



UNIVERSIDAD TÉCNICA PARTICULAR DE LOJA

La Universidad Católica de Loja

ÁREA BIOLÓGICA

TÍTULO DE INGENIERO EN GESTIÓN AMBIENTAL

**Implicaciones espaciales de la vegetación de ribera para la protección
y mejoramiento de los ecosistemas fluviales Andinos.**

TRABAJO DE TITULACIÓN

AUTOR: Palma Jaramillo Diego Fabricio.

DIRECTOR: Iñiguez Armijos Carlos Alberto, Ing.

LOJA – ECUADOR

2016



Esta versión digital, ha sido acreditada bajo la licencia Creative Commons 4.0, CC BY-NY-SA: Reconocimiento-No comercial-Compartir igual; la cual permite copiar, distribuir y comunicar públicamente la obra, mientras se reconozca la autoría original, no se utilice con fines comerciales y se permiten obras derivadas, siempre que mantenga la misma licencia al ser divulgada. <http://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/deed.es>

Septiembre, 2016

APROBACIÓN DEL DIRECTOR DEL TRABAJO DE TITULACIÓN

Ingeniero

Carlos Alberto Iñiguez Armijos.

DOCENTE DE LA TITULACIÓN

De mi consideración:

El presente trabajo de titulación: Implicaciones espaciales de la vegetación de ribera para la protección y mejoramiento de los ecosistemas fluviales Andinos, realizado por Diego Fabricio Palma Jaramillo, ha sido orientado y revisado durante su ejecución, por cuanto se aprueba la presentación del mismo.

Loja, noviembre de 2016

f) _____

DECLARACIÓN DE AUTORÍA Y CESIÓN DE DERECHOS

"Yo, Diego Fabricio Palma Jaramillo declaro ser autor del presente trabajo de titulación: Implicaciones espaciales de la vegetación de ribera para la protección y mejoramiento de los ecosistemas fluviales Andinos, de la Titulación de Gestión Ambiental, siendo Carlos Alberto Iñiguez Armijos director del presente trabajo; y eximo expresamente a la Universidad Técnica Particular de Loja y a sus representantes legales de posibles reclamos o acciones legales. Además certifico que las ideas, conceptos, procedimientos y resultados vertidos en el presente trabajo investigativo, son de mi exclusiva responsabilidad.

Adicionalmente declaramos conocer y aceptar la disposición del Art. 88 del Estatuto Orgánico de la Universidad Técnica Particular de Loja que en su parte pertinente textualmente dice: "Forman parte del patrimonio de la Universidad la propiedad intelectual de investigaciones, trabajos científicos o técnicos y tesis de grado o trabajos de titulación que se realicen con el apoyo financiero, académico o institucional (operativo) de la Universidad"

f. _____

Autor: Diego Fabricio Palma Jaramillo

Cédula: 1104197304

DEDICATORIA

Dedico de manera especial a mis padres, ya que ellos fueron los cimientos para la construcción de mi vida profesional, educándome con bases de responsabilidad y deseos de superación.

A mis hermanos y amigos por su incondicional apoyo y desinteresada participación en el presente trabajo.

Diego.

AGRADECIMIENTO

Mis agradecimientos al Ing. Carlos Iñiguez, director del trabajo de fin de titulación por su acertada y valiosa guía durante este proceso.

A todas las personas que participaron desinteresadamente en el presente trabajo, así como a los docentes que ayudaron a formar mi vida universitaria para ser un buen profesional.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

ÍNDICE DE CONTENIDOS	VI
RESUMEN	1
ABSTRACT	1
INTRODUCCIÓN	1
OBJETIVOS	2
CAPITULO I	3
MARCO TEÓRICO	3
1.1 Características generales de las zonas de ribera.	4
1.2 Biodiversidad en las zonas de ribera.	4
1.3 Servicios y funciones ecosistemicos en las zonas de ribera.....	5
1.4 Disturbios y deterioro en las zonas de ribera.....	7
Figura 1: Fig. 1: Potenciales vías de contaminación relacionadas al ambiente acuático	9
1.5 Restauración de ecosistemas de ribera.....	9
1.6 Contexto legal en Ecuador	12
CAPÍTULO II	15
MATERIALES Y MÉTODOS	15
2.1 Área de estudio y caracterización de los sitios.	16
2.2 Cobertura Vegetal	18
2.3 Condición ecológica	20
2.4 Análisis de datos	22
CAPÍTULO III	24
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	24
3.1 Resultados.....	25
3.1.1. Condición ecológica de las quebradas.....	25
3.1.2. Colinealidad entre las métricas de condición ecológica de las quebradas.	26
3.1.3. Condición ecológica vs vegetación de ribera	29
3.2 Discusión	31
3.2.1 Vegetación de ribera y condición ecologica de las quebradas.	31
3.2.2 Manejo y conservación	32
CONCLUSIONES	34
RECOMENDACIONES	35
ANEXOS	44

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Funciones de zonas de amortiguamiento relacionadas a enfoques y objetivos	6
Tabla 2: Recomendaciones de anchos de franjas ribereñas con diferentes tipos de vegetación	11
Tabla 3: Recomendaciones al marco legal de Ecuador relacionadas con la conservación, manejo y restauración de las zonas de ribera y sus servicios ecosistémicos.	14
Tabla 4: Características físico-químicas e hidráulicas (promedio \pm DE) de las quebradas estudiadas en tres diferentes usos de suelo en la hoya de Loja.....	18
Tabla 5: Proceso para la delimitación de Cuencas Hidrograficas en el programa ArcGis 10.2.1 usando la herramienta Hydrology de Spatial Analyst	18
Tabla 6: Valores de LCI (potencial de contaminación a fuentes de agua.....)	20
Tabla 7: Porcentajes de los diferentes usos de suelo en las cuencas y en las riberas (30 m de ancho) de las quebradas estudiadas en la hoya de Loja.....	20
Tabla 8: Valores promedio (\pm DE) de las métricas estructurales, funcionales y de calidad de agua y de ribera de las quebradas estudiadas en tres usos de suelo diferentes en la hoya de Loja.	25
Tabla 9: Resultados del análisis de correlación de Pearson entre métricas estructurales.	26
Tabla 10: Resultados del análisis de correlación de Pearson entre métricas funcionales.	27
Tabla 11: Resultados del análisis de correlación de Pearson entre métricas físico-químicas.	27
Tabla 12: Resultados del análisis de correlación de Pearson entre métricas de calidad de ribera.	28
Tabla 13: Resumen de las regresiones de todas las métricas no correlacionadas.	29

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Potenciales vías de contaminación relacionadas al ambiente acuático	9
Figura 2: Localización de las quebradas de estudio en la hoya de Loja.	17
Figura 3: Correlación de Pearson entre las métricas estructurales (a), funcionales(c), físico-químicas (b), de ribera (d) y la cobertura de vegetación nativa a 30m.	Error!
Bookmark not defined.	
Figura 4: Regresiones de las métricas seleccionadas, que explican el % CVN necesaria en una escala espacial de 30m de ancho. QBR-Andes (a), la tasa de descomposición en malla gruesa de eucalipto (b), índice IMMERA_B (c), fósforo reactivo soluble (d), nitritos (e), turbiedad (d).....	30

RESUMEN

Actividades antrópicas como la agricultura y la ganadería son las principales causas de alteración en los cuerpos fluviales andinos, por lo que conocer la cantidad de vegetación nativa necesaria en las riberas es una medida necesaria para mejorar la conservación y manejo en los ecosistemas fluviales. En el presente trabajo se calcularon diez índices o métricas estructurales, funcionales y de calidad biológica del agua y de las riberas y se cuantificó su respuesta a diferentes porcentajes de cobertura vegetal nativa dentro de 30 m de ribera en 9 quebradas andinas. Los resultados indicaron que varias métricas tuvieron relaciones significativas con la cobertura vegetal nativa y estos sugieren la necesidad de usar zonas de amortiguación cubiertas por más del 80% de vegetación nativa para conseguir un impacto positivo sobre el manejo de los cauces. Además se sugiere proponer fuertes regulaciones concentradas en el manejo de zonas de ribera y de los usos de suelo dentro de las cuencas hidrográficas.

Palabras clave: manejo de riberas; ríos andinos; calidad de agua; cobertura vegetal y conservación

ABSTRACT

Anthropic activities like agriculture and raising cattle are principle causes of alteration in Andean riparian ecosystems, affecting both habitat quality and water resources. These processes make it imperative to quantify the levels of native vegetation retention necessary in buffer zones, to work towards conservation and management strategies in these riparian ecosystems. This study calculates ten benthic indexes and the functions and biological quality of water and stream banks. Additionally, it calculates quantitative responses from different percentages of native vegetation coverage within a 30m buffer of the river bank, from 9 different segments in the catchment of Loja. The results suggest that it is necessary to maintain riparian buffer zones with 80 % of native vegetation coverage to achieve a positive impact in the conservation of these mountain riparian ecosystems. Overall, we propose strong regulations concentrated on the management of riparian zones and the uses of these areas inside hydrographic watersheds.

Key words: Management of stream banks, Andean rivers, buffer zones, water quality, vegetation coverage and conservation.

INTRODUCCIÓN

Los cuerpos fluviales tienen una gran importancia en los ecosistemas, ya que aparte de transportar agua también transportan sales, sedimentos, diferentes organismos y complejas reacciones químicas y biológicas que suceden en los cauces fluviales, lo que ha permitido la adaptación de varios organismos a las condiciones locales que junto a las condiciones ambientales explica la gran biodiversidad almacenada en las zonas de ribera (Décamps & Naiman, 1990). La caracterización ecológica de los ríos puede llevarse a cabo en base a su estructura y funcionamiento, en el caso de los ecosistemas fluviales su estructura está relacionada a la forma y dimensiones del cauce, la calidad del agua, a la diversidad de hábitats y a las distintas comunidades biológicas que se establecen, y su funcionamiento está en continua relación con procesos como el transporte y retención de sedimentos, nutrientes o materia orgánica; tanto la estructura como la funcionalidad de los cauces mantienen una relación directa con la zonas de ribera (Carter et al., 2002).

Las zonas de ribera son sistemas complejos que tienen características biofísicas, geomorfológicas y procesos ecológicos únicos (Brinson et al., 2002). Poseen funciones como desacelerar el agua de escorrentía y mejorar la infiltración, atrapar contaminantes, reducir la erosión del suelo, proteger hábitats sensibles, brindar sombra para mantener la temperatura y mejora la calidad del agua y del suelo (Bentrup, 2008). Las riberas tienen una dependencia muy cercana y recíproca con los cuerpos fluviales (Guevara et al., 2008), y sirven de punto de transición entre los hábitats terrestres y acuáticos en sus diferentes estratos verticales (Romero, Cozano, Gangas, & Naulin, 2014).

Sin embargo, estos ecosistemas cuentan con disturbios de origen natural que son un componente más de su funcionamiento, y de alteraciones de origen antrópico que suelen sobrepasar su tasa de resiliencia (Naiman et al., 2010) y desencadenan degradación y deterioro e incluso hasta pérdida directa en algunos casos (Richardson et al., 2007).

En los últimos años la contaminación asociada al cambio de uso de suelo es uno de los mayores problemas que amenazan la calidad de los ecosistemas fluviales, como el incremento de la turbiedad, disminución de la producción primaria, aumento de contaminantes orgánicos, alteración de los factores hidrológicos del cauce y alteración de los niveles de materia alóctona. Al expandir la frontera agrícola y convertir áreas con vegetación natural a pastizales o zonas de cultivo, dejando expuestas las zonas de

ribera a ambas orillas, o en algunos casos el reemplazo de vegetación nativa por plantas introducidas como pino (*Pinus spp.*), eucalipto (*Eucalyptus spp.*) y sauce (*Salix spp.*) (Iñiguez, 2014).

El deterioro o eliminación de las riberas produce varias alteraciones como incremento de los procesos de sedimentación, incremento en la carga de nutrientes, alteraciones en el balance escorrentía – evapotranspiración, alteración de las condiciones abióticas como luz, temperatura y bióticas como disminución de especies nativas y aumento de especies invasoras, es decir que coberturas de suelo como cultivos, pastizales y desarrollo urbano tienen una mayor capacidad de contaminación y por lo tanto un mayor efecto negativo en los cauces en comparación a la vegetación nativa que posee una baja capacidad de contaminación y un efecto positivo, por lo que es importante trabajar continuamente en la manutención de las zonas de ribera (Allan, 2004).

La manutención de las riberas y su importancia para la conservación y mejoramiento de la condición ecológica de los cauces nos asegura un amplio rango de hábitat y de microclimas que proporcionan refugios y que dan lugar a una alta diversidad de fauna y flora, tanto acuática como terrestre. Las franjas de ribera reducen la erosión, influyen en la temperatura del agua, proporcionan nutrientes y alimento a varios organismos acuáticos y también mejora las condiciones visuales de la zona. La restauración ecológica de los ecosistemas de ribera se puede enfocar en la recuperación de su estructura (Naiman et al., 2010) y realizar varias funciones como servir de zona de amortiguamiento de sedimentos y nutrientes provenientes de la agricultura, filtración de contaminantes, reducción de la escorrentía y erosión, suministro de nutrientes, etc., por lo que es necesario establecer un acho adecuado y especies nativas para cumplir con estos objetivos (Lovett & Price, 2001; Garret, 2005; Granados et al., 2006).

