



UNIVERSIDAD DEL AZUAY

FACULTAD DE CIENCIA Y TECNOLOGÍA

ESCUELA DE BIOLOGÍA, ECOLOGÍA Y GESTIÓN

**Variación de la tasa de descomposición de la hojarasca de
aliso con y sin macroinvertebrados en dos riachuelos
altoandinos del sur del Ecuador.**

Trabajo de graduación previo a la obtención del título de:

BIÓLOGO CON MENCIÓN EN ECOLOGÍA Y GESTIÓN

Autor:

RAMIRO ANDRÉS JIMÉNEZ ESPINOZA

Director:

EDWIN JAVIER ZÁRATE HUGO

CUENCA, ECUADOR

2018

DEDICATORIA

A Dios y a mis padres, Ramiro y Lorena, pilar fundamental de este logro, quienes desde lejos siempre estuvieron pendientes de mí, apoyándome y sacrificándose para que no me faltara nada.

Ramiro Jiménez

AGRADECIMIENTO

Agradezco en primer lugar a Dios por darme la fuerza y la sabiduría para culminar mis estudios, a mi director de tesis MsC. Edwin Zárate, por su apoyo constante y las correcciones pertinentes al documento de investigación. A mi distinguido tribunal, Dr. Sebastián Padrón y Ecol. David Siddons, por las observaciones realizadas al documento preliminar de tesis. Al Blgo. Agustín Sparer por su apoyo tanto en la fase de campo como de laboratorio.

A mis padres y hermanas quienes desde la distancia me ofrecieron todo su apoyo y su amor. A mis queridos tíos, por brindarme su cariño y por abrirme las puertas de su hogar haciéndome sentir como en casa.

Ramiro Jiménez

INDICE DE CONTENIDO

DEDICATORIA	i
AGRADECIMIENTO	ii
INDICE DE CONTENIDO	iii
INDICE DE FIGURAS Y TABLAS	iv
INDICE DE ILUSTRACIONES	iv
INDICE DE ANEXOS	v
RESUMEN	vi
ABSTRACT	vii
INTRODUCCIÓN	1
OBJETIVOS	4
Objetivo general	4
Objetivos específicos	4
CAPITULO I	5
METODOLOGÍA	5
1.1 Área de estudio	5
1.2 Estaciones de muestreo	6
1.3 Registro de parámetros	7
1.4 Experimento de descomposición de hojarasca	7
1.5 Selección de Métricas	8
1.6 Macroinvertebrados de la hojarasca	9
CAPITULO II	10
RESULTADOS	10
2.1 Descomposición de la hojarasca	10
2.2 Parámetros fisicoquímicos	11
2.3 Composición y diversidad de macroinvertebrados	11
CAPITULO III	14
DISCUSIÓN	14
BIBLIOGRAFÍA	17

INDICE DE FIGURAS Y TABLAS

Figura 1: Regresión no lineal en base a porcentajes remanentes de masa.....	10
Figura 2. Resultado del índice de Simpson de la comunidad de macroinvertebrados para las fundas gruesas.....	13
Figura 3. Resultado del índice de Shannon-Weinner de la comunidad de macroinvertebrados para las fundas gruesas.....	13
Tabla 1. Coordenadas geográficas (UTM) y nombre de las dos estaciones de estudio.....	6
Tabla 2. Umbrales del coeficiente de descomposición K para ríos altoandinos (Rincón et al., 2017), y resultados para las estaciones de muestreo.....	11
Tabla 3. Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos en las dos estaciones de muestreo.....	11
Tabla 4. Macroinvertebrados recolectados en las bolsas de descomposición.....	12

INDICE DE ILUSTRACIONES

Mapa1. Área de estudio y ubicación de las dos estaciones de monitoreo.....	6
--	---

INDICE DE ANEXOS

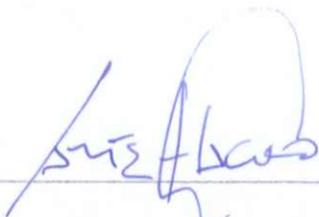
Anexo 1: Significado de los valores del índice biológico (A.B.I.).....	21
Anexo 2: Valores de la tasa de descomposición (-k/d) por tipo de malla.....	22
Anexo 3: Valores del índice ABI por familias.....	23
Anexo 4: Trabajo de campo y de laboratorio.....	25
Anexo 5: Registro fotográfico de algunas de las taxas de macroinvertebrados encontrados.....	26
Anexo 6: Estaciones de muestreo.....	27

VARIACIÓN DE LA TASA DE DESCOMPOSICIÓN DE LA HOJARASCA DE
ALISO CON Y SIN PRESENCIA DE MACROINVERTEBRADOS EN DOS
RIACHUELOS ALTOANDINOS DEL SUR DEL ECUADOR.

RESUMEN

La condición ecológica de los ríos andinos está amenazada por muchas actividades humanas. Actualmente la mayoría de los protocolos utilizan indicadores estructurales para medir la salud de los ríos. En este estudio se aplicó una herramienta de evaluación utilizando la descomposición de las hojas como una medida de la condición funcional e integridad de arroyos altoandinos en el sur del Ecuador. Se seleccionaron dos arroyos, en cada uno se colocó fundas de malla fina y gruesa con hojas para evaluar la contribución de macroinvertebrados y microorganismos en el proceso de descomposición. Los resultados indicaron una mayor descomposición en las bolsas gruesas, por otro lado, se encontró que uno de los arroyos presentó mejores condiciones pudiendo constituirse como estación de referencia para programas de monitoreo en la zona estudiada.

Palabras clave: arroyos, condición ecológica, descomposición, macroinvertebrados.



Edwin Javier Zárate Hugo

Director del trabajo de titulación



Antonio Manuel Crespo Ampudia

Coordinador de Escuela



Ramiro Andrés Jiménez Espinoza

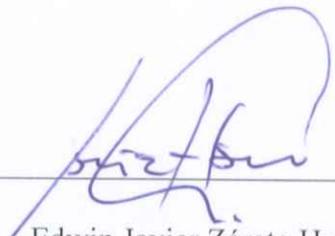
Autor

VARIATION IN THE DECOMPOSITION RATE OF ALDER LITTER WITH
AND WITHOUT THE PRESENCE OF MACROINVERTEBRATES IN TWO
HIGH ANDEAN RIVULETS IN SOUTHERN ECUADOR.

ABSTRACT

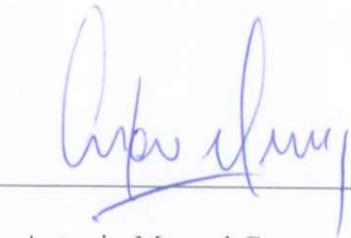
The ecological condition of the Andean rivers is threatened by many human activities. Currently, most of the protocols used structural indicators to measure the health of rivers. In this study, an evaluation tool was applied using the decomposition of leaves as a measure of the functional condition and integrity of high Andean streams in southern Ecuador. Two streams were selected, in each case thin and thick mesh bags with leaves were placed to evaluate the contribution of macroinvertebrates and microorganisms in the decomposition process. The results indicated a greater decomposition in the thick mesh bags. It was found that one of the streams presented better conditions, so it could be established as a reference station for monitoring programs in the studied area.

Keywords: Creeks, ecological condition, decomposition, macroinvertebrates.



Edwin Javier Zárate Hugo

Thesis Director



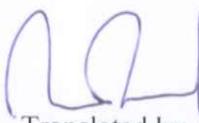
Antonio Manuel Crespo Ampudia

Faculty Director



Ramiro Andrés Jiménez Espinoza

Author



Translated by

Ing. Paul Arpi

Jiménez Espinoza Ramiro Andrés

Trabajo de Titulación

Blgo. Edwin Javier Zárate Hugo, MsC.

