Tipulidae
Diptera	Psychodidae Dolichopodidae Empididae Chiromomidae Culicidae Muscidae Ephydridar

Anexo 9. Componentes fisicoquímicos, microbiológicos, hidromorfológicos y densidad de macroinvertebrados para el análisis de correspondencias canónicas.

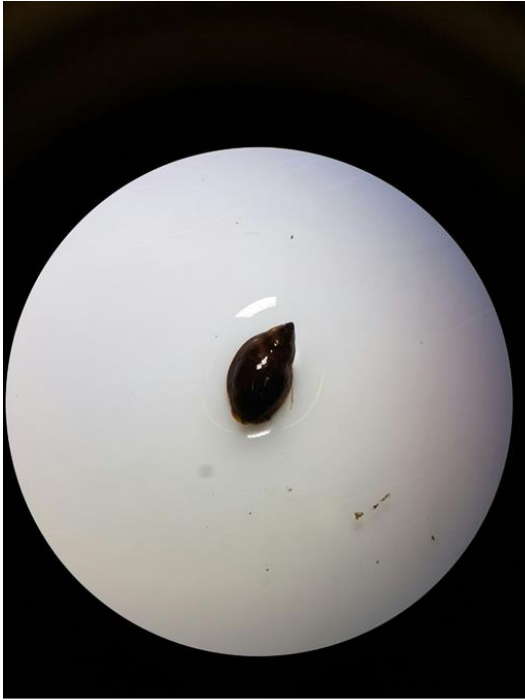
	Amonio	Cloruros	D.B.O.	D.Q.O.	Fosfatos	Nitratos	Oxígeno Disuelto	Coliformes Fecales	pH	Turbidez	Conductividad Eléctrica	Temperatura	Caudal	IHF	QBR	Hirudinea	Oligocheta	Physidae	Baetidae	Peritidae	Polycenropodidae	Hydroptilidae	Hydrobiosidae	Elmidae	Simuliidae	Ceratopogonidae	Tipulidae	Chironomidae	
M1. 10-03-2016	0,08	0,69	0,72	3,4	0,05	0,2	7,7	11000	6,8	2,3	80	13,9	6	98	100	0	1,224	0	0	0	0	0	0,577	0	0	0	0	0	1,836
M1.27-04-2016	0,05	0,69	5,52	50,02	0,009	0,2	7	11000	6,7	2,54	55,45	12,9	10	100	100	0	1,98	0	0	1,12	1,43	1,793	0,925	0,672	0,58	1,2904	1,29	2,163	
M1.25-05-2016	0,03	0,69	2,6	3,12	0,04	0,2	8,1	11000	6,9	0,99	63,29	13,2	9	98	100	0	2,008	0	2,151	0,67	1,94	2,05	1,29	1,115	1,46	1,0486	1,01	2,414	
M2.10-03-2016	0,3	2,75	68,09	142,8	0,54	0,2	3,83	15000	7,4	301	134	17,5	38	43	20	1,08	1,57	0,67	1,812	0	0	1,049	0	0,672	2,18	0	0,58	2,263	
M2.27-04-2016	0,35	3,42	8,04	75,04	0,17	0,77	5,2	30000	7,7	13,7	291,2	17,1	67	43	20	0,97	1,787	0	0	0	0	0,455	0	0	0,4551	0	1,58		
M2.25-05-2016	0,17	2,74	4,4	6,23	0,59	1,34	3,1	3500	7,6	4,99	261,5	18,3	44	43	20	0,28	1,911	0,67	0	0	0	0	0,285	0	0	0	0	2,598	
M3-10-03-2016	0,28	3,94	15,9	48,1	1,17	1,1	2,43	14000	6,9	77,2	287	19	87	36	15	0,28	1,415	0,455	0	0	0	0	0	0,285	0,82	0	0	1,43	
M3-27-04-2016	1,47	4,79	12,48	60,74	0,11	0,9	1,1	11000	7,1	11,36	300,8	18	102	31	15	0,92	2,569	1,01	0	0	0	0	0	0	0,58	0	0	2,627	
M3-25-05-2016	1,47	13,72	6	9,35	1,04	1,29	2,3	24000	7,1	3,8	323,7	16,8	93	31	15	0	2,461	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,28	2,638	

Anexo 10. Macroinvertebrados acuáticos



Explicación: A) Hydrobiosidae, superior izquierda B) Aeshnidae, superior derecha

C) Limnaeidae, inferior izquierda D) Hirudinea, inferior derecha.



Explicación: A) Physidae, superior izquierda B) Hydroptilidae, superior derecha
C) Chironomidae, inferior izquierda D) Scirtidae, inferior derecha.



Explicación: A) Simuliidae, superior izquierda B) Chironomidae, superior derecha

C) Dytiscidae, inferior izquierda D) Polycentropodidae, inferior derecha



Explicación: A) Perlidae, izquierda B) Gerridae, derecha