Es necesario establecer franjas de protección en los cuerpos fluviales con un porcentaje de vegetación nativa adecuado para su manejo, conservación y restauración, este porcentaje varía en los objetivos planteados basados en las necesidades de conservación y manejo a aplicar en la zona de estudio y del tipo de uso de suelo y vegetación a lo largo del río o quebrada, siendo entre mayor el porcentaje de vegetación nativa mayor el beneficio (Gayoso & Gayoso, 2003). Este manejo debe ir encaminado a la estructura y composición original de la cubierta vegetal, es decir especies nativas; la restauración depende del nivel de degradación de la vegetación y el suelo de la vegetación adyacente (Holl & Aide, 2011). Para determinar el uso de suelo y el porcentaje de vegetación natural se usan los sistemas de información geográfica (SIG).

Los SIG son herramientas útiles y necesarias para conocer la distribución y localización del uso de suelo y permiten explorar correlaciones entre patrones espaciales con características ecológicas en el paisaje (Iñiguez, 2014). Algunos estudios en áreas templadas han descrito la influencia de la cobertura vegetal y las escalas espaciales en las comunidades del cauce (Stewart, Wang et al. 2001, Sutherland, Meyer et al. 2002) y la calidad del agua aplicando SIG basado en técnicas de evaluación para obtener información de la cobertura vegetal y relacionarla con datos físicos, biológicos y químicos (Death & Collier, 2010).

El presente trabajo tiene como objetivo determinar las relaciones entre la extensión la cobertura vegetal nativa en la ribera y la condición ecológica de ríos de montaña; con el fin de generar información que permita mejorar la protección y recuperación de los ecosistemas fluviales andinos. Para cumplir con este objetivo se realizó un levantamiento de variables físico-químicas y biológicas relacionadas con la condición ecológica de los cauces y se relacionaron con la cobertura vegetal de ribera tomando en cuenta el ancho de ribera recomendado en diferentes ordenanzas de varios municipios del Ecuador.

OBJETIVOS

OBJETIVOS GENERAL:

- Determinar la relación entre aspectos espaciales de la vegetación de ribera y la condición ecológica de los ecosistemas fluviales Andinos.

OBJETIVOS ESPECIFICOS:

- Determinar la influencia de la extensión espacial de la vegetación de ribera sobre la calidad del agua, biodiversidad acuática y procesos ecosistémicos de ríos andinos.
- Diseñar estrategias de manejo y conservación de las zonas de ribera que contribuyan al mejoramiento de la condición ecológica de los ríos andinos

CAPITULO I

MARCO TEÓRICO

1.1 Características generales de las zonas de ribera.

Las zonas de ribera se establecen en los márgenes u orillas de los ríos o quebradas y se relaciona directamente al banco de un río y con sus comunidades bióticas (Price & Lovett, 2002). El Ecuador tiene una alta densidad de ríos en su territorio, se estima un total de 100 mil kilómetros de ríos en toda su superficie continental; esto demuestra que los ríos y sus riberas son las zonas naturales adecuadas para ser consideradas como corredores biológicos (Calles & López, 2012). Las zonas de ribera conforman una zona de conexión entre los ecosistemas terrestres y acuáticos, son el hábitat de varias comunidades bióticas y mantienen una biodiversidad alta en flora y fauna, y en muchos casos son refugios de especies vulnerables de plantas y animales (Robins & Cain, 2002) y actúan como corredores de libre esparcimiento entre parches remanentes de vegetación en un área fragmentada (Price & Lovett, 2002).

También incluyen la vegetación fuera de esta zona, por la materia orgánica que contribuye a las condiciones ecológicas del cuerpo de agua (Naiman & Decamps, 1997). Las zonas de ribera de los cuerpos fluviales andinos pueden estar conformadas por varias combinaciones y tipos de vegetación como árboles y arbustos (Quevedo, 2008), siendo la de tipo boscoso más compleja e importante para mantener la calidad de ríos y quebradas, así como de la conectividad entre la vegetación adyacente (Meli, 2014).

1.2 Biodiversidad en las zonas de ribera.

Los ecosistemas de ribera contienen una alta diversidad de especies vegetales y animales, así como varios procesos biológicos (Naiman & Decamps, 1997; Brinson et al., 2002; Naiman et al., 2010). La interacción entre varias variables topológicas, hidrológicas y climáticas da como resultado una heterogeneidad espacial en la estructura de las comunidades dentro de la ribera (Gregory et al., 1991; Naiman et al., 2010).

La riqueza de plantas vasculares varía constantemente en el tiempo y espacio a lo largo del río o quebrada; esto se debe a la adaptación del cuerpo fluvial a diferentes sistemas de caudal, magnitud, frecuencia, elevación y de la diversidad de sustratos (Rot et al., 2000; Catterall et al., 2001). Los hábitats están sujetos a varios cambios en respuesta de las variables del agua y por las reacciones de la comunidad biótica a las variaciones morfológicas y del clima (Naiman et al., 2010).

La vegetación cerca del cauce crece adaptada a ambientes con mucha luz pero pocos nutrientes, mientras que a mayor elevación y a mayor distancia lejos del cauce se presentan especies de ciclos de vida largos, mayormente arbustivas, las cuales son tolerantes a la sombra e inundaciones (Naiman et al., 2010); la vegetación tiene una

gran influencia dentro del hábitat acuático y ayuda al incremento de diversidad en la fauna (Naiman et al., 1993; Naiman & Decamps, 1997), también proveen hábitat a diferentes especies y sirven de refugio en caso de cambios ambientales. En cuanto a la diversidad animal en estas zonas de ribera es generalmente mayor a la diversidad vegetal, esto principalmente en los macroinvertebrados bénticos (Naiman et al., 2010)

Los macroinvertebrados de ríos se dividen en grupos funcionales basados en las similitudes en la forma de recoger el alimento y el tipo de alimento que consumen. Los grupos funcionales de macroinvertebrados son, herbívoros y raspadores (consumen algas), trituradores (consumen la hojarasca acondicionada por microorganismos), depredadores (consumen otros animales) y los colectores-recolectores (se alimentan de partículas procedentes de la descomposición de las hojas) (Allan & Castillo, 2007). Los macroinvertebrados bénticos son muy utilizados como bioindicadores por su extensa distribución geográfica, son parcialmente sedentarios y por lo tanto representativos del área donde son colectados, su ciclo de vida es lo suficientemente largo para integrar los efectos de la contaminación y evidenciar cambios en la estructura de sus poblaciones y comunidades y presentan sensibilidad a diferentes tipos de contaminación (Reece & Richardson, 1999; Bonada et al., 2006; Prat et al., 2009).

1.3 Servicios y funciones ecosistémicos en las zonas de ribera.

Los hábitats de ribera son zonas de ecotono de los flujos del río y son muy dinámicos con las tierras adyacentes a las orillas de los ríos y quebradas (Amitha, 2003), los servicios ecosistémicos son definidos como beneficios directos o indirectos que brindan los ecosistemas hacia la sociedad (d'Arge et al., 1997; MEA, 2005).

Las zonas de ribera brindan beneficios ecológicos, como la absorción de una parte de concentraciones de nutrientes (considerados contaminantes) y usarlos para su propio crecimiento; además las franjas de ribera pueden capturar dióxido de carbono y contribuir a la reducción de los gases de efecto invernadero (Emmingham et al., 2005). De igual reducen la erosión, influyen en la temperatura del agua, proporcionan nutrientes y alimento a varios organismos acuáticos, estabilizan las orillas del cuerpo fluvial y brindan un amplio rango de hábitat y microclimas que proporcionan refugios y dan lugar a una alta diversidad de fauna y flora, tanto acuática como terrestre (Lovett & Price, 2001; Eichner, 2002; Granados et al., 2006)

Por último las zonas de ribera tienen un importante valor cultural, estético y recreativo (Malanson, 1993), proporcionando cercanía a las fuentes de agua y oportunidades para recreación (Brinson et al., 2002), todo esto depende directamente del mantenimiento de los ecosistemas de ribera y de sus funciones (Tabla 1).

Tabla 1: Funciones de zonas de amortiguamiento relacionadas a enfoques y objetivos

Enfoque	Funciones de una zona de amortiguamiento
Calidad de agua	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Desacelerar el agua de escorrentía y mejorar la infiltración ▪ Atrapar contaminantes en la escorrentía superficial ▪ Estabilizar el suelo ▪ Reducir la erosión de riberas
Biodiversidad	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Aumentar el área del hábitat ▪ Proteger hábitats sensibles ▪ Restaurar la conectividad ▪ Aumentar el acceso a recursos ▪ Proyectar sombra en los riachuelos para mantener la temperatura
Suelos Productivos	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Estabilizar el suelo ▪ Mejorar la calidad del suelo ▪ Retirar contaminantes del suelo
Protección y seguridad	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Mejorar el hábitat para depredadores de plagas ▪ Reducir los niveles de aguas de crecidas y la erosión
Estética y calidad visual	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Mejorar el interés visual ▪ Atenuar el ruido indeseado ▪ Filtrar los contaminantes del aire y los olores indeseables ▪ Separar las actividades humanas
Recreación al aire libre	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Aumentar el área natural ▪ Proteger las áreas naturales ▪ Promover un corredor para movimiento ▪ Mejorar la experiencia recreativa

Fuente: (Bentrup, 2008)

1.4 Disturbios y deterioro en las zonas de ribera.

Según la FAO América Latina y el Caribe tienen las reservas cultivables más grandes del mundo, hasta el 2011 el 47% del suelo estaba cubierto de bosque pero ha seguido disminuyendo por la expansión del territorio agrícola. Generalmente esta expansión va en conjunto con la degradación de los suelos y aguas, reducción de la biodiversidad y deforestación, afectando no solo a la calidad y disponibilidad de los recursos naturales sino al modo de vida de las personas.

Las zonas de ribera son inherentemente resilientes a los disturbios. Existen dos tipos de disturbios, los naturales (sequías, aludes, fuegos) y los que suceden por consecuencia de las acciones del hombre (antrópicos), los primeros son beneficiosos para el funcionamiento de estos ecosistemas a largo plazo, mientras que los antrópicos disminuyen la capacidad de recuperación natural (Hickin & Richards, 1984).

América Latina cuenta con dos problemas básicos vinculados con el recurso hídrico, la disminución de agua disponible y su mala calidad; el primero ocurre cuando se utiliza más agua de la que se tiene disponible, y la segunda ocurre cuando sus propiedades están afectadas por el entorno, es decir por contaminación. La contaminación se define como cualquier cambio físico, químico o biológico en la calidad del recurso agua, los cuales afectan negativamente a los organismos y provocan que el agua no se apta para su uso (Cunningham & Cunningham, 2011).

Según base de datos AQUASTAT de la FAO, en Ecuador se extraen anualmente 9.918 km³ de agua dulce, de esta 8.076 km³ (82%) es destinada a uso agrícola, 1293 km³ (12%) en el sector municipal y 0.549 km³ (6%) en el sector industrial.

Una de las actividades que más contaminan por parte de las personas en los cuerpos fluviales es la agricultura, ya que se vierte nutrientes y pesticidas hacia los cuerpos de agua (Guo et al., 2014), provenientes de malas prácticas agrícolas que acentúan la erosión como son el arado, la labranza, la deforestación, el sobrepastoreo, etc. Esta contaminación puede ser directa cuando hay un constante traspaso de pesticidas y agroquímicos a los cuerpos de agua, o puede ser indirecta, la cual se realiza entre las reacciones químicas del suelo fertilizado y el agua (Nemčić-Jurec et al., 2013).

El impacto de las actividades agropecuarias y agrícolas, dan como resultado exceso de nutrientes y aparición de productos químicos. El exceso de nutrientes produce la eutrofización, lo cual hace que el río disminuya su capacidad en la captación de nutrientes, el río se satura y pierde su capacidad de autodepuración; además de nutrientes los ríos también reciben una gran cantidad de sustancias y compuestos de elevada toxicidad y persistencia como son los pesticidas, disolventes, derivados de

hidrocarburos y metales pesados, los cuales se bioacumulan, afectando la red trófica. En el ámbito ganadero el cambio de bosque a pastizal, puede influenciar los hábitats en la corriente y en comunidades de macroinvertebrados de varias maneras, la pérdida de vegetación terrestre y el incremento de áreas impermeables pueden influenciar la evotranspiración, la infiltración, y alterar el régimen natural de la corriente (Poff et al., 1997).

Dependiendo del tipo de contaminante y de su régimen (concentración, frecuencia de ingreso, etc.) se alteran las comunidades bióticas, características físico-químico y la productividad primaria del agua. El cambio de uso de suelo define la pérdida de hábitat natural y de biodiversidad, así como modificación de la estructura de las comunidades, lo que facilita la introducción de especies exóticas (Hickin & Richards, 1984); al disminuir la productividad primaria y la cantidad de hojarasca que ingresa al ecosistema, existen cambios importantes en la abundancia de los macroinvertebrados acuáticos y por consiguiente afección a toda la cadena trófica (Naiman et al., 2010). De igual manera la extensión de la zona urbana afecta negativamente a las zonas de ribera.

El impacto de la urbanización proviene de su escorrentía que puede contener gran cantidad de sustancias químicas, las cuales pueden aumentar la temperatura y la carga de sedimentos en los cuerpos fluviales receptores; de igual manera afectado la estructura y función ecológica de los ecosistemas (Voelz et al., 2005). Las principales fuentes de generadoras de materia orgánica, sólido, nutrientes y metales pesados, han sido identificadas como actividades antropogénicas (residual, comercial, industrial, vial) (Chow et al., 2013).

En general los contaminantes comúnmente son liberados en el medio ambiente en forma de gas, sustancias disueltas o en forma de partículas, los mismos que por una serie de vías pueden alcanzar el ambiente

acuático (Chapman & Organization, 1996), como se muestra en la figura 1.