Febrero, 2018

**VARIACIÓN DE LA TASA DE DESCOMPOSICIÓN DE LA HOJARASCA DE
ALISO CON Y SIN MACROINVERTEBRADOS EN DOS RIACHUELOS
ALTOANDINOS DEL SUR DEL ECUADOR.**

INTRODUCCIÓN

En la actualidad el inadecuado uso de métodos para la obtención de los recursos naturales ha ocasionado que se alteren los cursos de agua, es por ello que la implementación de nuevas técnicas es importante ya que así podremos entender y conocer su grado de alteración; entre las técnicas más recientes tenemos a la integridad biótica (Pérez, et al., 2007).

Generalmente para los sistemas de monitoreo, sobre todo cuando las actividades se realizarán en áreas naturales, se han desarrollado métodos que tratan de medir la salud o la integridad de los ecosistemas. La mayoría de estos métodos se han enfocado en indicadores estructurales, es decir, en la composición de la comunidad biótica elegida como indicadora de la integridad de los ecosistemas. Sin embargo, se ha visto que estos no responden del todo a las preguntas planteadas en torno a la necesidad de contar con información adicional, que permita tomar decisiones, por lo que se han establecido otro tipo de indicadores denominados funcionales, estos miden los procesos que se dan en los ecosistemas como lo es la descomposición orgánica y la fijación de energía. Desde esta óptica la integridad ecológica puede ser subdividida en integridad estructural e integridad funcional (Minshall, 1996). Dentro de los indicadores estructurales los más utilizados han sido los macroinvertebrados, ya que estos responden a cambios naturales o antropogénicos en las características físicas y químicas del agua (Segnini, 2003).

Las técnicas de monitoreo basadas en medidas de la función del ecosistema han sido mucho menos aplicadas y frecuentemente solo se infiere la función partiendo de la estructura de la comunidad de macroinvertebrados utilizando los grupos funcionales de

alimentación (Cummins, et al., 1989). Otra forma de medir directamente el funcionamiento de los ecosistemas es a través de los procesos más importantes en los ecosistemas, como es el procesamiento de materia orgánica (Chapin, et al., 2000). En relación a este último tipo de mediciones funcionales, para el Ecuador recientemente se reportó una investigación que evalúan adecuadamente los efectos de la transformación de áreas boscosas en pastizales tomando como indicador el procesamiento o descomposición de la hojarasca (Rincón, et al., 2017).

La vegetación de ribera juega un papel importante dentro de los ecosistemas acuáticos, ya que muchas de las veces en los cuerpos de agua la sombra del dosel restringe la productividad primaria, ocasionando así que la hojarasca actúe como base trófica del ecosistema (Webster & Benfield, 1986); por esta razón la hojarasca no es solamente utilizada como alimento sino también como sustrato por algunos organismos (Aldridge, et al., 2009).

Existen factores que influyen en el proceso de descomposición de hojarasca, tales como concentración de iones, la cobertura de ribera, el tipo de suelo y el clima (Graça, 2001), estos además de alterar la descomposición de hojarasca también ayudan al desarrollo de los distintos organismos como las bacterias, hongos y macroinvertebrados (Casas, et al., 2011). Dentro de este marco, el uso del suelo también puede ser tomado como otro factor que pueda alterar el proceso de descomposición (Paul, et al., 2006), ya que este al influir sobre los factores ambientales o en la fauna acuática, estaría afectando de forma indirecta sobre dicho proceso (Sponseller & Benfield, 2001).

Trabajos realizados por (Cebrian & Lartigue, 2004) determinan que los procesos de descomposición se dan de manera más rápida en los ecosistemas acuáticos en comparación con los terrestres, debido a la permanente acción física del agua y a los cambios bruscos de temperatura, sin embargo, (Capps, et al., 2011) ha podido demostrar que si existen excepciones.

Los ríos de menor orden como los de nuestro estudio muchas de las veces se encuentran cubiertos de vegetación, impidiendo de esta manera que se dé la fotosíntesis, de tal forma toda la materia orgánica proveniente de manera alóctona actúa como su principal fuente de energía (Graça, 2001); (Nakajima, et al., 2006). Existen distintos mecanismos por los cuales el material particulado ingresa a los ríos, entre los más importantes tenemos: en forma de hojarasca desde río arriba, verticalmente por la caída directa de las hojas y lateralmente por acción del viento (Elosegi y Pozo, 2005); dentro de este marco y a pesar

de la presencia de algas y musgos como productores primarios, estos ríos se los considera heterótrofos. (Ylla, et al., 2007).

Anteriormente ya se mencionó la importancia de la vegetación de ribera, sin embargo, es importante mencionar que en los trópicos al ser una vegetación más diversa esta puede proveer de una mayor cantidad y diversidad de hojarasca en comparación con los riachuelos de las zonas templadas (Chara, et al., 2007). Por otro lado, se ha podido observar que las hojas de aliso son más palatables para los macroinvertebrados debido a su alta calidad nutricional (Delettre & Morvan, 2000).

Los resultados que se presentan en este estudio podrían tener gran aplicabilidad ya que nos permitirían conocer en qué estado se encuentran estos ecosistemas acuáticos, en comparación con otros tipos de ecosistemas, los cuales se han visto mucho menos afectados (Bayley, 1995), estas alteraciones se deben principalmente al cambio del uso del suelo, provocando así un cambio en la estructura del paisaje, lo que lleva a una pérdida general de la biodiversidad; estos cambios afectan de manera directa a los procesos que se llevan a cabo dentro de los sistemas acuáticos como lo es la descomposición (Paul, et al., 2006); así mismo la presencia de plantaciones de especies exóticas como el pino estarían afectando la dinámica de descomposición y el rol de la comunidad de macroinvertebrados. (Bañuelos, et al., 2004).

Al ser los ecosistemas de páramo zonas tan frágiles y con tantas presiones antrópicas (Mena-Vásquez & Hofstede, 2006), es fundamental conocer y entender el funcionamiento de estos procesos; a pesar de que los cuerpos de agua altoandinos han sido relativamente bien estudiados en cuanto a la estructura y composición de macroinvertebrados (Ríos-Touma, 2008), poco se conoce sobre los procesos clave que se dan dentro de los mismos, ya que además del proceso de descomposición, también influyen en el reciclaje de nutrientes, ocasionando que se de liberación o acumulación de carbono (Dangles, et al., 2010).

En este estudio los sitios donde se encontraban los puntos de muestreo estaban conformados básicamente por una mezcla de pajonales, herbáceas y pequeños arbustos. A partir de esto, nos planteamos la siguiente pregunta ¿Cómo varían las tasas de descomposición en dos riachuelos altoandinos con y sin intervención de macroinvertebrados?

OBJETIVOS

Objetivo general

Determinar la tasa de descomposición de hojarasca y la variación de parámetros bióticos y parámetros fisicoquímicos en dos riachuelos altoandinos del Sur del Ecuador.

Objetivos específicos

- Evaluar las tasas de descomposición de hojarasca y la composición y diversidad de las comunidades de macroinvertebrados, en los dos riachuelos del área de estudio.
- Evaluar parámetros fisicoquímicos in-situ como pH, O₂, temperatura, caudal, sólidos disueltos, conductividad de la zona de estudio.
- Contribuir con la conformación de una línea base de las características ecológicas, estructurales y funcionales, de los cursos de agua a estudiar.