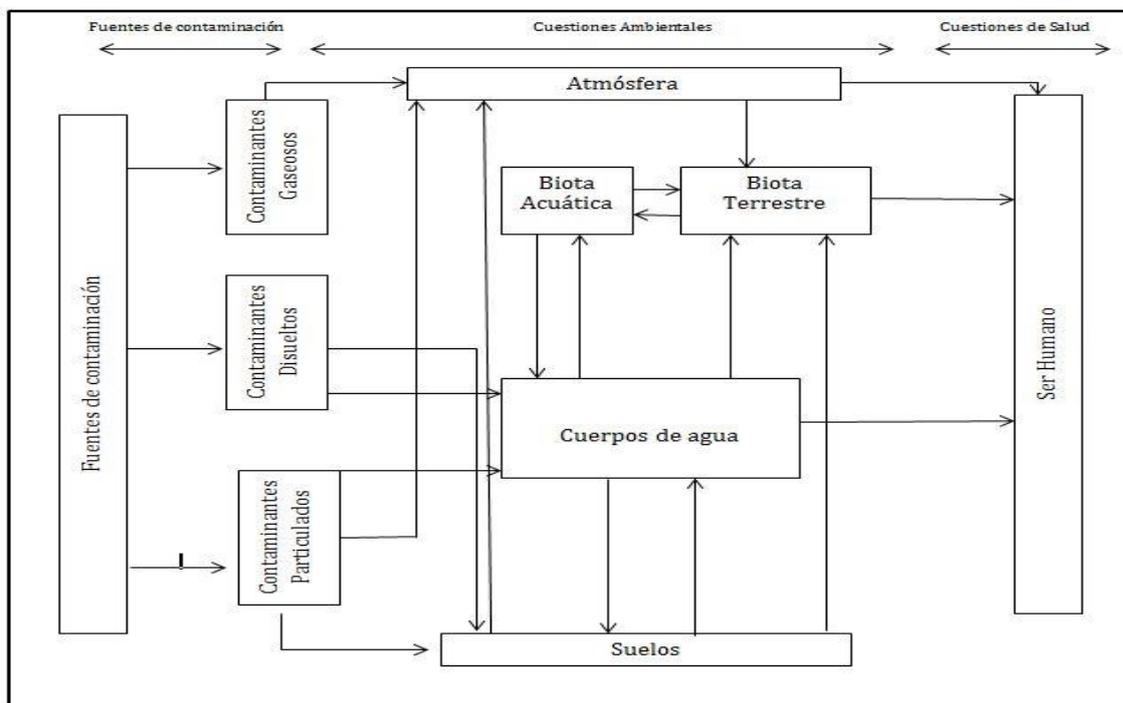


Figura 1: Potenciales vías de contaminación relacionadas al ambiente acuático

Fuente: Chapman and Organization (1996)

En Ecuador el 92% de las aguas residuales terminan descargadas en cauces naturales sin ningún tratamiento previo, ya que la mayoría de ciudades no tienen un sistema de tratamiento de aguas residuales (PNUD, 2007).

1.5 Restauración de ecosistemas de ribera

La restauración de ríos y riberas se define como el proceso de mejorar y ayudar a la recuperación de las condiciones fluviales previas a su deterioro (daño o destrucción); generalmente estos esfuerzos están enfocados en los procesos que afectan los factores geomorfológicos, la dinámica hidrológica, la estructura y a la diversidad de sus hábitats (Naiman et al., 2010).

La estrecha y recíproca relación entre la vegetación de ribera y la calidad de los cuerpos de agua vuelve a la conservación y restauración de suma importancia para mantener la calidad de estos cuerpos y beneficiarse de sus servicios (Allan, 2004), de igual manera el tipo de vegetación ribereña (nativa vs exótica) influye en la cantidad y calidad del agua (Mancilla et al., 2009).

Los ecosistemas restaurados pueden mejorar el suministro de servicios ecosistémicos y beneficiar en la conservación de la biodiversidad y la diversificación de hábitats, para

esto es necesario que las acciones a tomar vayan encaminadas a la estructura y composición original de la cubierta vegetal, es decir especies nativas (Holl & Aide, 2011). La restauración depende del nivel de degradación de la vegetación y el suelo de la vegetación adyacente y los objetivos y metas a cumplir para los procesos físicos y biológicos que influyen en la calidad de un ecosistema (Goodwin et al., 1997).

Es necesario establecer franjas de protección cercanas a los cursos de agua, la pregunta intrínseca a estas franjas es el tamaño necesario para su manejo, conservación y restauración (Tabla 2), este tamaño varía en los objetivos planteados basados en las necesidades de conservación y manejo a aplicar en la zona de estudio y del tipo de uso de suelo y vegetación a lo largo del río o quebrada (Gayoso & Gayoso, 2003).

Tabla 2: Recomendaciones de anchos de franjas ribereñas con diferentes tipos de vegetación

Autor	Ancho	Tipo de Vegetación de Ribera	Beneficio
Woodard and Rock (1995)	>15m	Bosques maderables	Efectiva para reducir concentraciones de fósforo provenientes de hogares aledaños.
Young et al. (1980)	>25m	Áreas cubiertas con vegetación	Reduce los sedimentos en suspensión hasta un 92%.
Horner and Mar (1982)	>61m	Vegetación ribereña de tipo herbácea	Elimina un 80% de los sedimentos en suspensión durante una tormenta.
Lynch, Corbett and Mussalem (1985)	>30m	No especifica tipo de vegetación	Entre el sistema fluvial y el adyacente remueve un promedio entre un 75% al 80% de los sedimentos suspendidos y reduciendo el paso de nutrientes hacia el cauce.
Ghaffarzadeh, Robinson and Cruse (1992) ; Madison et al.(1992)	>9m	Vegetación ribereña de tipo herbácea	Elimina hasta un 85% de sedimentos con pendientes entre 7 y 12 %.
Ghaffarzadeh, Robinson and Cruse (1992) ; Madison et al.(1992)	>5m	Vegetación ribereña de tipo herbácea	Atrapa aproximadamente un 90%de Nitratos y Fosfatos.
Dillaha et al. (1989)	>9m	Áreas cubiertas con vegetación (bosque)	Elimina en promedio un 84% de los sólidos en suspensión, 79% de fosfatos y 73% de nitrógeno.
Lowrance et al. (1992)	>7m	No especifica tipo de vegetación	Concentración de nitratos casi reducida, debido a la desnitrificación microbiana.
Nichols et al. (1998)	>18m	Vegetación ribereña de tipo herbácea	Elimina en un 98% las concentraciones de estradiol (hormona responsable del desarrollo de las mujeres) en la escorrentía de aguas superficiales.
Doyle et al. (1977)	>4m	Bosque y vegetación herbácea	Elimina el nitrógeno, fósforo, potasio, y bacterias fecales originadas por la escorrentía.
Shisler, Jordan and Wargo (1987)	>19m	Vegetación ribereña maderable (bosque)	Elimina aproximadamente un 80% de excesos de fósforo y un 89% de excesos de nitrógeno.

Fuente: (Fischer & Fischenich, 2000)

1.6 Contexto legal en Ecuador

La conservación y restauración de las zonas de ribera no solo depende de factores biológicos, sino también de una regulación jurídica que determine los regímenes de propiedad de la tierra y las actividades que son permitidas y prohibidas, que podrían afectar al cuerpo de agua. La percepción social es de igual manera importante, debido a que los actores locales pueden tomar decisiones que afecten negativamente a la zona de ribera sin conocer las consecuencias ecológicas que pueden causar (Meli, 2014).

Realizando una extensa revisión de la legislación ecuatoriana se puede resumir los siguientes artículos que nos hablan sobre el uso, manejo y conservación del recurso agua.

Primeramente el derecho al agua como elemento esencial para la vida a fin de que la población pueda vivir en un ambiente sano y ecológicamente equilibrado se habla en los Arts. 12, 14 y 32 de la Constitución del Ecuador , y se declara de interés público la preservación del ambiente, la conservación de los ecosistemas, biodiversidad, la prevención del daño ambiental y la recuperación de los espacios naturales degradados, por lo que los Art. 71,72, 73 y 74 incentivan a las personas y comunidades a exigir a este derecho. El art. 20 de la Ley de Aguas faculta al Consejo Nacional de Recursos Hídricos prevenir en lo posible la disminución del agua en las cuencas hídricas, para lo cual está en la obligación de protegerlas. A nivel local la autoridad facultada para eso es el gobierno autónomo descentralizado que debe desarrollar programas de uso racional del agua como lo dictan los Arts. 263 y 415 y desarrollando obras en cuencas y microcuenca según los Arts. 41, 42 del Código Orgánico de Organización Territorial, Autonomía y Descentralización.

Los artículos 2 y 4 de la Ley de Aguas, así como los artículos 16 y 35 establecen que las aguas de los ríos, lagos, lagunas, manantiales que nacen y mueren en una misma heredad, nevados, caídas naturales y otras fuentes subterráneas, afloradas o no, son bienes nacionales de uso público están fuera del comercio y su dominio es inalienable e imprescriptible; no son susceptibles de posesión, accesión o cualquier otro modo de apropiación, de modo que el gobierno autónomo descentralizado provincial dispone de las concesiones del agua para consumo humano, uso doméstico y otros, como lo dice el Art. 39 de la Ley de Aguas.

El municipio de Loja bajo el Art. 2.43 de la Ordenanza Municipal de Urbanismo, Construcción y Ornato del Cantón de Loja establece que cualquier terreno adyacente a un río quebrada y que desee subdividirlo o urbanizar debe entregar franjas de protección

de ribera definidas de treinta metros de cada orilla si es en una zona rural y de quince si es urbana.

El Gobierno Provincial de Loja en su Ordenanza sobre Normas y Estándares de Calidad Ambiental Para la Provincia de Loja del 2003 establece que los efluentes de residuos líquidos o aguas, provenientes de actividades humanas o de índole económica, deberán ser tratados de conformidad con las normas vigentes, antes de su descarga final y se prohíbe el vertimiento de escombros o basuras en las zonas de cauces de ríos y arroyos, cuevas, sumideros, depresiones de terreno y drenes.

Con toda esta normativa y legislación se esperaría un control exhaustivo en el manejo de las zonas de ribera y la calidad del recurso agua, pero actualmente existen varios puntos donde la contaminación es permanente como el caso de vertidos e intermitentes como el caso de basureros en lo relacionado al uso urbano, mientras que usos de suelo como pastizal afectan a los cuerpos fluviales rurales. En la Tabla 3 se habla sobre recomendaciones al marco legal de Ecuador relacionadas con la conservación, manejo y restauración de las zonas de ribera y sus servicios ecosistémicos.

Tabla 3: Recomendaciones al marco legal de Ecuador relacionadas con la conservación, manejo y restauración de las zonas de ribera y sus servicios ecosistémicos.

		Líneas estratégicas	Recomendaciones específicas
Recomendaciones generales para la conservación, manejo y restauración de los ecosistemas ribereños	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Incorporar la definición de vegetación de ribera en la Ley Forestal y Ley de aguas. ▪ Incluir las riberas como ecosistemas específicos en los programas de conservación, manejo y restauración tanto gubernamentales como privados. ▪ Incluir las riberas como ecosistemas específicos en los instrumentos de gestión ambiental o de manejo de recursos (p.ej. ordenamiento territorial, sistemas agrosilvopastoriles, corredores biológicos). ▪ Promover el manejo de cuencas y el manejo integrado del recurso hídrico a escala local y regional. ▪ Establecer corredores biológicos ribereños en el marco de programas institucionales. ▪ Promover la cooperación institucional 	Conservación	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Delimitar las zonas de ribera del estado. ▪ Re-evaluar el ancho de la franja de conservación desde un enfoque de conservación. ▪ Conservar áreas de captación en microcuencas. ▪ Promover el desarrollo e implementar incentivos para la conservación de riberas. ▪ Difundir la legislación ambiental relacionada a las riberas.
		Manejo	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Crear una zona de "amortiguamiento" de especies útiles en riberas conservadas o bajo uso. ▪ Promover reglamentos locales o micro-regionales de conservación y manejo de riberas. ▪ Promover el manejo sustentable y productivo de los ecosistemas acuáticos asociados a las riberas. ▪ Asociar a las riberas las distintas prácticas de conservación de suelos. ▪ Incluir las riberas como un componente específico de los sistemas agrosilvopastoriles
		Restauración	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Recuperar suelos y realizar obras de conservación en caso de erosión física grave. ▪ Introducir vegetación herbácea con crecimiento subterráneo (p.ej. caña) en áreas con proceso avanzado de erosión del suelo. ▪ Introducir árboles nativos de rápido crecimiento en áreas abiertas. ▪ Enriquecer con especies nativas las riberas con regeneración secundaria. ▪ Controlar el uso de agroquímicos y la descarga de residuos tóxicos a los cuerpos de agua.

Modificado de Meli (2014).

CAPÍTULO II
MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Área de estudio y caracterización de los sitios.

Esta investigación se llevó a cabo en nueve quebradas de segundo orden en la hoya de Loja localizada en los Andes del sur del Ecuador (Figura 2), con una superficie de 276,2 Km², el rango altitudinal oscila entre 2.020 a 3.250 ms.n.m. El área posee un clima temperado ecuatorial subhúmedo (PNUD, 2007). La vegetación natural en los cauces es bosque húmedo siempreverde montano, herbazal húmedo, bosque de neblina y páramo (Göttlicher et al. 2009, Thies et al. 2014).

Desde 1960, los bosques nativos han sido reemplazados por pastizales, los cuales están concentrados en las partes medias y bajas de las cuecas (Torrachi et al. 2013), alcanzando tasas de deforestación anual hasta el 2,7% entre 1989 y 2008 (Tapia-Armijos et al. 2015).