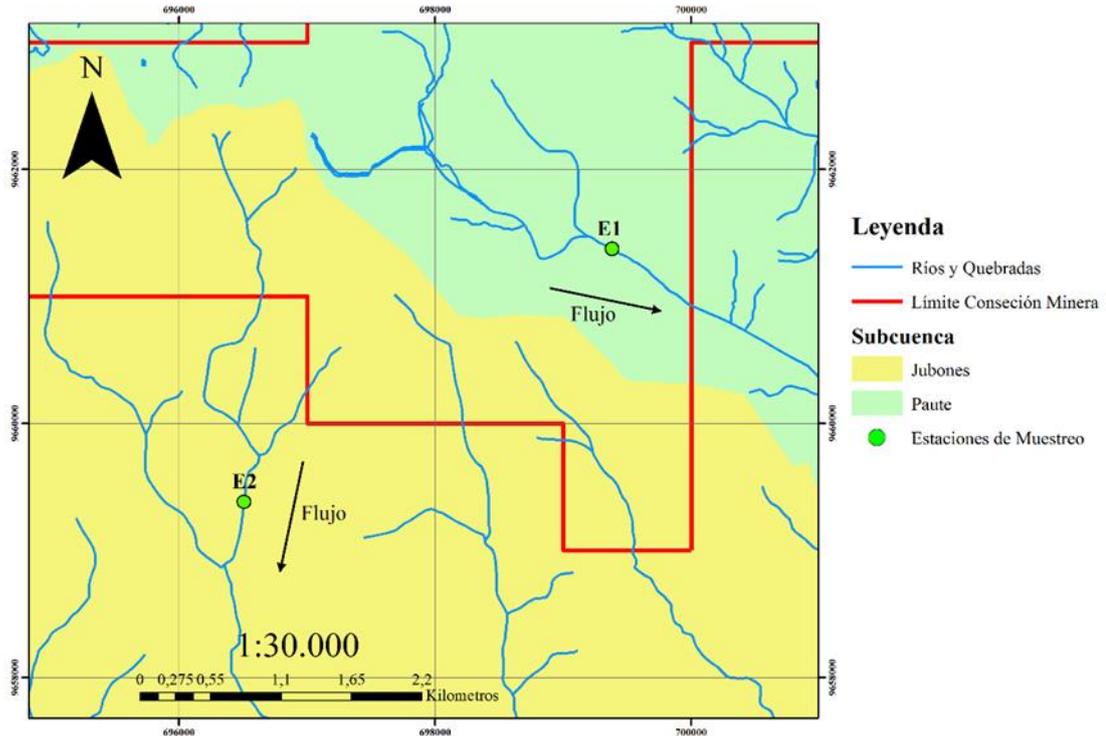
CAPITULO I

METODOLOGÍA

1.1 Área de estudio

El estudio se lo realizó entre los meses de noviembre de 2016 a febrero de 2017. La zona de estudio se encuentra dentro del proyecto minero Loma Larga (en fase de exploración), situado a una altitud de 3500 a 3900 metros sobre el nivel del mar (Cox & Altman, 2016). Localizada en el sur de Ecuador en la Cordillera Occidental de los Andes, en la provincia de Azuay a 30 km al suroeste de la ciudad de Cuenca

Se escogieron para este estudio dos ríos (Mapa 1), cada estación pertenece a una quebrada en particular (Tabla 1). El área de estudio se caracteriza por ser un hábitat abierto dominado por páramo herbáceo, el cual es un ecosistema heterogéneo que se encuentra asociado con una vegetación de almohadilla, así como con árboles y arbustos nativos (Neill, 1999; Baquero et al., 2004; Minga & Verdugo, 2007; Minga et al., 2016). Un 81,25% de la flora es nativa para la región, pero existen zonas con una alta densidad de *Pinus patula* (Astudillo, et al., 2015). La precipitación promedio es de 95,93 mm anual; la temperatura tiene un promedio mensual de 6°C; así mismo la humedad relativa tiene un promedio mensual de 90% con valores máximos de 100% y mínimos de 40% (PROMAS, 2007).



Mapa 1. Área de estudio y ubicación de las dos estaciones de monitoreo.

Tabla 1: Coordenadas geográficas (UTM) y nombre de las dos estaciones de estudio.

ESTACIÓN	COORDENADAS GEOGRÁFICAS	NOMBRE DE LA QUEBRADA	ALTITUD
E1	X: 698861 Y: 9661345	Quebrada Colloancay	3697 m.s.n.m.
E2	X: 696347 Y: 9659367	Quebrada Zhurucay	3655 m.s.n.m.

1.2 Estaciones de muestreo

La estación E1 se encontraba localizada alejada de la carretera de tercer orden dentro de la concesión minera, la vegetación predominante en ese sector era vegetación herbácea y muy poca vegetación arbustiva. En esta zona el flujo de agua era rápido y el caudal medido tuvo un valor de 0.179 m³/s.

La estación E2 se localizó relativamente cerca de la carretera y dentro de la concesión minera Cristal, en este lugar se pudo notar dos construcciones de concreto, las mismas que sirven para medir el flujo del agua; el sustrato de la quebrada era arenoso con rocas

pequeñas y la vegetación predominante eran los pajonales. El caudal de este lugar fue de $0.162 \text{ m}^3/\text{s}$.

1.3 Registro de parámetros

El experimento de incubación de bolsas de descomposición se lo llevo a cabo en 4 períodos: la primera salida fue para la colocación de las bolsas, a partir del día en que se colocaron las muestras se contó 15 días y se procedió a la primera recolección, la segunda recolección se la realizó 28 días después y la tercera recolección se la hizo a los 58 días posteriores a la colocación.

En cada río donde fue seleccionado el punto para la incubación de las bolsas para la incubación, se determinó los datos ambientales complementarios en dirección río-abajo a río-arriba a los 0, 25 y 50 m del segmento fijado. En cada punto se determinó el ancho del cauce con ayuda de una cinta métrica. También se determinó cada 50 cm, a partir de una de las orillas, la profundidad y se midió la velocidad de la corriente con la ayuda de un correntímetro, datos con los que posteriormente se calculó el caudal.

Además, en cada visita realizada (4 en total) se registraron datos de Oxígeno (en porcentaje y mg/l), pH, conductividad y sólidos disueltos utilizando dispositivos portátiles (YSI63 para pH y conductividad; YSI 550A para oxígeno disuelto).

1.4 Experimento de descomposición de hojarasca

Para nuestro experimento empleamos las hojas de aliso: *Alnus acuminata*, estas hojas son comunes en sitios con altitudes más bajas, sin embargo, en algunos estudios realizados en zonas de páramo el género *Alnus* ha sido ampliamente utilizado (Rincón, et al., 2017), (Wantzen & Wagner, 2006). Una vez establecido con que hojas se iba a trabajar se procedió a la colección de las mismas, posteriormente las hojas fueron secadas al aire libre durante 3 días y almacenadas en seco antes de ser pesadas y puestas en las bolsas de descomposición. Cabe recalcar que se trató de recoger hojas maduras.

En nuestro estudio utilizamos 144 bolsas, de las cuales 72 bolsas fueron construidas con red de un ojo de 10 mm y las otras 72 fueron con red de 0,4 mm el ojo; esto se aplicó basándonos en la metodología utilizada por (Rincón, et al., 2017). En cada una de las bolsas se introdujo 5 gramos de hojarasca, la misma que fue pesada por medio de una balanza. Para evitar que el material depositado dentro de las bolsas se caiga, cada una de las mallas fueron cosidas en un extremo con la ayuda de nylon. Según establece (Whiles & Wallace, 1997) las bolsas de malla gruesa son mucho más utilizadas ya que el ojo de

red (10mm) puede dejar entrar a muchos más organismos y así permitir medir la contribución que tienen los macroinvertebrados en la descomposición de hojarasca.

Para la incubación de las bolsas lo que se hizo fue seleccionar un tramo de río con una corriente rápida, en cada una de las estaciones de muestreo se colocaron 6 varillas de acero a lo largo del punto establecido. En cada varilla se sujetaron 12 bolsas de descomposición de los dos tamaños de poro (6 gruesas; 6 finas), algo importante que se debía tener en cuenta era que se debía evitar colocar las bolsas en corrientes muy fuertes o muy cerca de la orilla, asegurándose que las bolsas queden tocando el lecho del río y sin piedras sobre estas. Este procedimiento se repitió en todos los puntos. Las fechas de retiro se realizó el día 15, 28 y 58; una vez con las bolsas retiradas se procedió a depositarlas en fundas ziploc para luego ser transportadas al laboratorio; la idea de colocarlas en las fundas plásticas era evitar que los microorganismos que se encontraban adheridos a las bolsas se desprendan y caigan (Rincón, et al., 2017).

Una vez con las muestras en el laboratorio lo que se hizo fue limpiar la mayor cantidad de sedimentos para posteriormente con ayuda de agua tratar de remover los macroinvertebrados que se encontraban pegados a las mallas. Una vez terminado este proceso se dejó secar las hojas en una estufa por un día a una temperatura constante de 50 °C.

Posteriormente se verifico que las hojas estuvieran parcialmente secas y que no se encuentren pegadas a las bandejas donde estaban depositadas, una vez verificado esto nuevamente se procedió a secarlas por un día, pero esta vez a una temperatura de 90°C. Para obtener la masa seca libre de ceniza lo que se hizo fue triturar las hojas y colocarlas en crisoles dentro del horno mufla a 550°C por 4 horas y así se obtuvo la pérdida de masa por descomposición (Rincón, et al., 2017).

1.5 Selección de Métricas

Para calcular el coeficiente de descomposición (k) se usó un modelo de regresión no lineal ($Mt = M0 e^{-kt}$), donde: Mt , es la masa remanente de hojarasca (porcentaje) después de un periodo de incubación dado (días), $M0$ es la masa inicial y t es el periodo de incubación en días (Guerrero, Urdiales, Rincón, & Zárate, 2015).

Se calculó también el coeficiente de descomposición para bolsas gruesas (K_g) y finas (K_f) usando la expresión: $-k = \ln(\text{MSLC}_{\text{remanente}} / \text{MSLC}_{\text{inicial}}) / \text{Duración}$, donde: $\text{MSLC}_{\text{inicial}}$ es la masa (g) libre de ceniza inicial, $\text{MSLC}_{\text{remanente}}$ es la masa libre de ceniza después de la

incubación y duración se refiere al número de días de la incubación (Hladyz et al., 2010). Con estos datos se obtendrán los valores K_{total} y K_g/K_f promedio para cada estación, los cuales serán comparados con los umbrales de integridad funcional sugeridos para ríos altoandinos por Rincón et al. (2017).

1.6 Macroinvertebrados de la hojarasca

Una vez colectadas las bolsas de malla gruesa y fina, se procedió a separar los macroinvertebrados que se encontraban adheridos a las mismas, posteriormente estos microorganismos fueron depositados en frascos plásticos que contenían alcohol al 90%, ya con las muestras separadas se realizó la respectiva identificación hasta el nivel taxonómico de género con la ayuda de las claves taxonómicas de Dominguez & Fernandez (2009) y Roldán (1996).

Se aplicó el índice de calidad de agua Andean Biotic Index (Ríos-Touma, Acosta, & Prat, 2014), el cual consiste en asignar una determinada puntuación a los taxones encontrados, la suma de estos nos dará como resultado que tan saludables se encuentran estas quebradas. El valor que se le asigna a cada taxón va a depender de la tolerancia a la contaminación o déficit de oxígeno que tenga, asignando 10 a los más sensibles o menos tolerantes y 1 a los más tolerantes (Pino, et al., 2003).

Además, se realizaron análisis de diversidad, para lo cual se utilizó el índice de equidad de Shannon-Wiener, el cual permite estimar que individuo escogida al azar tiene la probabilidad de pertenecer a alguna especie, está representado por valores entre 2 y 3. También se aplicó el índice de Simpson el mismo que permite medir cual es la probabilidad de encontrar de que dos individuos tomados al azar de una misma muestra pertenezcan a la misma especie (Somorriba, 1999).

Para el análisis de descomposición de hojarasca se utilizó el programa GRAPHPAD PRISM versión 6.01. En tanto que para los índices de diversidad utilizamos el programa PAST versión 3.17.

CAPITULO II

RESULTADOS

2.1 Descomposición de la hojarasca

Los resultados del análisis de regresión no lineal muestran que el coeficiente de descomposición (K) calculado es significativamente diferente ($F: 4.56, P: 0.0051$) en las estaciones de muestreo para las bolsas gruesas, mientras que en las bolsas finas no se presentan diferencias significativas. Se puede observar en la gráfica resultante (Figura 1), que para las bolsas gruesas se dio una mayor descomposición en el día 58 en la estación 2.

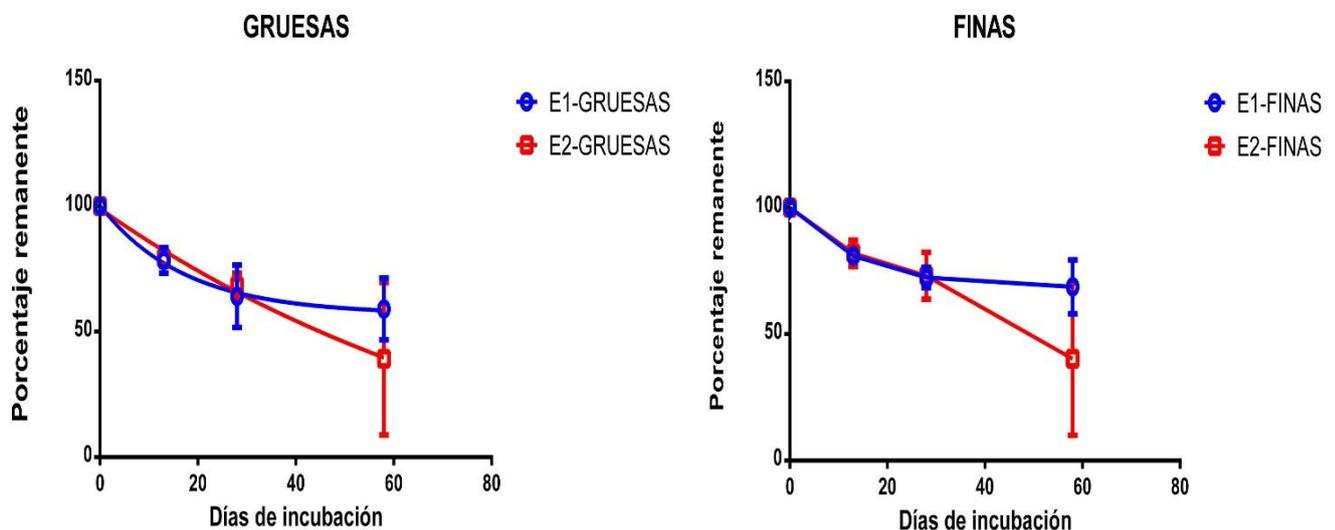


Figura 1: Regresión no lineal en base a porcentajes remanentes de masa

Se contrastaron los valores con los umbrales de integridad funcional propuestos por (Rincón et al., 2017), los cuales se exponen en la Tabla 2 junto a los resultados obtenidos para las estaciones estudiadas. Tanto mediante K_{total} como K_g/K_f , la estación E1 obtiene un puntaje de 2 (bueno) mientras que la E2 obtiene un puntaje de 1 (regular). Cabe recalcar que tanto el valor de K_{total} como de K_g y K_f fueron tomados de la segunda recogida (28 días), esto se lo hizo con el fin de evitar de obtener los resultados de la mayor cantidad de bolsas ya que para la última recogida se presentaron algunas pérdidas de bolsas debido a la crecida de las quebradas.