Las quebradas seleccionadas tienen una composición y distribución similar y fueron caracterizadas por diferentes usos de suelo (bosque, bosque-pastizal, pastizal); en los sitios de bosque se encontró una densa vegetación boscosa y dominada por árboles nativos de los géneros *Croton*, *Hedyosmum*, *Clusia*, *Morella* y *Juglans*. Los pastizales presentaron un follaje abierto y la presencia de árboles de *Alnus Acuminata* y ocasionalmente del género *Inga* y *Eucalyptus*, los cuales estaban plantados en las orillas de las zonas de ribera (Iñiguez et al. 2016).

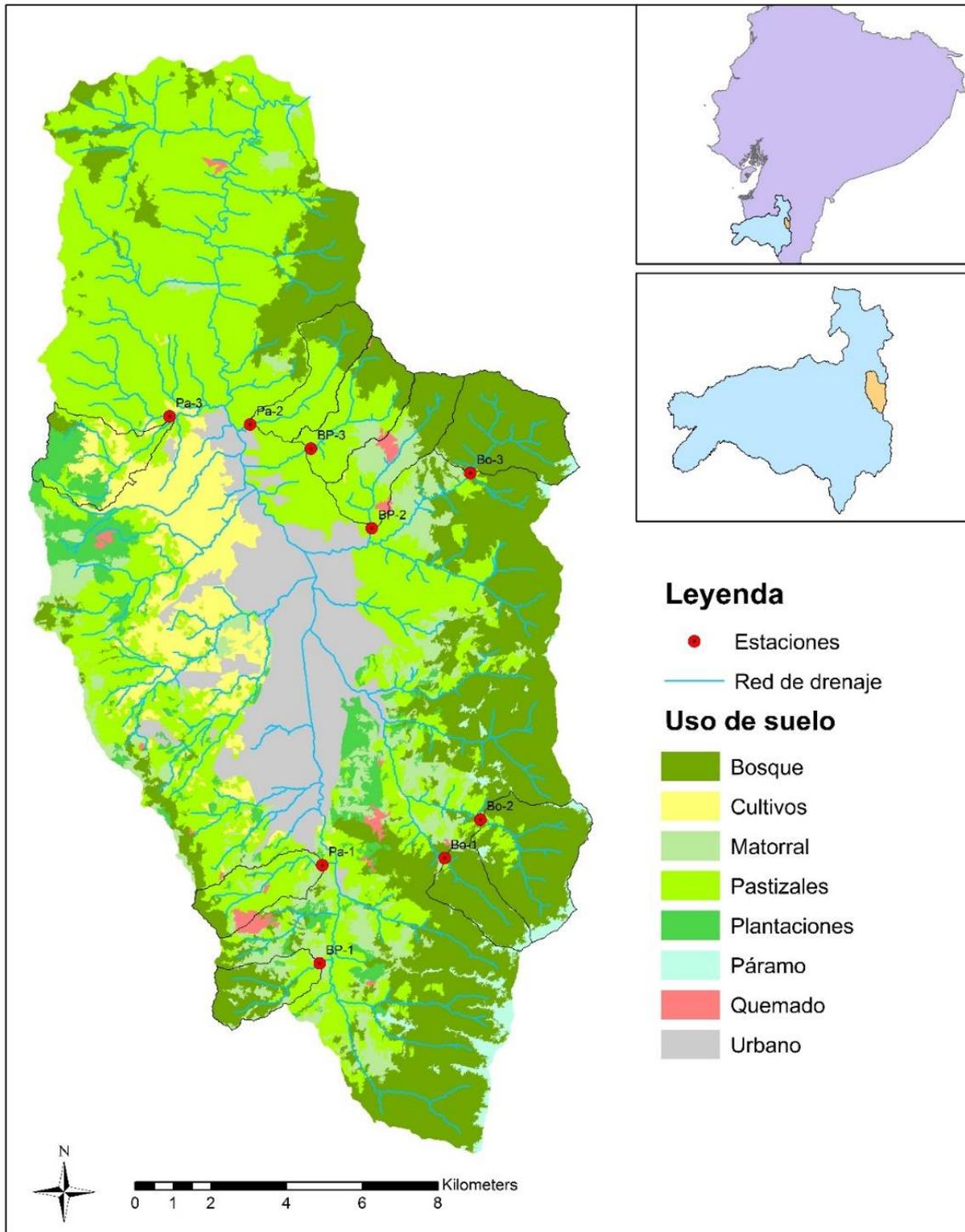


Figura 2: Localización de las quebradas de estudio en la hoya de Loja. : Bo representa las zonas de bosque, BP las de bosque-pastizal y Pa las de pastizal.

En cuanto a sus características físico-químicas (tabla 4), el agua de las quebradas estudiadas tiene un pH ligeramente alcalino (7.3 – 8.7) y son muy oxigenadas (6.5 – 8.8). En cuanto a la cantidad de sólidos suspendidos y disueltos, existió una gran variación entre los usos de suelo bosque y pastizal; las quebradas también presentaron profundidades mayores a 0.5m, y dos regímenes de velocidad, los cuales son lento (< 0.3m/s) y rápido (>0.3m/s). Sin embargo su temperatura y ancho varía en función del uso del suelo, siendo las quebradas de bosque las que contienen poseen temperaturas más bajas y anchos más grandes en comparación con los pastizales.

Tabla 4: Características físico-químicas e hidráulicas (promedio ± DE) de las quebradas estudiadas en tres diferentes usos de suelo en la hoya de Loja.

Variable	Bosque	Bosque-Pastizal	Pastizal
Ancho (m)	4.5±1.4	0.5±0.2	0.5±0.1
Profundidad (m)	25.7±7.5	14.1±4.1	12.6±3.8
Velocidad (m s-1)	0.7±0.3	0.5±0.2	0.5±0.1
Temperatura (°C)	13.0±0.8	15.8±1.0	17.0±1.1
pH	7.7±0.4	8.0±0.1	8.1±0.3
Conductividad (µS cm-1)	18.1±9.2	75.5±50.4	128.0±56.1
STD (mg/L)	0.02±0.01	0.05±0.04	0.09±0.04
O2	7.9±0.6	7.8 ±0.2	7.8±0.3
NID (mg L ⁻¹)	2.3±0.9	1.1±0.5	2.3±1.8
FRS (mg L ⁻¹)	0.4±0.4	0.2±0.1	0.2±0.1
Turbiedad (UNT)	11.9±12.3	12.8±18.4	136.9±165.4

NID= nitrógeno inorgánico disuelto, FRD= fósforo reactivo disuelto y STD= sólidos totales disueltos.

2.2 Cobertura Vegetal

Para cuantificar la cobertura vegetal en las cuencas estudiadas se usó el software de información geográfica ArcGis 10.2.1. Las cuencas hidrográficas fueron delimitadas a partir de un modelo de elevación digital o DEM (siglas en inglés) usando la herramienta Hydrology de Spatial Analyst Tools, usando el proceso presentado en la Tabla 5.

Tabla 5: Proceso para la delimitación de Cuencas Hidrográficas en el programa ArcGis 10.2.1 usando la herramienta Hydrology de Spatial Analyst

Función	Descripción	Archivo de salida
1. Fill	Corrige el modelo digital de elevación	DEM corregido
2. Flow direction	Calcula el raster de dirección de flujo	Dirección de flujo
3. Flow accumulation	Calcula el flujo acumulado en una celda	Acumulación de flujo

4. Stream definition	Calcula el raster de corrientes a partir de la acumulación del flujo y la especificación de un número de celdas que queremos que conformen la corriente	Red de drenaje
5. Stream Link	Divide los drenajes creados, en segmentos continuos a partir del raster de corrientes y la dirección de flujo.	Drenaje segmentado
6. Stream Order	Crea un raster del orden de las corrientes	Orden de los drenajes
7. Stream Feature	Crea un shape de drenajes a partir de la dirección de flujo y el raster de corrientes	Shape de la red de drenaje
8. Feature vertice to point	Permite determinar los puntos a partir del raster de corrientes	Vértices de drenajes
9. Watershed Delineation	Permite la delineación de las cuencas	Cuencas delimitadas

Luego a partir de un mapa de uso de suelo ya disponible para la hoya de Loja (Arteaga, 2014), se extrajo el uso del suelo para cada cuenca estudiada. A la par, usando la red hídrica de cada cuenca y a partir del punto de muestreo un kilómetro aguas arriba, usando la función “buffer” en ArcMap se obtuvo un ancho de ribera de 30m (Iñiguez et al., 2014) a cada lado del cauce. De acuerdo a Puccinelli et al. (2012), cada tipo de cobertura del suelo tiene un potencial de contaminación sobre los cuerpos de agua, siendo las coberturas más contaminantes aquellas relacionadas con actividades humanas como pastoreo, cultivos o desarrollo urbano. Así, de acuerdo a sus características y potencial contaminante sobre el agua, estas coberturas del suelo han sido ponderadas rigurosamente por expertos en un rango de 0 para mínima contaminación a 10 para la máxima contaminación (Tabla 6). En el caso de la vegetación nativa, más bien tiene un efecto regulador y retiene buena cantidad de los contaminantes que potencialmente llegarían al cuerpo de agua (Allan, 2004), y puede funcionar como una zona de amortiguamiento. De este modo se cuantificó el área cubierta por vegetación nativa como bosque y matorral, se multiplicó su área por la respectiva ponderación, y se determinó la proporción de cobertura vegetal nativa (% CVN) capaz de reducir los efectos contaminantes de las otras coberturas y usos del suelo presentes en cada cuenca (Tabla 7).

Tabla 6: Valores de LCI (potencial de contaminación a fuentes de agua.

Uso de suelo	LCI
Área sin cobertura	5.67
Bosque	0.44
Cultivo	7.44
Matorral	0.78
Paramo	0.56
Pastizal	4
Plantaciones	0.56
Quemado	2.67
Urbano	8.22

Modificado de Puccinelli et al. (2012)

Tabla 7: Porcentajes de los diferentes usos de suelo en las cuencas y en las riberas (30 m de ancho) de las quebradas estudiadas en la hoya de Loja.

Coberturas	Bosque		Bosque-Pastizal		Pastizal	
	Cuenca hidrográfica	Ancho 30m	Cuenca hidrográfica	Ancho 30m	Cuenca hidrográfica	Ancho 30m
CVN (%)	95.7	93.7	54.4	4.73	35.4	6.4
Pastizal (%)	4.2	6.3	37.6	95.2	49.9	91.4
Cultivos (%)	0.0	0.0	1.2	0.0	8.4	2.2
Urbano (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0
Otros (%)	0.0	0.0	6.7	0.0	6.2	0.0

2.3 Condición ecológica

Para estimar la condición ecológica de las quebradas estudiadas, se usaron algunas métricas o índices relacionadas con biodiversidad acuática, funcionalidad ecosistémica, calidad biológica del agua, del hábitat fluvial y de la vegetación de ribera.

La biodiversidad acuática y la calidad biológica del agua fueron determinadas a partir de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos, los cuales fueron muestreados de acuerdo a Iñiguez et al. (2014). En cada estación de muestreo se determinó un tramo del cauce de 100 m y se colectaron de 6 a 8 muestras de macroinvertebrados usando una red de marco D (ojo de malla de 500 μm) en una área de 0.5 × 0.5 m por 30 segundos. Las muestras se colectaron mayormente de rápidos ya que fue el microhábitat más dominante a lo largo de cada tramo. En cada punto de muestro, se

colocó la red en la dirección opuesta a la corriente y aplicando varias patadas dentro del área de muestreo removiendo el sustrato, de modo que los macroinvertebrados adheridos se suelten y sean transportados por la corriente hacia el fondo de la red, de igual manera lavando piedras y hojarasca en dirección de la red.

Cada muestra fue depositada en una bandeja blanca grande y se procedió a separar cuidadosamente los sustratos minerales y orgánicos grandes (cantos, ramas, hojarasca grande, etc.) revisando que no existan macroinvertebrados asociados. Luego las muestras fueron pasadas por tamices con mallas de diferentes tamaños (3.35, 500 y 250 μm) para separar los macroinvertebrados del material restante en las muestras. También se revisó detenidamente el sustrato fino remanente en las bandejas y en el tamiz de menor tamaño de malla en busca de más macroinvertebrados.

Las muestras limpias se depositaron en un frasco hermético de plástico de 50 ml, con etanol al 95% y unas gotas de glicerina. Los frascos fueron debidamente etiquetados y transportados al laboratorio donde se procedió a identificar hasta el nivel de familia o género a individuos colectados.

Una vez identificados los macroinvertebrados se procedió a calcular métricas de riqueza, diversidad de Shannon, equidad (Pielou). Para calcular la composición de nuestra muestra de macroinvertebrados se los clasificó por su grupo alimenticio (Cummins et al., 2005; Tomanova et al., 2006) pero solo usamos el porcentaje de trozadores porque tienen una reducción de abundancia en respuesta al aumento de perturbaciones, en nuestro caso deforestación (Barbour et al., 1999).

La calidad biológica fue calculada con los índice EPT (Lenat, 1988), BMWP (Armitage et al. 1983) Col (Pérez, 2003) y el Índice Multimétrico de Estado Ecológico de Ríos Altoandinos (IMEERA) (Villamarín et al., 2013), los cuales nos muestran la riqueza taxonómica dentro de los grupos de macroinvertebrados, ya que estos son considerados sensibles a perturbaciones y por lo tanto deben aumentar a medida que aumenta la calidad del agua (Lenat, 1988). La dominancia taxonómica se determinó a partir de la abundancia de las 5 taxas más abundantes para el total de organismos en cada río, cuando una comunidad es altamente dominada por unas cuantas taxas indica que la comunidad está bajo un estrés ambiental (Barbour et al., 1999).

Muestras de agua fueron tomadas en botellas color ámbar de 500ml para medir parámetros físico-químicos (NO_2 , NO_3 , Turbiedad, etc), a través de análisis en el laboratorio de la Universidad Técnica Particular de Loja; esto para determinar la contaminación dentro de los cuerpos de agua.

Para determinar la funcionalidad ecosistémica se usó tasas de descomposición (k) de materia orgánica. Estas tasas fueron estimadas a partir de la descomposición de hojarasca de eucalipto y aliso en un experimento desarrollado por Luna (2016) en las mismas estaciones y quebradas estudiadas. En dicho estudio se calculó las tasas de descomposición de hojarasca grado/día ($k \text{ gd}^{-1}$), por efecto de macroinvertebrados trituradores en malla gruesa (k_{mg}) y de hongos descomponedores en malla fina (k_{mf}). La hojarasca de eucalipto posee una baja calidad como fuente de alimento debido su composición bioquímica (más lignina que celulosa y alto contenido de aceites) (Canhoto & Graça, 1999), y por otro lado la hojarasca de aliso posee concentraciones muy altas de nitrógeno y fósforo (Pozo et al., 1998)

La calidad del hábitat fluvial fue evaluada a partir del índice IHF (Pardo et al., 2002). Este índice evalúa la capacidad que tienen el hábitat físico de un cauce para sostener la biota acuática, el cual considera siete apartados relacionados con el sustrato, regímenes de velocidad / profundidad, sombra en el cauce, elementos heterogeneidad y cobertura de vegetación acuática. El puntaje final del IHF es la suma la puntuación obtenida para cada apartado y fluctúa en un rango de 0 a 100 puntos, donde valores por debajo de 40 indican serias limitaciones de calidad de hábitat para el desarrollo de una comunidad béntica diversa, siendo el óptimo superior a 75 (Pardo et al., 2002).

Para evaluar la calidad de la vegetación de ribera se utilizó el índice QBR (Munné et al., 2003) adaptado para los ríos Andinos (Acosta, 2009). El QBR-And evalúa la calidad del zona ribereña y considera cuatro apartados relacionados con el grado de cubierta de la ribera, estructura y calidad de la vegetación y grado de naturalidad del canal fluvial (Acosta et al., 2009). El puntaje final del QBR-And es la suma obtenida para cada apartado, donde valores por debajo de 50 indican una importante alteración disminuyendo la funcionalidad de la vegetación de ribera, siendo el óptimo superior a 70 (Munné et al., 2003)

2.4 Análisis de datos

Los análisis estadísticos se los realizó en el ambiente de programación R (R Development Core Team, 2014). Las métricas de riqueza, diversidad de Shannon y equidad de taxones fueron calculadas utilizando los paquetes "vegan" (Oksanen, 2014) y "biodiversityR" (Kindt, 2005).

El análisis de correlación de Pearson fue usado para determinar colinealidad entre las métricas estructurales, funcionales, de ribera y las variables físico-químicas usando la

función "cor" del paquete "stats" (R Development Core Team, 2014). Se seleccionaron únicamente las variables con un $R^2 > 0.60$ con una significancia de $p < 0.05$.

Las variables no correlacionadas fueron analizadas con el porcentaje de cobertura vegetal (30 m de ribera) aplicando regresiones lineales o no lineales, usando las funciones "lm" y "nls" del paquete "stats" respectivamente. De esta manera se cuantificó las respuestas de las métricas (condición ecológica) a una gradiente de cobertura vegetal de ribera. Durante este proceso se verificó la homogeneidad de las varianzas con el test de Levene usando el paquete Rcmdr (Fox, 2016) y de ser necesario las variables fueron logarítmicamente transformadas.

CAPÍTULO III
RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Resultados

3.1.1. Condición ecológica de las quebradas.

La comunidad de macroinvertebrados de las quebradas de bosque y bosque-pastizal presentaron una mayor riqueza que las quebradas de pastizal, mientras que el índice Shannon indicó una comunidad más diversa en las quebradas de pastizal frente a los otros dos usos de suelo. La equidad de especies fue similar en los tres usos de suelo. Mientras que las quebradas de bosque-pastizal presentaron una mayor dominancia seguido por las quebradas de bosque y una menor dominancia en las quebradas de pastizal. Los índices BMWP-Col, EPT e IMEERA tuvieron valores más altos en las quebradas de bosque en relación a las quebradas de bosque-pastizal y pastizal, respectivamente. Se presentó un mayor porcentaje de trozadores en las quebradas de bosque frente a los otros dos usos de suelo (Tabla 8).

La descomposición de hojarasca de eucalipto en malla gruesa y fina y de aliso en malla gruesa, fue más rápida en las quebradas de bosque y bosque-pastizal que en las quebradas de pastizal, mientras que la descomposición de hojarasca de aliso en malla fina fue más rápida en las quebradas de bosque en relación a las quebradas de bosque-pastizal y pastizal (Tabla 8).

Las quebradas de pastizal presentaron una mayor cantidad de nitratos, nitritos, nitrógeno amoniacal, nitrógeno inorgánico disuelto y turbiedad, mientras que las quebradas de bosque tuvieron mayor concentración de fosforo reactivo disuelto en relación a las quebradas de bosque-pastizal y de pastizal (Tabla 8).

La calidad de las riberas y del hábitat fluvial fue mayor en las quebradas de bosque, mientras que las quebradas de pastizal que tuvieron la menor calidad (Tabla 8).

Tabla 8: Valores promedio (\pm DE) de las métricas estructurales, funcionales y de calidad de agua y de ribera de las quebradas estudiadas en tres usos de suelo diferentes en la hoya de Loja.

Parámetros	Bosque	Bosque-Pastizal	Pastizal
Estructurales			
Riqueza	21.3 \pm 3.5	21.3 \pm 6.0	18.0 \pm 4.6
Shannon (<i>H</i>)	2.1 \pm 0.3	2.1 \pm 0.2	2.3 \pm 0.7
Pielou (<i>J</i>)	0.7 \pm 0.1	0.7 \pm 0.1	0.7 \pm 0.2
Dominancia (%)	64.7 \pm 16.8	67.1 \pm 1.5	57.2 \pm 11.9
Trozadores (%)	40.2 \pm 7.4	25.8 \pm 17.0	8.1 \pm 3.6
BMW-Col	112.7 \pm 9.0	100.7 \pm 41.9	75.3 \pm 4.0
EPT (%)	87.6 \pm 6.3	76.9 \pm 9.2	60.0 \pm 18.0

	IMEERA-B	128.0±9.5	113.7±19.7	87.3±8.0
Funcionales				
	k_{mge} (gd ⁻¹)	0.002±0.0002	0.002±0.0003	0.001±0.0002
	k_{mfe} (gd ⁻¹)	0.002±0.0003	0.002±0.0001	0.001±0.0002
	k_{mga} (gd ⁻¹)	0.003±0.0007	0.003±0.0008	0.002±0.0005
	k_{mfa} (gd ⁻¹)	0.002±0.0005	0.001±0.0003	0.001±0.0003
Físico-químico				
	NO ₃ (mg L ⁻¹)	1.8±0.7	0.9±0.1	2.0±0.9
	NO ₂ (mg L ⁻¹)	0.008±0.003	0.02±0.01	0.03±0.035
	N-NH ₄ (mg L ⁻¹)	0.3±0.1	0.1±0.03	0.5±0.3
	NID (mg L ⁻¹)	2.2±0.7	1.0±0.1	2.5±1.2
	FRS (mg L ⁻¹)	2.2±0.7	0.2±0.1	0.2±0.1
	Turbiedad (UNT)	12.0±8.2	12.0±0.7	136.9±0.003
Calidad de ribera				
	QRB-Andes (%)	94.3±9.8	27.8±16.9	14.7±9.3
	IHF (%)	89.8±7.3	47.0±4.0	42.7±4.7

k_{mg} = tasa de descomposición en malla gruesa en eucalipto (e) y aliso (a). k_{mf} = tasa de descomposición en malla fina en eucalipto (e) y aliso (a).

3.1.2. Colinealidad entre las métricas de condición ecológica de las quebradas.

Entre las métricas estructurales, la riqueza estuvo correlacionada significativamente con el índice de Pielou y BMWP-Col. El índice de Shannon tuvo únicamente una correlación significativa con el índice de Pielou. La dominancia de especies no presentó ninguna correlación significativa con otra métrica. El porcentaje de trozadores tuvo una correlación significativa con los índices BMWP-Col e IMMERA-B. El índice IMMERA-B tuvo una correlación significativa con el porcentaje de trozadores y con los índices BMWP-Col y EPT (Tabla 9) (Figura 3a), al estar correlacionados estos índices de calidad de agua se seleccionó al solamente al IMEERA- para realizar una regresión no lineal por estar diseñado para ríos y quebradas andinas.

Tabla 9: Resultados del análisis de correlación de Pearson entre métricas estructurales. Los niveles de significancias se indican con $p < 0.0001$ '**', $p < 0.001$ '***', $p < 0.01$ '**', $p < .05$ '*'**

Métricas	Riqueza	Shannon (<i>H</i>)	Pielou (<i>J</i>)	Dominancia (%)	Trozadores (%)	BMWP-Col	EPT (%)	IMEERA-B
Riqueza	1.00	-0.31	-0.61	0.24	0.48	0.8**	0.38	0.49
Shannon (<i>H</i>)	-0.31	1.00	0.78*	0.25	-0.10	-0.094	0.17	0.008
Pielou (<i>J</i>)	-0.61	0.78*	1.00	-0.50	-0.05	-0.24	-0.05	-0.07
Dominancia (%)	0.24	0.25	-0.50	1.00	0.29	0.24	0.27	0.48
Trozadores (%)	0.48	-0.10	-0.05	0.29	1.00	0.86**	0.63	0.95***
BMW-Col	0.80**	-0.09	-0.24	0.24	0.86**	1.00	0.55	0.85***
EPT (%)	0.38	0.17	-0.05	0.27	0.63	0.55	1.00	0.73*
IMEERA-B	0.49	0.008	-0.072	0.48	0.95***	0.85***	0.73*	1.00

En las métricas funcionales, k_{mge} y k_{mfe} tuvieron una correlación significativa entre ellas y con k_{mga} y k_{mfa} . Mientras que k_{mga} y k_{mfa} no tuvieron una correlación significativa entre ellas. (Tabla 10) (Figura 3c).

Tabla 10: Resultados del análisis de correlación de Pearson entre métricas funcionales. Los niveles de significancias se indican con $p < 0.0001$ '**', $p < 0.001$ '***', $p < 0.01$ '**', $p < 0.05$ '.'.**

Métricas	k_{mge} (gd ⁻¹)	k_{mfe} (gd ⁻¹)	k_{mga} (gd ⁻¹)	k_{mfa} (gd ⁻¹)
k_{mge} (gd ⁻¹)	1.00	0.92***	0.65	0.85**
k_{mfe} (gd ⁻¹)	0.92***	1.00	0.66	0.94***
k_{mga} (gd ⁻¹)	0.65	0.66	1.00	0.54
k_{mfa} (gd ⁻¹)	0.85**	0.94***	0.54	1.00

En las métricas físico-químicas, los nitratos (NO₃) presentaron una correlación significativa con el nitrógeno amoniacal (N-NH₄) y el nitrógeno inorgánico disuelto (NID). El nitrógeno amoniacal (N-NH₄) también tuvo una correlación significativa con el nitrógeno inorgánico disuelto (NID). Mientras que NO₂, FRD y turbiedad no presentaron correlación alguna con las demás métricas (Tabla 11) (Figura 3b), por lo que se seleccionaron estas tres métricas para realizar las regresiones lineales y no lineales.

Tabla 11: Resultados del análisis de correlación de Pearson entre métricas físico-químicas. Los niveles de significancias se indican con $p < 0.0001$ '**', $p < 0.001$ '***', $p < 0.01$ '**', $p < 0.05$ '.'.**

Métricas	NO ₃ (mg L ⁻¹)	NO ₂ (mg L ⁻¹)	N-NH ₄ (mg L ⁻¹)	NID (mg L ⁻¹)	FRD (mg L ⁻¹)	Turbiedad (UNT)
NO ₃ (mg L ⁻¹)	1.00	0.008	0.74 *	0.99***	0.46	0.57
NO ₂ (mg L ⁻¹)	0.008	1.00	0.03	0.04	-0.25	0.17
N-NH ₄ (mg L ⁻¹)	0.74 *	0.03	1.00	0.83**	0.20	0.58
NID (mg L ⁻¹)	0.99***	0.04	0.83**	1.00	0.46	0.56
FRS (mg L ⁻¹)	0.46	-0.25	0.2	0.46	1.00	-0.12
Turbiedad (UNT)	0.57	0.17	0.58	0.56	-0.12	1.00

Las métricas de calidad de ribera, QRB-Andes e IHF tuvieron una correlación significativa entre ellas (Tabla 12) (Figura 3 d). Entre estas dos métricas se seleccionó el QRB-Andes para realizar una regresión no lineal por su relación directa con la vegetación nativa presente en las zonas de ribera.