Tabla 2. Umbrales del coeficiente de descomposición K para ríos altoandinos (Rincón et al., 2017), y resultados para las estaciones de muestreo.

Método	Métrica de Evaluación	Criterio	Puntaje	
Cociente del valor absoluto	Cociente de las tasas de descomposición en bolsas de malla gruesa y malla fina	$K_g/K_f = 1.37 - 4.37$	2 (Bueno)	
		$K_g/K_f = 1.01 - 1.36$ o $4.38 - 7.48$	1 (Regular)	
		$K_g/K_f = < 1.01 \text{ ó } > 7.48$	0 (Malo)	
Valor absoluto	Coeficiente de descomposición en bolsas de malla gruesa	$K_{total} = 0.017 - 0.061$	2 (Bueno)	
		$K_{total} = 0.011 - 0.017$ ó $0.061-0.105$	1(Regular)	
		$K_{total} < 0.011 \text{ ó } > 0.105$	0 (Malo)	
		E1	E2	
		K_{total}	0,017519887	0,013787117
		Puntaje	2	1
		K_g/K_f	1,42774076	1,201305759
		Puntaje	2	1

2.2 Parámetros fisicoquímicos

Las variables físicoquímicas in-situ no tuvieron grandes cambios a lo largo del estudio, sin embargo, se puede notar que el oxígeno, conductividad y sólidos disueltos presentan una ligera variación entre las dos estaciones (Tabla 3).

Tabla 3. Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos en las dos estaciones de muestreo.

Estación	Temperatura (°C)	O ₂ %	O ₂ (mg/l)	pH	Conductividad (uS)	Sólidos Disueltos ppm	Ancho (m)	Caudal (m ³ /s)
E1	10,5875	100,5	7,11375	7,685	243,25	99	2,49375	0,179650938
E2	10,775	97,1625	7,17625	7,1475	229,25	106,5	1,9375	0,162065625

2.3 Composición y diversidad de macroinvertebrados

Se registraron 1192 macroinvertebrados en las bolsas de descomposición. En las bolsas con ojo de malla pequeño se registraron pocos individuos, sin embargo, la familia que más registro se tuvo fue la Chironomidae (Tabla 4). Con los datos de las bolsas gruesas se aplicó el índice ABI por cada estación de muestreo, y los resultados fueron; **E1**:152, **E2**:144, estableciendo así que las aguas de los puntos de muestreo se encuentran dentro de la categoría de AGUAS MUY LIMPIAS.

Tabla 4. Macroinvertebrados recolectados en las bolsas de descomposición

Estaciones/Tipo de Funda			B. Gruesas		B. Delgadas	
Orden	Familia	Género	E1	E2	E1	E2
Amphipoda	Hyallemidae	<i>Hyallem</i>	57	48		1
Coleoptera	Elmidae	<i>Heterelmis (Larva)</i>	4	6	1	
	Hydrophilidae	<i>Phaenonotum</i>	1		1	
	Scirtidae	<i>Cyphon</i>	10			
Diptera	Ceratopogonidae	<i>Stilobezzia</i>		3		
	Chironomidae	-	183	168	109	60
	Simuliidae	<i>Gigantodax</i>	1			
	Tipulidae	<i>Hexatoma</i>	1			
<i>Tipula</i>		1		1		
Ephemeroptera	Baetidae	<i>Andesiops</i>	2			
	Leptophlebiidae	<i>Farrodes</i>	27	3		
Gastropoda	Lymnaeidae	<i>Lymnaea</i>		1		
Gordioidea	-	-	1			
Oligochaeta	-	-			2	
Plecoptera	Perlidae	<i>Anacroneuria</i>	2			
		<i>Claudioperla</i>	9	1		
Rhynchobdellida	Glossiphonidae	-		13		
Trichoptera	Anomalopsychidae	<i>Contulma</i>	52	4	1	1
	Calamoceratidae	<i>Phylloicus</i>	11	29		
	Helicopsychidae	<i>Helicopsyche</i>	73	5		
	Hydrobiosidae	<i>Atopsyche</i>		1		
	Leptoceridae	<i>Nectopsyche sp. 1</i>	85	139	1	
<i>Nectopsyche sp. 2</i>			41			
Tricladida	Dugesiidae	<i>Dugesia</i>	6	24		
Trombidiforme	Limnocharidae	<i>Rhyncholimnocharis</i>		1		
Veneroidea	Sphaeriidae	<i>Pisidium</i>		1		
			526	488	116	62
Total general			1014		178	

Las familias más abundantes son Chironomidae (N=520; Pi=43,62%), Leptoceridae (N=225; Pi=18,88%), Hyallemidae (N=106; Pi=8,89%) y Helicopsychidae (N=78; Pi=6,54%) encontradas en las dos estaciones de muestreo, es importante mencionar que estas familias se encuentran en aguas con relativamente buena calidad.

Por medio de los índices Simpson y Shannon, se pudo determinar que para las fundas gruesas la estación E1 es la que presenta mayor dominancia (Figura 2), en tanto que la estación E2 presenta baja diversidad (Figura 3). Este índice lo aplicamos solo para las fundas gruesas debido a que para las delgadas existieron pocos registros de individuos.

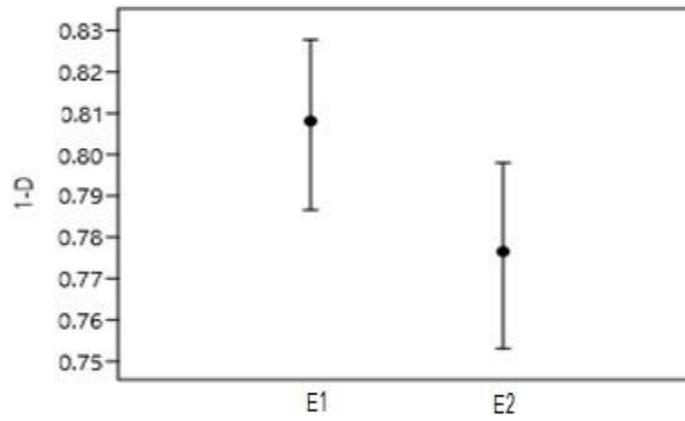


Figura 2. Resultado del índice de Simpson de la comunidad de macroinvertebrados para las fundas gruesas.

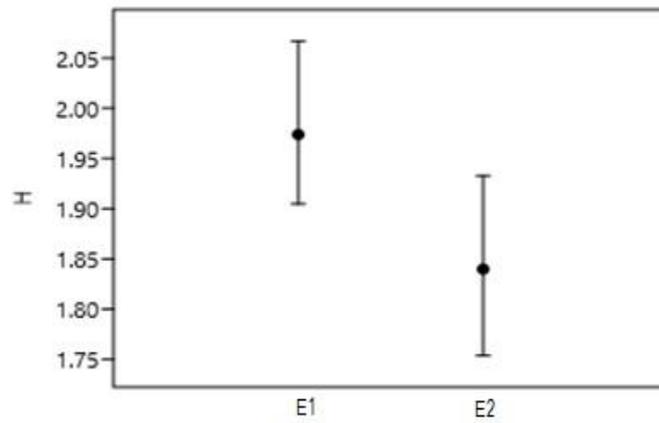


Figura 3. Resultado del índice de Shannon-Weinner de la comunidad de macroinvertebrados para las fundas gruesas.

CAPITULO III

DISCUSIÓN

El presente trabajo tuvo como fin estimar la variación en las tasas de descomposición, trabajos realizados por Eyer-Escalante (2012) en una zona de páramo establecen que la descomposición fue rápida ($k > 0,023$), sin embargo, estudios realizados por Brown, et al (2004) sugieren que la descomposición se da de manera más rápida en las partes bajas de los trópicos que en las zonas templadas, esta particularidad podría deberse a ciertos factores ecológicos como las variaciones en la temperatura, ríos rápidos, los mismos que podrían estar ocasionando que la descomposición sea lenta.