Tabla 12: Resultados del análisis de correlación de Pearson entre métricas de calidad de ribera. Los niveles de significancias se indican con $p < 0.0001$ '**', $p < 0.001$ '***', $p < 0.01$ '**', $p < .05$ '.'.**

Métricas	QRB-Andes (%)	IHF (%)
QRB-Andes (%)	1	0.88**
IHF (%)	0.88**	1

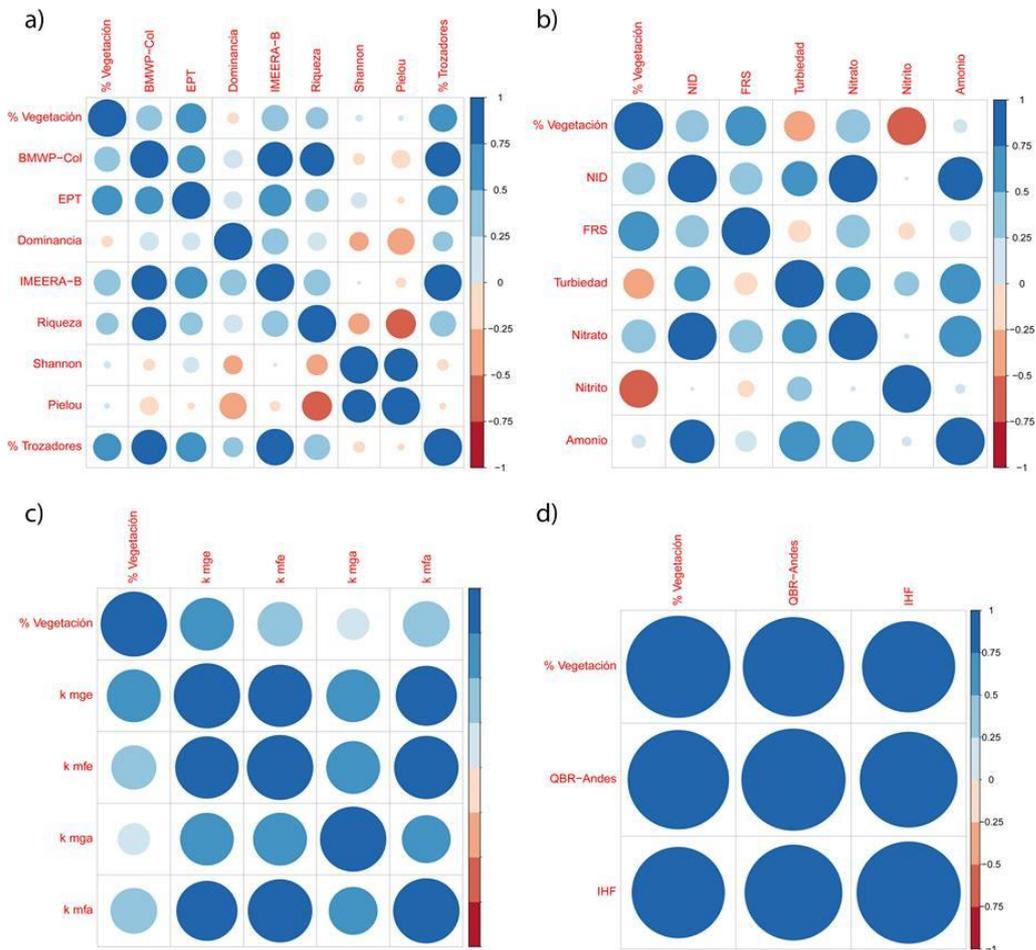


Figura 3: Diagrama de dispersión matricial del análisis de correlación de Pearson entre las métricas estructurales (a), físico-químicas (b) funcionales(c) y de ribera (d).

3.1.3. Condición ecológica vs vegetación de ribera

Los resultados de las regresiones lineales y no lineales realizadas para las métricas no correlacionadas con el porcentaje de CVN dentro de la ribera de 30 m de ancho se muestran en la Tabla 13. El índice IMEERA B fue la única métrica estructural que tuvo una relación significativa con la CVN, mientras que la dominancia, la riqueza y el índice de Shannon no tuvieron una relación significativa. La única métrica funcional utilizada, k_{mge} también presentó una relación significativa con la CVN.

En cuanto a los parámetros físico-químicos, el FRD, NO_2 y la turbiedad presentaron una relación significativa con la CVN, mientras que para el NO_3 no hubo una relación aparente. La calidad de ribera, determinada con por índice el QRB tuvo una relación significativa con la CVN.

Tabla 13: Resumen de las regresiones de todas las métricas no correlacionadas.

Parámetros	R ²	p
Estructurales		
Riqueza	-0.01	0.38
Shannon	-0.14	0.93
Dominancia	-0.13	0.82
IMEERA_B	0.44	0.01
Funcionales		
k_{mge} (gd ⁻¹)	0.49	0.01
Físico-químicos		
NO3	0.12	0.18
NO2	0.40	0.01
FRS	0.47	0.01
Turbiedad	0.36	0.02
Calidad de ribera		
QRB-Andes	0.94	0.01

La Figura 4 muestra únicamente el tipo de relación (lineal o no lineal) entre las métricas que estuvieron significativamente asociadas con el porcentaje de CVN en los resultados de las regresiones. El FRS y la CVN tuvieron una relación de tipo lineal explicando significativamente en un 47% que la concentración de este nutriente aumenta con un mayor porcentaje de CVN dentro de las riberas (Figura 4d).

El QRB-Andes y la CVN tuvieron una relación de tipo no lineal exponencial explicando significativamente en un 94% que la calidad de la vegetación de ribera aumenta con un mayor porcentaje de CVN dentro de las riberas (Figura 4a).

k_{mge} y la CVN tuvieron una relación de tipo no lineal exponencial explicando significativamente en un 49% que la tasa de descomposición es más rápida con un mayor porcentaje de CVN dentro de las riberas (Figura 4b).

IMEERA-B y la CVN tuvieron una relación de tipo no lineal exponencial explicando significativamente en un 44% que la calidad del agua aumenta con un mayor porcentaje de CVN dentro de las riberas (Figura 4c).

Nitritos y la CVN tuvieron una relación de tipo no lineal exponencial explicando significativamente en un 40% que la concentración de este nutriente disminuye con un mayor porcentaje de CVN dentro de las riberas (Figura 4e).

La turbiedad y la CVN tuvieron una relación de tipo Michaelis-Menten explicando significativamente en un 36% que la cantidad de sólidos suspendidos y disueltos disminuye con un mayor porcentaje de CVN dentro de las riberas (Figura 4f).

Se observó una tendencia a tener mejores condiciones ecológicas al tener un alto porcentaje de vegetación nativa, lo que conlleva a una mejor calidad de agua y hábitat en las quebradas estudiadas.

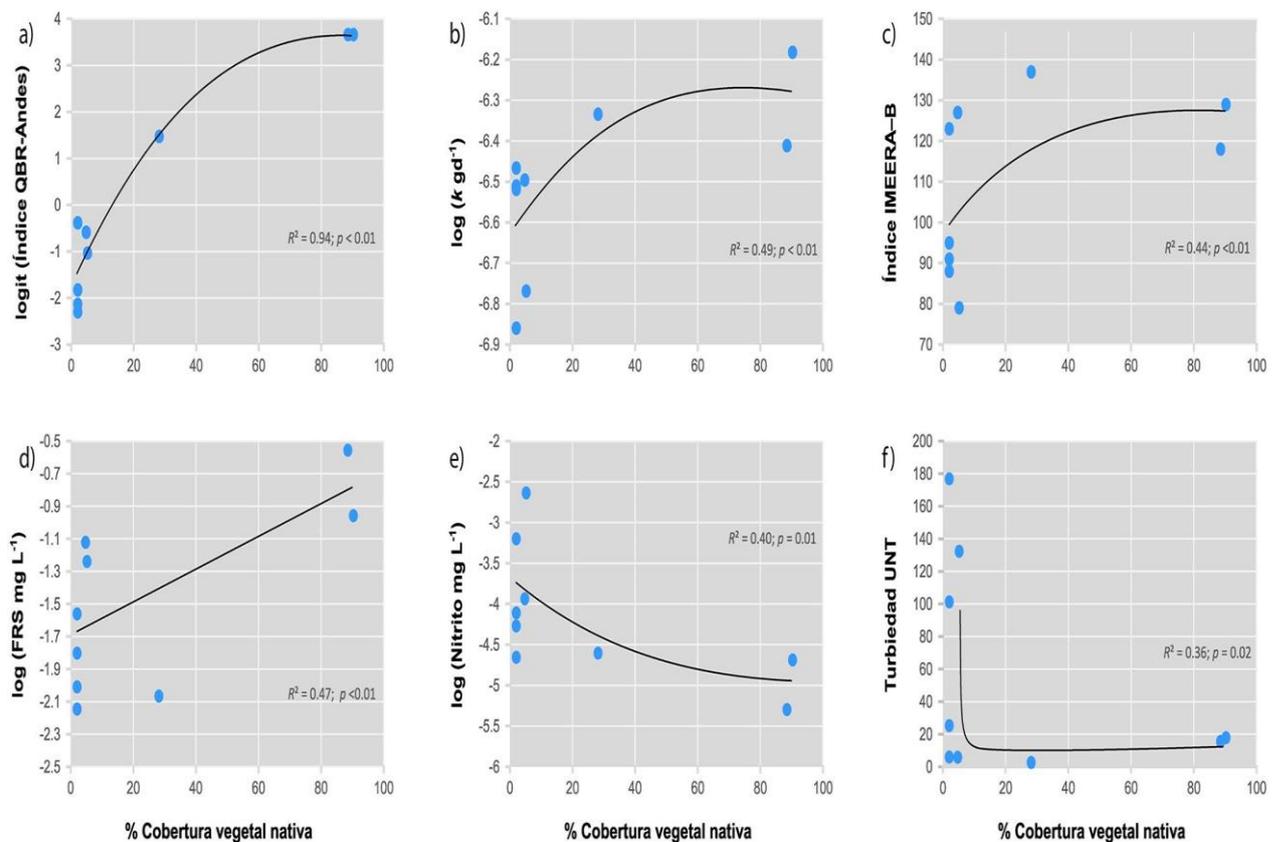


Figura 4: Regresiones de las métricas estructurales, funcionales, de calidad de agua y de ribera, frente al % Cobertura Vegetal Nativa dentro una ribera de 30 m de ancho. Se presentan únicamente las gráficas de las regresiones que fueron significativas.

3.2 Discusión

3.2.1 Vegetación de ribera y condición ecológica de las quebradas.

Según Tran et al. (2010), la distancia a la que se encuentra la cobertura vegetal de los ríos y quebradas afecta a la calidad del agua y puede depender del tamaño del cuerpo fluvial a estudiar, por lo cual en el presente estudio se decidió evaluar la cobertura de la vegetación nativa en un ancho de ribera de 30m. Se seleccionó este ancho de ribera debido a que es el ancho establecido por las ordenanzas del municipio de Loja en las zonas rurales para el manejo de los ríos y quebradas del cantón.

Los resultados de esta investigación mostraron una fuerte relación entre la CVN y las métricas de condición ecológica de las quebradas, esto demuestra la importancia de la vegetación en las zonas de ribera para conservar y mejorar la biodiversidad y la calidad de los ecosistemas fluviales (Gburek & Folmar, 1999; Tong & Chen, 2002).

Se determinó que las condiciones de las quebradas mejoran a partir de un 80% de CVN en las riberas. En Iñiguez et al (2014) obtuvieron resultados similares, pero a diferencia del presente trabajo, usaron únicamente métricas estructurales determinadas a partir de macroinvertebrados de quebradas Andinas. . Estos hechos sugieren que mantener más de un 80% de CVN dentro de 30m de ribera podría contribuir significativamente al mejoramiento de la calidad de los ecosistemas fluviales andinos, protegiendo su biodiversidad y sus procesos ecosistémicos. Además, riberas altamente cubiertas por vegetación nativa, mejoran el manejo y protección de las cuencas hidrográficas y disminuyen los efectos negativos del reemplazamiento de la vegetación nativa por pastizales o cultivos, como por ejemplo aumento en las concentraciones de nutrientes y sedimentos (Allan et al., 1997; Allan, 2004; Norton & Fisher, 2000; Hayakawa et al., 2006).

En nuestros resultados el índice de calidad de la vegetación de ribera (QBR-Andes) mejora a medida que aumenta la CVN. Se espera que el índice QRB mejore en los sitios con un mayor porcentaje de cubierta vegetal y conectividad con los ecosistemas forestales adyacentes a la ribera y también un alto porcentaje de especies autóctonas. Mientras que se espera que la calidad de la vegetación de ribera disminuya en sitios más deforestados, con un alto porcentaje de especies introducidas (*Pinus*, *Eucalyptus*, *Salix*, *Albus Acuminata*) con una distribución en parches discontinuos y presencia de alteraciones (senderos, caminos, casas, vertidos, derivaciones de flujo, etc.) (Acosta, 2009).

La relación significativa entre la CVN y la calidad biológica del agua estimada con el índice IMEERA-B, este índice puede ser usado para evaluar los efectos del uso del suelo

sobre los ecosistemas fluviales andinos. El índice IMMERA-B usa atributos biológicos de la comunidad de macroinvertebrados para evaluar la condición ecológica de los cuerpos fluviales andinos. Representando la riqueza del hábitat y la tolerancia a la contaminación originada por la agricultura, cultivos y urbanización. Lo que lo convierte en una herramienta necesaria al tener objetivos de restauración de la integridad ecológica (Villamarín et al., 2013).

El cambio del uso de suelo están alterando el procesamiento de la materia orgánica en los ecosistemas fluviales andinos (Encalada et al 2010; Iñiguez-Armijos et al., 2016). En este estudio se cuantificó la respuesta de las tasas de descomposición de hojarasca y el porcentaje de cobertura vegetal en las riberas, mostrando una relación significativa.

Las ventajas de usar indicadores funcionales en la integridad ecosistémica son frecuentemente descritas pero raramente utilizadas (Silva et al., 2013). La descomposición de hojarasca como un indicador funcional nos sirve como una herramienta para medir la calidad de los ecosistemas acuáticos en relación al impacto del uso del suelo, midiendo el potencial de descomposición de la celulosa frente a posibles factores contaminantes (Clapcott et al., 2010).

Naiman et al. (2010), afirman que al existir un mayor porcentaje de vegetación nativa en las zonas de ribera, esta ayuda a amortiguar el impacto del exceso de nutrientes provenientes de los usos de suelo adyacentes a las quebradas. En este estudio se observó una disminución en la concentración de nitritos y la turbiedad a medida que la CVN aumenta en las riberas. El incremento de la vegetación nativa en las zonas de ribera puede ayudar a disminuir el ingreso de nutrientes y sedimentos por efecto de la escorrentía superficial (Ragosta *et al.* 2010). No obstante, la concentración de FRS se incrementó a medida que la CVN en las riberas aumentaba. Este patrón se puede deber a que el fósforo llega a partir de la materia alóctona de vegetación de ribera, la cual es más productiva en sitios de bosque que en pastizales, y por el arrastre de fosforo inorgánico presente en el suelo por medio de la escorrentía de aguas lluvias (Binkley et al., 2004).

3.2.2 Manejo y conservación

Allan et al. (1997) recomienda que es preferible tener la mayor cantidad de vegetación nativa dentro de la cuenca para preservar las condiciones naturales de un río. Sin embargo, la rápida deforestación en los andes del sur del Ecuador en los últimos años (Torrachi et al 2013; Tapia-Armijos et al 2015), ha tenido efectos significativos sobre la condición ecológica de sus ecosistemas fluviales (Iñiguez-Armijos et al 2014). En las

cuencas hidrográficas de esta zona montañosa, las partes altas mantienen una alta CVN debido al difícil acceso y topografía (Torracchi et al., 2013). Lamentablemente esta vegetación de cabecera no es suficiente para sostener un flujo saludable, normalmente en los países andinos las actividades de manejo y conservación se concentran en la parte media de la cuenca y en sus valles (Borbor-Cordova et al., 2006). Sin embargo, mantener riberas altamente forestadas, con vegetación continua y conectadas a la vegetación de cabecera puede mejorar la condición ecológica de los cauces (Lorion & Kennedy, 2009).

Las acciones de manejo y recuperación de las riberas deben ir en conjunto con una fuerte regulación y control por parte de las entidades gubernamentales. Por ejemplo, en la ciudad de Loja el gobierno local ha efectuado acciones de restauración y conservación de la vegetación boscosa, especialmente en las cuencas de abastecimiento de agua potable, esto con el apoyo de organizaciones no gubernamentales mediante el establecimiento de fondos fiduciarios para la conservación de las captaciones. Los principales problemas que enfrentan los administradores de las cuencas hidrográficas son la alta densidad de ganado, zonas urbanas y carreteras que se encuentran paralelamente a la calidad de la corriente, por lo que estos problemas deben abordarse con programas y evaluaciones a largo plazo sobre limitación y exclusión de ganado en las zonas de ribera (Sarr, 2002). Knoke et al. (2014) y Raes et al. (2016), analizaron diferentes opciones para evitar la expansión de zonas de pastoreo hacia las partes altas de las cuencas hidrográficas, mejorando sus técnicas de cultivo y producción mediante el uso de fertilizantes adecuados para el tipo de suelo, e introducción de especies de pastos con mejor rendimiento, ya que al tener zonas de pastoreo en zonas bajas se evita gran cantidad de nutrientes arrastrados por las escorrentías de zonas de aguas lluvias (Knoke et al., 2014). El mercado de carbono puede ser una opción para cubrir estos gastos de inversión. Programas como “Socio Bosque”, podrían implementar actividades de restauración en suelos abandonados, considerando también suelos usados para la agricultura. Otra posible opción es el mercado de madera, usando *Pinus* y *Alnus Acuminata* como base para facilitar la regeneración de especies arbóreas útiles.

Además se debe tomar seriamente al agua lluvia como un elemento contaminador de los cauces andinos ya que en otras regiones es uno de los principales factores que alteran la condición ecológica de cuerpos de agua en zonas altamente urbanizadas (Hughes et al., 2014) como lo es la hoya de Loja.

CONCLUSIONES

Los resultados del presente estudio permitieron determinar que a mayor porcentaje de vegetación nativa mejor será la condición ecológica del ecosistema fluvial. En este estudio se trabajó con el ancho de vegetación establecido en las ordenanzas establecidas para el cantón de Loja, la cual es de 30m, por lo que para establecer mejores medidas y estrategias de manejo y conservación de los cuerpos fluviales andinos se debe recopilar una mayor cantidad de información y evaluar de forma similar aquellos buffers de menor ancho, tomando en cuenta el uso de suelo circundante.

Cualquier iniciativa de restauración es única en sus parámetros ecológicos, sociales y económicos, por lo que se requiere de acciones específicas a las condiciones locales para tener éxito y de la creación de franjas de amortiguamiento entre la ribera y el terreno adyacente afectado por actividades antrópicas, teniendo en cuenta al propietario del terreno y pensando en su uso con actividades sustentables

Finalmente se concluye que al momento de realizar las actividades de manejo y conservación, se debe trabajar en conjunto con el cumplimiento de políticas de manejo y uso de las zonas de ribera. Y además propulsar la participación activa de la comunidad cercana a las zonas de ribera, entendiendo el impacto de las actividades antrópicas, principalmente la ganadería y la agricultura.

RECOMENDACIONES

Para complementar este trabajo, futuros estudios a realizar deben enfocarse en la composición y estructura de la vegetación en las zonas de ribera, para conocer cuáles son las especies nativas que benefician a la calidad del cuerpo fluvial, y en base a esta información plantear proyectos de restauración.

Coordinar capacitaciones a las comunidades cercanas a los cuerpos de agua sobre las características del río, sus obligaciones hacia este y sus derechos de su calidad, y crear campañas para evitar daños como descargas de aguas y botaderos.

BIBLIOGRAFÍA

- 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.
- Allan, D., Erickson, D., & Fay, J. (1997). The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology*, 37(1), 149-161.
- Allan, J., & Castillo, M. (2007). *Stream ecology: structure and function of running waters*: Springer Science & Business Media.
- Allan, J. D. (2004). Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 257-284.
- Amitha, K. (2003). Riparian vegetation along the middle and lower zones of the Chalakkudy River. *Limnological Association of Kerala, Iringalakkuda, Kerala, India*.
- Armitage, P., Moss, D., Wright, J., & Furse, M. (1983). The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water research*, 17(3), 333-347.
- Arteaga, J. (2014). *Selección de estaciones de muestreo para una red de monitoreo de calidad de agua en la hoya de Loja*. UTPL, Loja, Ecuador.
- Asamblea Nacional de la Republica del Ecuador. (2014). Ley de Aguas. Ecuador
- Asamblea Nacional de la Republica del Ecuador. (2014). Constitución Política De La República Del Ecuador. Ecuador
- Barbour, M., Gerritsen, J., Snyder, B., & Stribling, J. (1999). Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers. *USEPA, Washington*.
- Bentrup, G. (2008). Zonas de amortiguamiento para la conservación: lineamientos para diseño de zonas de amortiguamiento, corredores y vías verdes *Informe Técnico Gral. SRS-109*: NC: Departamento de Agricultura, Servicio Forestal, Estacion de Investigación Sur.
- Binkley, D., Ice, G. G., Kaye, J., & Williams, C. A. (2004). Nitrogen and phosphorus concentrations in forest streams of the United States. *Journal Of The American Water Resources Association*
- Bonada, N., Prat, A., Resh, V., & Statzner, B. (2006). Development in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology*, 51, 495-523.

- Borbor-Cordova, M., Boyer, E., McDowell, W., & Hall, C. (2006). Nitrogen and phosphorus budgets for a tropical watershed impacted by agricultural land use: Guayas, Ecuador. *Biogeochemistry*, 79(1-2), 135-161.
- Calles, J., & López, A. (2012). Guía para la implementación de corredores riparios en la cuenca del río Dashino. *EcoCiencia*.
- Carter, J., Driscoll, D., Williamson, J., & Lindquist, V. (2002). Atlas of water resources in the Black Hills area, South Dakota: US Geological Survey Hydrologic Investigations Atlas HA-747, 120 p. Report cover for WRIR 02-4094: Final technical report for the Black Hills Hydrology Study: Hydrology of the Black Hills area, South Dakota Water-Resources Investigations Report 02-4094.
- Canhoto, C. M., & Graça, M. A. S. (1998). Leaf retention: a comparative study between two stream categories and leaf types. *Verhandlungen - Internationale Vereinigung Für Theoretische Und Angewandte Limnologie*, 26(3), 990–993.
- Catterall, C., Piper, S., Bunn, S., & Arthur, J. (2001). Flora and fauna assemblages vary with local topography in a subtropical eucalypt forest. *Austral Ecology*, 26(1), 56-69.
- Cayuela, L. (2010). Modelos lineales: Regresión, ANOVA y ANCOVA. *Eco Lab, Centro Andaluz de Medio Ambiente, Universidad de Granada. Notas de clase*, 1-57.
- Cummins, K., Merritt, R., & Andrade, P. (2005). The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 40(1), 69-89.
- Cunningham, W., & Cunningham, M. (2011). *Principles of environmental science: inquiry & applications*: McGraw-Hill.
- Chapman, D., & Organization, W. H. (1996). Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring.
- Chow, M., Yusop, Z., & Shirazi, S. (2013). Storm runoff quality and pollutant loading from commercial, residential, and industrial catchments in the tropic. *Environmental monitoring and assessment*, 185(10), 8321-8331.
- Clapcott, J. E., Young, R. G., Goodwin, E. O., & Leathwick, J. R. (2010). APPLIED ISSUES: Exploring the response of functional indicators of stream health to land-use gradients. *Freshwater Biology*, 55(10), 2181-2199.
- d'Arge, R., Limburg, K., Grasso, M., de Groot, R., Faber, S., O'Neill, R., . . . Costanza, R. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital.
- Death, R. G., & Collier, K. J. (2010). Measuring stream macroinvertebrate responses to gradients of vegetation cover: when is enough enough? *Freshwater Biology*, 55(7), 1447-1464.

- Décamps, H., & Naiman, R. J. (1990). *The Ecology and Management of Aquatic-Terrestrial Ecotones*: Taylor & Francis.
- Eichner, T. (2002). Ackerly Creek: Riparian buffer survey. *Pennsylvania, Keystone College's Willary Water Discovery Center. United States*.
- Emmingham, H., Bishaw, B., & Rogers, W. (2005). Tree buffers along streams on western Oregon Farmland: Corvallis, Or.: Extension Service, Oregon State University.
- Fischer, R., & Fischenich, J. (2000). Design recommendations for riparian corridors and vegetated buffer strips: DTIC Document.
- Garret, G. (2005). Establishing and managing riparian forest buffers. *Missouri, US. University of Missouri. AF1009–2005*.
- Gayoso, J., & Gayoso, S. (2003). Diseño de zonas ribereñas, requerimiento de un ancho mínimo. *Valdivia, Chile. Universidad Austral de Chile. Facultad de Ciencias Forestales*.
- Gburek, W., & Folmar, G. (1999). Flow and chemical contributions to streamflow in an upland watershed: a baseflow survey. *Journal of Hydrology, 217*(1), 1-18.
- GLYM, H. (1999). Ingeniería ambiental.
- Goodwin, C., Hawkins, C., & Kershner, J. (1997). Riparian restoration in the western United States: overview and perspective. *Restoration Ecology, 5*(4S), 4-14.
- Gobierno Provincial de Loja. Gobierno Provincial de Loja. (2013). Ordenanza sobre Normas y Estándares de Calidad Ambiental Para la Provincia de Loja. Ecuador.
- Göttlicher, D., Obregón, A., Homeier, J., Rollenbeck, R., Nauss, T., & Bendix, J. (2009). Land-cover classification in the Andes of southern Ecuador using Landsat ETM+ data as a basis for SVAT modelling. *International Journal of Remote Sensing, 30*(8), 1867-1886.
- Granados, D., Hernández, M., & López, G. (2006). Ecología de las zonas ribereñas.
- Gregory, S., Swanson, F., McKee, W., & Cummins, K. (1991). An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience, 41*(8), 540-551.
- Guevara, G., Reinoso, G., García, J., Yara, D., Briñez, N., Ocampo, M., . . . Ávila, M. (2008). Aportes para el análisis de ecosistemas fluviales: una visión desde ambientes ribereños.
- Guo, W., Fu, Y., Ruan, B., Ge, H., & Zhao, N. (2014). Agricultural non-point source pollution in the Yongding River Basin. *Ecological Indicators, 36*, 254-261.
- Harding, J., Claassen, K., & Evers, N. (2006). Can forest fragments reset physical and water quality conditions in agricultural catchments and act as refugia for forest stream invertebrates? *Hydrobiologia, 568*(1), 391-402.