A pesar de esto, en nuestro estudio se pudo observar que la tasa de descomposición fue rápida, obteniendo un valor promedio de ($k > 0,014$) para las bolsas gruesas y ($k > 0,011$) para las finas (Anexo 2). En un estudio realizado en una zona altoandina del Ecuador se encontró que las tasas de descomposición son más rápidas ($k > 0,019$; gruesas); ($k > 0,011$; finas) en zonas con mayor cobertura vegetal, como él fue el caso de los ríos ubicados dentro de la microcuenca Mazán (Rincón, et al., 2017). Además, un estudio de (Santacruz, 2016) realizado en zonas de páramo, sostiene que la descomposición de aliso en los dos tipos de bolsas es rápida ($k > 0.010$), asumiendo que esta descomposición podría deberse a la presencia de macroinvertebrados en las bolsas de malla gruesa, en tanto que para el otro tipo de bolsa, al tener un ojo de malla más pequeño los macroinvertebrados de la familia Chironomidae (trituradores) tendrían más facilidad de entrar y por ende ayudar a su descomposición.

Dentro de este marco el proceso de descomposición de hojarasca se ve influenciado por la comunidad de macroinvertebrados, debido a que estos pueden acelerar los procesos de fragmentación de la hojarasca. (Graca, et al., 2002).

Dentro de los de los ecosistemas acuáticos de los páramos, las especies trituradoras de hojas se encuentran en bajo porcentaje, sin embargo, mucha de las veces ocurre que al no tener otras especies para competir por obtener la hojarasca estas abundan y esto sucede en nuestro estudio, ya que los géneros que más se pudieron encontrar fueron *Cyphon* y *Heterelmis* y *Nectopsyche* y *Contulma* los cuales son trituradoras y colectoras de acuerdo a Chara-Serna, et al., 2010.

Otros microorganismos que también contribuyen a la descomposición de la hojarasca pero que no se los estudio en esta investigación son los hongos hifomicetos, estos

organismos se adaptan muy bien a aguas muy frías y en constante movimiento como son los ríos de los páramos (Ríos-Touma, et al., 2011), estos factores además de la detritivoría de invertebrados acuáticos y a la fuerte abrasión física podría haber ocasionado que exista variación en la tasa de descomposición entre las dos estaciones, todos estos elementos conjuntamente con la baja diversidad que existía en la estación E2, pueden también estar influenciando en que el valor de k sea diferente entre ambas localidades.

Además, otro elemento que pudo haber ocasionado que se presente una pequeña diferencia en la tasa de descomposición, como en los índices de diversidad, sería las estructuras hechas de concreto, la misma que se presentó en la estación E2, estas estructuras están establecidas para controlar el flujo de agua. El efecto de barreras físicas dentro de ríos ha sido estudiado anteriormente (Pander, et al., 2013), relacionándolas con la alteración de la estructura, productividad y diversidad de ecosistemas acuáticos. Básicamente esto se generaría por una interrupción del gradiente natural del hábitat, así como de la respuesta del componente biótico (Pander, et al., 2013); este factor podría estar influenciando en nuestro estudio ya que la presencia de estas estructuras alteran la continuidad de los ríos, convirtiéndose en un obstáculo para la colonización de macroinvertebrados, y por tanto podría haber ocasionado una disminución de la velocidad de descomposición en las estaciones estudiadas.

En lo que respecta a los parámetros calculados tenemos que los valores de oxígeno %, conductividad y sólidos disueltos presenta ligeras variaciones entre las dos estaciones, posiblemente por los diferentes niveles de afección de cada una. Los valores de conductividad registrados, se presenta más elevados que en otros estudios realizados en la zona cercanas como el Parque Nacional Cajas (Santacruz, 2016), lo que podría estar relacionado con la composición físico – química de los suelos de la zona o también por el incremento de ciertos iones (calcio, sulfatos, etc.) debido a la pérdida de la vegetación. De acuerdo a (Gessner, et al., 1999) la modificación de la estructura y densidad de la vegetación puede incrementar el impacto de la escorrentía superficial sobre los suelos, incrementando las concentraciones de estos iones en los cuerpos de agua. Sin embargo, se podría decir que los valores de los parámetros obtenidos en este estudio se encuentran dentro del rango aceptable según estudios realizados en ríos altoandinos López, 2017; Santacruz, 2016; Rincón, et al., 2017.

La riqueza y abundancia de la fauna de los macroinvertebrados acuáticos puede mostrar una gran variabilidad en condiciones naturales y esto dependerá de las características físicas, climáticas y geomorfológicas en las cuales reside (Green & Swietlik, 2000), es por ellos que la presencia de dichas barreras físicas mencionadas anteriormente podrían estar ocasionando un cambio en la abundancia de los macroinvertebrados, ya que donde se encontraban estas barreras la abundancia de macroinvertebrados fue menor que la estación que no tenía estos obstáculos.

Los valores del índice ABI en las dos estaciones de muestreo varían ligeramente, mostrando un patrón similar a los coeficientes de descomposición, lo que podría, nuevamente, estar relacionado al efecto de barreras físicas sobre dispersión de la comunidad de macroinvertebrados. A pesar de que el índice ABI y los coeficientes de descomposición muestran resultados similares, estos no son iguales, y el uso de ambos permite tener una vista más amplia del estado ecológico de una quebrada.

Para concluir se puede decir que la evaluación de la integridad ecológica nos permite establecer que la estación de muestreo E1 es la que presenta las mejores condiciones que la E2 y se sugiere que esta sea tomada como una estación de referencia que permitan comparar con futuros estudios apoyados por el sistema de clasificación establecido por Rincón et al. (2007).

Las estaciones presentaron condiciones variables a lo largo de las quebradas lo que podría responder al efecto de barreras físicas en las mismas, además, el método de descomposición podría ser una herramienta valiosa en la bioevaluación de cuerpos de agua, pero se debe tener en cuenta aspectos importantes como el tiempo de aplicación (al menos 58 de incubación) y el riesgo de pérdida de bolsas de descomposición por crecidas como lo que ocurrió en nuestro estudio. Por último, sería recomendable incorporar nuevos puntos para futuros monitoreos los cuales permitirán el establecimiento de más estaciones de control, sobre todo en zonas donde se realizan o se implementaran actividades que pondrían en riesgo la integridad del recurso hídrico.