- Hayakawa, A., Shimizu, M., Woli, K., Kuramochi, K., & Hatano, R. (2006). Evaluating stream water quality through land use analysis in two grassland catchments. *Journal of Environmental Quality*, 35(2), 617-627.
- Hladyz, S., Åbjörnsson, K., Giller, P., & Woodward, G. (2011). Impacts of an aggressive riparian invader on community structure and ecosystem functioning in stream food webs. *Journal of Applied Ecology*, 48(2), 443-452.
- Holl, K., & Aide, T. (2011). When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management*, 261(10), 1558-1563.
- Hughes, R. M., Dunham, S., Maas-Hebner, K. G., Yeakley, J. A., Schreck, C., Harte, M., ... & Schaeffer, J. (2014). A review of urban water body challenges and approaches:(1) rehabilitation and remediation. *Fisheries*, 39(1), 18-29.
- INHAMI. (2013). Anuarios Meteorológicos 1990 - 2013. Quito, Ecuador: Hidrología (Ed.).
- Iñiguez, C., Leiva, A., Frede, H., Hampel, H., & Breuer, L. (2014). Deforestation and Benthic Indicators: How Much Vegetation Cover Is Needed to Sustain Healthy Andean Streams? *PLoS ONE*, 9(8).
- Iñiguez, C., Rausche, S., Cueva, A., Sánchez, A., Espinosa, C., & Breuer, L. (2016). Shifts in leaf litter breakdown along a forest–pasture–urban gradient in Andean streams. *Ecology and Evolution*, 6(14), 4849-4865.
- Jones, J., Swanson, F., Wemple, B., & Snyder, K. (2000). Effects of roads on hydrology, geomorphology, and disturbance patches in stream networks. *Conservation Biology*, 14(1), 76-85.
- Kindt, R. & Coe, R. (2005) Tree diversity analysis. A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies. World Agroforestry Centre (ICRAF), Nairobi. ISBN 92-9059-179-X
- Knoke, T., Bendix, J., Pohle, P., Hamer, U., Hildebrandt, P., Roos, K., ... & Silva, B. (2014). Afforestation or intense pasturing improve the ecological and economic value of abandoned tropical farmlands. *Nature communications*, 5.
- Lammert, M., & Allan, J. (1999). Assessing biotic integrity of streams: effects of scale in measuring the influence of land use/cover and habitat structure on fish and macroinvertebrates. *Environmental Management*, 23(2), 257-270.
- Lenat, D. (1988). Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 222-233.
- Lorion, C., & Kennedy, B. (2009). Relationships between deforestation, riparian forest buffers and benthic macroinvertebrates in neotropical headwater streams. *Freshwater Biology*, 54(1), 165-180.

- Lovett, S., & Price, P. (2001). Managing Riparian Lands in the Sugar Industry. A Guide to Principles and Practices. Sugar Research and Development Corporation. *Land & Water Australia, Brisbane. ISBN 0-9579313-0-1.*
- Luna, N. (2016). Descomposición de materia orgánica en ríos andinos: efectos del cambio de uso de suelo y de la calidad de la hojarasca. UTPL, Loja-Ecuador.
- MAGAP/SIGTIERRAS. (2013). Ortofotografía 1:5000. Quito, Ecuador.
- Malanson, G. (1993). Riparian landscapes. Cambridge University Press.
- Mancilla, G., Valdovinos, C., Azocar, M., Jorquera, P., & Figueroa, R. (2009). Efecto del reemplazo de la vegetación nativa de ribera sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en arroyos de climas templados, Chile central. *Hidrobiológica, 19(3)*, 193-203.
- Meli, P. (2014). Restauración de la biodiversidad y los servicios de los ecosistemas ribereños y otros humedales: meta-análisis global y evaluación de especies útiles en el trópico húmedo mexicano.
- Ministerio de Finanzas del Ecuador. (2010). Código Orgánico de Organización Territorial, Autonomía y Descentralización. Ecuador.
- Municipio de Loja.(2008). Ordenanza Municipal de Urbanismo, Construcción y Ornato del Cantón de Loja. Ecuador.
- Naiman, R., & Decamps, H. (1997). The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual review of Ecology and Systematics*, 621-658.
- Naiman, R., Decamps, H., & Pollock, M. (1993). The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological applications*, 3(2), 209-212.
- Naiman, R., Decapamps, H., & McClain, M. (2005). Riparia: Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities: Amsterdam: Elsevier/Academic Press.
- Naiman, R., Decamps, H., & McClain, M. (2010). *Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities*: Academic Press.
- Nemčić-Jurec, J., Konjačić, M., & Jazbec, A. (2013). Monitoring of nitrates in drinking water from agricultural and residential areas of Podravina and Prigorje (Croatia). *Environmental monitoring and assessment*, 185(11), 9509-9520.
- Norton, M., & Fisher, T. (2000). The effects of forest on stream water quality in two coastal plain watersheds of the Chesapeake Bay. *Ecological Engineering*, 14(4), 337-362.
- Munné, A., Prat, N., Sola, C., Bonada, N., & Rieradevall, M. (2003). A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR

- index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13(2), 147-163.
- Oksanen, J. (2014). *Multivariate analysis of ecological communities in R: vegan tutorial*.(2013). *University Oulu, Finland*.
- Pardo, I., Alvarez, J., Moreno, S., Vivas, N., Bonada, J., Alba-Tercedor, P., . . . Vidal-Abarca. (2002). El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat (Vol. 21(3-4), pp. 115-134). Madrid- España: Limnetica
- Pérez, G. (2003). *Bioindicación de la calidad del agua en Colombia: propuesta para el uso del método BMWP Col*: Editorial Universidad de Antioquia.
- PNUD. (2007). *Gobernabilidad del Sector Agua y Saneamiento en el Ecuador en el Marco de los Objetivos de Desarrollo del Milenio (ODM)* (pp. 74).
- Poff, N. L., Allan, J. D., Bain, M. B., Karr, J. R., Prestegard, K. L., Richter, B. D., . . . Stromberg, J. C. (1997). The Natural Flow Regime. *BioScience*, 47(11), 769-784. doi: 10.2307/1313099
- Pozo, J., Basaguren, A., Elozegi, A., Molinero, J., Fabre, E., & Chauvet, E. (1998). Afforestation with *Eucalyptus globulus* and leaf litter decomposition in streams of northern Spain. *Hydrobiologia*, 373/374, 101–110.
- Prat, N., Ríos-Touma, B., Acosta, R., & Rieradevall, M. (2009). Los macroinvertebrados como indicadores de la calidad del agua. In F. (Eds) (Ed.), *Macroinvertebrados Bentónicos Sudamericanos* (pp. 631-354). Tucumán- Argentina.
- Price, P., & Lovett, S. (2002). *Improving water quality*. Australia, Canberra.
- Puccinelli, C., Mancini, L., Munafò, M., Andreani, P., & Marcheggiani, S. (2012). *Evaluation of Aquatic Ecosystem Health Using the Potential Non Point Pollution Index (PNPI) Tool*: INTECH Open Access Publisher.
- Quevedo, J. (2008). Análisis y evaluación de las franjas ribereñas y de los usos adyacentes en la microcuenca del río Toila, subcuenca del río Matanzas, Guatemala. *Analysis and evaluation of riparian vegetation and adjacent land uses in the Toila River micro-watershed, Matanzas river sub-watershed, Guatemala*: CATIE, Turrialba (Costa Rica).
- Ragosta, G., Evensen, C., Atwill, E., Walker, M., Ticktin, T., Asquith, A., & Tate, K. (2010). Causal connections between water quality and land use in a rural tropical island watershed. *EcoHealth*, 7(1), 105-113.
- Raes, L., D'Haese, M., Aguirre, N., & Knoke, T. (2016). A portfolio analysis of incentive programmes for conservation, restoration and timber plantations in Southern Ecuador. *Land Use Policy*, 51, 244-259.

- Reece, P., & Richardson, J. (1999). *Biomonitoring with the reference condition approach for the detection of aquatic ecosystems at risk*. Paper presented at the Proceedings of a Conference on the Biology and Management of Species and Habitats at Risk.
- Richardson, D., Holmes, P., Esler, K. J., Galatowitsch, S., Stromberg, J., Kirkman, S., . . . Hobbs, R. (2007). Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and distributions*, *13*(1), 126-139.
- Rios, S., & Bailey, R. (2006). Relationship between riparian vegetation and stream benthic communities at three spatial scales. *Hydrobiologia*, *553*(1), 153-160.
- Robins, J., & Cain, J. (2002). The past and present condition of the Marsh Creek watershed. *Prepared by the Natural Heritage Institute and the Delta Science Center at Big Break*.
- Romero, F., Cozano, M., Gangas, R., & Naulin, P. (2014). Zonas ribereñas: protección, restauración y contexto legal en Chile. *Bosque (Valdivia)*, *35*(1), 3-12.
- Rot, B., Naiman, R., & Bilby, R. (2000). Stream channel configuration, landform, and riparian forest structure in the Cascade Mountains, Washington. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *57*(4), 699-707.
- Rueda, D., Wantzen, K., & Tolosa, M. (2006). Leaf-litter decomposition in an Amazonian floodplain stream: effects of seasonal hydrological changes. *Journal of the North American Benthological Society*, *25*(1), 233-249.
- Sarr, D. (2002). Riparian livestock exclosure research in the western United States: a critique and some recommendations. *Environmental Management*, *30*(4), 516-526.
- Silva-Junior, E. F., Moulton, T. P., Boëchat, I. G., & Gücker, B. (2014). Leaf decomposition and ecosystem metabolism as functional indicators of land use impacts on tropical streams. *Ecological Indicators*, *36*, 195-204.
- Sutherland, A., Meyer, J., & Gardiner, E. (2002). Effects of land cover on sediment regime and fish assemblage structure in four southern Appalachian streams. *Freshwater Biology*, *47*(9), 1791-1805.
- Stewart, J., Wang, L., Lyons, J., Horwath, J., & Bannerman, R. (2001). Influences of watershed, riparian-corridor, and reach-scale characteristics on aquatic biota in agricultural watersheds. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, *37*(6), 1475-1487.
- Tapia-Armijos, M. F., Homeier, J., Espinosa, C. I., Leuschner, C., & de la Cruz, M. (2015). Deforestation and forest fragmentation in South Ecuador since the 1970s—losing a hotspot of biodiversity. *PLoS one*, *10*(9), e0133701.

- Thies, B., Meyer, H., Nauss, T., & Bendix, J. (2014). Projecting land-use and land-cover changes in a tropical mountain forest of Southern Ecuador. *Journal of Land Use Science*, 9(1), 1-33.
- Tomanova, S., Goitia, E., & Helešić, J. (2006). Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia*, 556(1), 251-264.
- Tong, S., & Chen, W. (2002). Modeling the relationship between land use and surface water quality. *Journal of environmental management*, 66(4), 377-393.
- Torracchi, E., Tapia, M., Escudero, A., and de la Cruz, M. (2013). Deforestación en una región montañosa megadiversa en los Andes: dinámica del paisaje en el sur de Ecuador. Pp. 275–289 in de la Cruz M., and F. T. Maestre (eds), *Avances en el Análisis Espacial de Datos Ecológicos: Aspectos Metodológicos y Aplicados*. ECESPA–Asociación Española de Ecología Terrestre, Mostole.
- Tran, C., Bode, R., Smith, A., & Kleppel, G. (2010). Land-use proximity as a basis for assessing stream water quality in New York State (USA). *Ecological Indicators*, 10(3), 727-733.
- 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.
- Voelz, N., Zuellig, R., Shieh, S., & Ward, J. (2005). The effects of urban areas on benthic macroinvertebrates in two Colorado plains rivers. *Environmental monitoring and assessment*, 101(1-3), 175-202.

ANEXOS

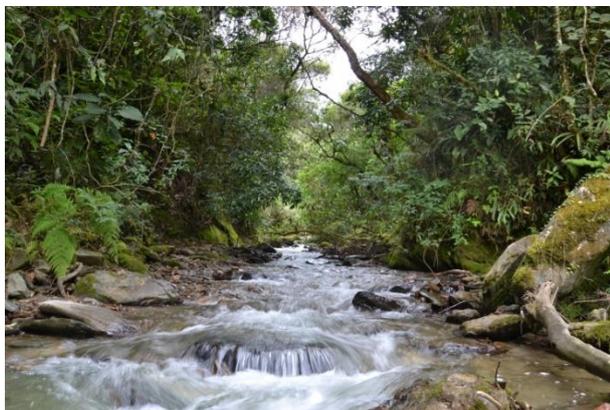
Anexo 1: Listado de macroinvertebrados muestreados e identificados.

Orden	familia	Num.
Amphipoda	Hyaellidae	11
Bassomatophora	Planorbidae	1
Coleoptera	Dytiscidae	7
	Elmidae	80
	Heteroceridae	1
	Hydrochidae	1
	Hydrophilidae	1
	Psephenidae	10
	Ptilodactylidae	12
	Scarabaeidae	1
	Scirtidae	7
Diptera	Blephariceridae	9
	Ceratopogonidae	5
	Chironomidae	236
	Empididae	2
	Limoniidae	2
	Psychodidae	4
	Simuliidae	82
	Tabanidae	1
	Tipulidae	13
Ephemeroptera	Baetidae	691
	Heptageniidae	12
	Leptophlebiidae	78
	Leptohyphidae	234
Glossiphoniiformes	Cylicobdellidae	26
Haplotaxida	Naididae	12
Hemiptera	Veliidae	1
	Mesoveliidae	1
Megaloptera	Corydalidae	2
Odonata	Libellulidae	2
Plecoptera	Perlidae	76
Trichoptera		

	Calamoceratidae	1
	Glossosomatidae	18
	Helicopsychidae	9
	Hydrobiosidae	3
	Hydropsyche	30
	Leptoceridae	20
	Philopotamidae	8
	Polycentropodidae	6
Tricladida		
	Dugesiiidae	1

Anexo 2: Fotografías de las zonas de estudio.

Bosque



Bosque-Pastizal



Pastizal