BIBLIOGRAFÍA

- Aldridge, K., Brookes, J. & Ganf, G., 2009. Rehabilitation of stream ecosystem functions through the reintroduction of coarse particulate organic mater.. *Restoration Ecology*, pp. 17, 97-106..
- Anon., 2008. "Wood Storage in Three Mountain Streams of the Southern Andes and its Hydro-morphological Effects.". *Earth Surface Processes and Landforms*, Volume i, pp. 244-262.
- Arellano, P. & Rangel, O., 2008. "Patterns in the Distribution of Vegetation in Paramo Areas: Heterogeneity and Spacial Dependence.". *Caldasía*, Issue 30, pp. 355-411.
- Balslev, H. & Luteyn, J., 1992. Páramo: An Andean Ecosystem Under Human Influence.. *Londres, Academic Press*. .
- Bañuelos, R., Larranga, S., Elozegi, A. & Pozo, J., 2004. "Effects of Eucalyptus Plantations on CPOM Dynamics in Headwater Streams: a Manipulative Approach.". *Archiv für Hydrobiologie*, II(159), pp. 211-228.
- Bayley, P., 1995. "Understanding Large River: Floodplain Ecosystems.". *Bioscience*, III(45), pp. 153-158.
- Benfield, E., 2006. *Decomposition of Leaf Material. Methods in Stream Ecology*, San Diego: Academic Press/Elsevier. .
- Benstead, J., 1996. Macroinvertebrates and the procesing of leaf litter in a tropical stream.. *Biotropica*, pp. 28:367-375..
- Brown, J. et al., 2004. Toward a Metabolic Theory of Ecology.. *Ecology*, 7(85), pp. 1771-1789.
- Capps, K., Graça, S., Encalada, C. & Flecker, S., 2011. "Leaf-litter Decomposition Across Three Flooding Regimes in a Seasonally Flooded Amazonian Watershed.". *Journal of Tropical Ecology*, II(27), pp. 205-210.
- Casas, J., Gessner, M., López, D. & Descals, E., 2011. Leaf-litter colonization and breakdown in relation to stream typology: insights from Mediterranean loworder stream.. *Freshwater Biology*, pp. 56, 2594-2608..
- Cebrian, J. & Lartigue, J., 2004. "Patterns of Herbivory and Decomposition in Aquatic and Terrestrial Ecosystems.". *Ecological Monographs*, II(74), pp. 237-259..
- Chapin, E., Matson, H. & Mooney, H., 2000. *Principles of terrestrial ecosystem ecology*.. Nueva York: s.n.
- Chara, J., Baird, T., Telfer, T. & Giraldo, L., 2007. "A Comparative Study of Leaf Breakdown of Three Native Tree Species in a Slowly-Flowing Headwater Stream in the Colombian Andes.". *International Review of Hydrobiology*, II(92), pp. 183-198.
- Chará-Serna, A. et al., 2010. Clasificación trófica de insectos acuáticos en ocho quebradas protegidas de la ecorregión cafetera colombiana.. *Universitas Scientiarum*, p. 15.

- Clapcott, J. & Barmuta, A., 2010. "Forest Clearance Increases Metabolism and Organic Matter Processes in Small Headwater Streams.". *Journal of the North American Benthological Society*, II(29), pp. 546-561.
- Comiti, F., Andreoli, A., Mao, L. & Lenzi, A., 2008. "Wood Storage in Three Mountain Streams of the Southern Andes and its Hydro-morphological Effects.". *Earth Surface Processes and Landforms*, II(33), pp. 244-262.
- Cox, J. J. & Altman, K. A., 2016. *Technical Report on the Loma Larga Project, Azuay Province*,. [Online]
Available at: http://www.invmetals.com/wp-content/uploads/2016/08/LL_N143_101_TR_Aug29_2016.pdf
- Cummins, K. et al., 1989. Shredders and riparian vegetation.. *BioScience*, p. 39: 24–30..
- Dangles, O. et al., 2010. "Predicting Richness Effects on Ecosystem Function in Natural Communities: Insights from High-elevation Streams.". *Ecology*, III(92), pp. 733-743.
- Delettre, Y. & Morvan, N., 2000. "Dispersal of Adult Aquatic Chironomidae (Diptera) in Agricultural Landscapes.". *FreshwaterBiology*, III(44), pp. 399-411.
- Dodds, W., 1997. "Distribution of Runoff and Rivers Related to Vegetative Characteristics, Latitude, and Slope: A Global Perspective.". *Journal of the North American Benthological Society*, I(16), pp. 162-168.
- Domínguez, E. & Fernández, H., 2009. *Macroinvertebrados Bentónicos Sudamericanos: Sistemática y Biología*, 1a edición. Tucumán, Fundación Miguel Lillo..
- Encalada, A. et al., 2010. "Riparian Land Use and the Relationship between the Benthos and Litter Decomposition in Tropical Montane Streams.". *Freshwater Biology*, Issue 55, pp. 1719-1733.
- Farley, K., 2007. "Grasslands to Tree Plantations: Forest Transition in the Andes of Ecuador".. *Annals of the Association of American Geographers*, IV(97), pp. 755-771.
- Ferreira, V., C. E. & Graça, M., En prensa. "Effects of Litter Diversity on Decomposition and Biological Colonization of Submerged Litter in Temperate and Tropical Streams.". *Sometido a Freshwater Science*. .
- Gessner, M., Chauvet, E. & Dobson, M., 1999. Nordic Society Oikos A Perspective on Leaf Litter Breakdown in Streams.. II(85), pp. 377-384.
- Gonçalves, J., França, A., Medeiros, C. & Callisto, y. M., 2006. "Leaf Breakdown in a Tropical Stream.". *International Review of Hydrobiology*, pp. 91(2): 164-177.
- Gonçalves, J., França, S. & Callisto, M., 2006. "Dynamics of Allochthonous Organic Matter in a Tropical Brazilian Headstream.". *Brazilian Archives of Biology and Technology*., Issue 49, pp. 967-973.
- Graça, M. A. S., 2001. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams – a review.. *International Review of Hydrobiology*, pp. 86, 383-393..
- Graca, M., Pozo, J., Canhoto, C. & Elozegi, A., 2002. Effects of Eucalyptus plantations on detritus, decomposers, and detritivores in streams.. *The Scientific World Journal*., Issue 2, pp. 1173-1185.

- Green, J. & Swietlik, W., 2000. *A Stream Condition Index (SCI) for west Virginia wadeables stream.*, s.l.: s.n.
- Gulis, V., Ferreira, V. & Graça, S., 2001. "Litter Processing along a Stream Gradient: The Role of Invertebrates and Decomposers.". *Journal of the North American Benthological Society*, III(20), pp. 408-420.
- Gulis, V. & Suberkropp, K., 2003. "Leaf Litter Decomposition and Microbial Activity in Nutrient-enriched and Unaltered Reaches of a Headwater Stream.". *Freshwater Biology*, I(48), pp. 123-134.
- Kessler, M., 2006. "Bosque de Polylepis.". *Botánica Económica de los Andes Centrales*, pp. 110-120.
- Keylock, C., 2005. Simpson diversity and the Shannon-Wiener index as special cases of a generalized entropy.. 109(1), pp. 203-207.
- Kobayashi, S. & Kagaya, T., 2005. Hot spots of leaf breakdown with a headwater stream reach: comparing breakdown rates among litter patch types with different macroinvertebrate assemblages.. *Freshwater Biology*. , Issue 50, p. 921:929.
- López, J., 2017. *Influencia de los macroinvertebrados acuáticos en la tasa de descomposición de la hojarasca en dos ríos de la zona altoandina del DMQ.*, Quito: s.n.
- Magurran, A., 1988. Diversity indices and species abundance models.. *Ecological diversity and its measurement.*, pp. 7-45.
- Mena-Vásquez, P. & Hofstede, R., 2006. Los páramos ecuatorianos.. In: M. Morales, et al. eds. *Botánica Económica de los Andes Centrales*. La Paz: s.n., pp. 91-109.
- Minshall, G. W., 1996. Bringing biology back into water quality assessments.. *Freshwater ecosystems: revitalizing educational programs in limnology*. *Water Science and Technology Board, Commission on Geosciences, Environment, and Resources, National Research Council, USA.*, p. 289–324.
- Nakajima, T., Asaeda, T., Fujino, T. & Nanda, A., 2006. "Coarse Particulate Organic Matter Distribution in the Pools and Riffles of a Second-order Stream.". *Hydrobiología*, Volume I, pp. 275-283.
- Pander, J., Mueller, M. & Geist, J., 2013. Ecological functions of fish bypass channels in streams: Migration corridor and habitat for rheophilic species.. *River Research and Applications.*, IV(29), pp. 441-450.
- Paul, M., Meyer, J. & Couch, C., 2006. Leaf breakdown in streams differing in catchment land use.. *Freshwater Biology.*, pp. 51, 1684-1695..
- Pérez, R., Pineda, R. & Medina, M., 2007. *Integridad biótica de ambientes acuáticos*. Michoacan : s.n.
- Pino, W., Mena, D. & Mosquera, M., 2003. Diversidad de macroinvertebrados y evaluación de la calidad de agua de la quebrada la Bendición, Municipio de Quibdó (Chocó, Colombia).. *Acta Biológica Colombiana.* , pp. 23-30.
- PROMAS, 2007. *Elaboración de la línea base en hidrología de los páramos de Quimsacocha y su área de influencia.*, Cuenca: s.n.

- Rincón, J. et al., 2017. La descomposición de la hojarasca como herramienta para evaluar la integridad funcional de ríos altoandinos del sur del Ecuador.. *Revista Biología Tropical*, p. Volumen 65 Fascículo(1).
- Ríos-Touma, B., 2008. *Comunidades de Macroinvertebrados en un Río Altoandino: Importancia del Microhábitat, Dinámica de la Deriva, Papel de la Materia Orgánica y Relevancia de la Ovoposición*, Barcelona: s.n.
- Ríos-Touma, B., Encalada, C. & Prat, N., 2011. "Macroinvertebrate Assemblages of an Andean High-Altitude Tropical Stream: The Importance of Season and Flow.". *International Review of Hydrobiology.*, VI(96), pp. 667-685. .
- Rolda, G., 1996. *Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia*. Bogotá: Editorial Presencia S.A.
- Santacruz, T., 2016. *Estudio de la dinámica y variación de las tasas de descomposición de hojarasca en ríos altoandinos, con diferentes usos de suelo.*, Cuenca: s.n.
- Segnini, S., 2003. EL USO DE LOS MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS COMO INDICADORES DE LA CONDICIÓN ECOLÓGICA DE LOS CUERPOS DE AGUA CORRIENTE. *ECOTROPICOS*, pp. 16(2):45-63 .
- Somorriba, E., 1999. DIVERSIDAD SHANNON. *Agroforestería en las Américas*, 6(23).
- Sponseller, R. & Benfield, E., 2001. Influences of land use on leaf breakdown in southern Appalachian headwater streams: a multiple-scale analysis.. *Journal of the North American Benthological Society.*, pp. 20,44-59.
- Vannote, R. et al., 1980. The river continuum concept.. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science.*, Issue 37, pp. 130-137.
- Wantzen, K. & Wagner, R., 2006. "Detritus Processing by Invertebrate Shredders: a Neotropical–Temperate Comparison.". *Journal of the North American Benthological Society*, I(25), pp. 216-232.
- Webster, J. & Benfield, E., 1986. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems.. *Annual Review of Ecology and Systematics.*, pp. 17, 567-594..
- Whiles, M. & Wallace, B., 1997. "Leaf Litter Decomposition and Macroinvertebrate Communities in Headwater Streams Draining Pine and Hardwood Catchments.". *Hydrobiología*, I(353), pp. 107-119.
- Ylla, L., Romaní, M. & Sabater, S., 2007. "Differential Effects of Nutrients and Light on the Primary Production of Stream Algae and Mosses.". *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie*, I(170), pp. 1-10.

ANEXOS**Anexo 1:** Significado de los valores del índice biológico (A.B.I.)

CLASE	VALOR	SIGNIFICADO	COLOR
	➤ 120	Aguas muy limpias	
I	101-120	Aguas no contaminadas o no alteradas de modo sensible	
II	61-100	Son evidentes algunos efectos de contaminación	
III	36-60	Aguas contaminadas	
IV	16-35	Aguas muy contaminadas	
V	< 15	Aguas fuertemente contaminadas	

Anexo 2: Valores de la tasa de descomposición (-k/d) por tipo de malla.

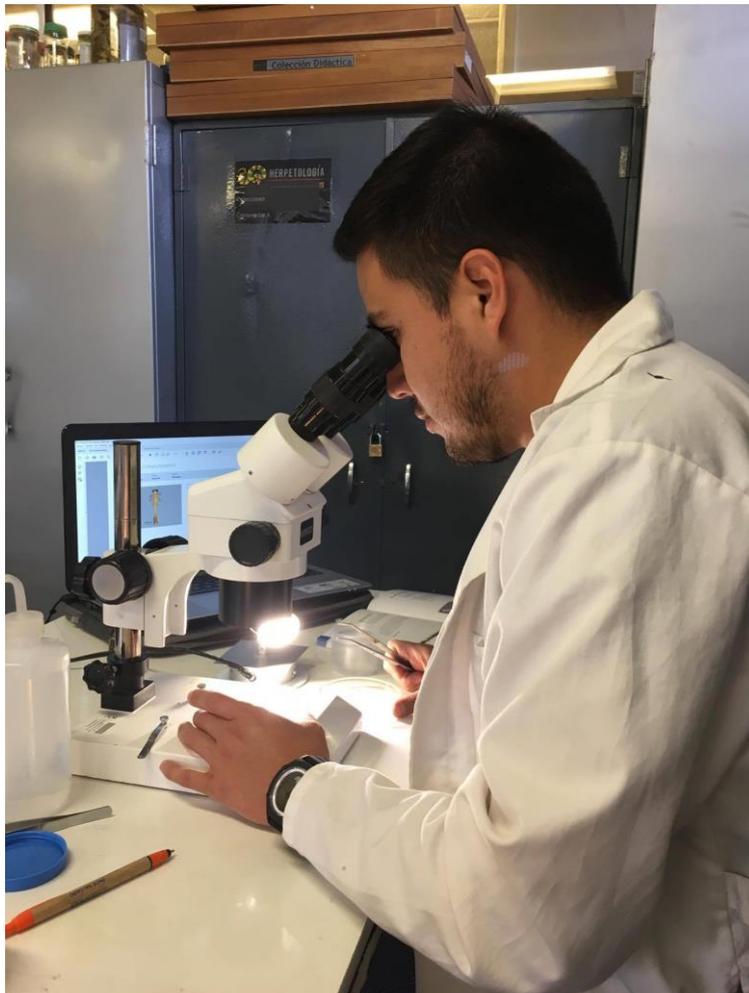
ESTACIÓN	ESPECIE	TIPO DE MALLA	-k/d	DÍAS DE INCUBACIÓN
E1	A. acuminata	FINAS	0,01623	15
E1	A. acuminata	GRUESAS	0,0188	15
E1	A. acuminata	FINAS	0,0115	28
E1	A. acuminata	GRUESAS	0,0165	28
E1	A. acuminata	FINAS	0,00667	58
E1	A. acuminata	GRUESAS	0,00939	58
E2	A. acuminata	FINAS	0,01544	15
E2	A. acuminata	GRUESAS	0,01787	15
E2	A. acuminata	FINAS	0,0114	28
E2	A. acuminata	GRUESAS	0,0137	28
E2	A. acuminata	FINAS	0,0087	58
E2	A. acuminata	GRUESAS	0,0106	58

Anexo 3: Valores del índice ABI por familias.

ORDEN	FAMILIA	VALOR ABI	
Turbellaria		5	
Hirudinea		3	
Oligochaeta		1	
Gastropoda	Ancylidae	6	
	Physidae	3	
	Hydrobiidae	3	
	Limnaeidae	3	
	Planorbidae	3	
	Sphaeriidae	3	
	Hyaellidae	6	
	Amphipoda		3
Ostracoda		4	
Hydracarina		4	
Ephemeroptera	Baetidae	4	
	Leptophlebiidae	10	
	Leptohyphidae	7	
	Oligoneuridae	10	
Odonata	Aeshnidae	6	
	Gomphidae	8	
	Libellulidae	6	
	Coenagrionidae	8	
	Calpterygidae	6	
	Polythoridae	6	
	Plecoptera	Perlidae	8
Heteroptera	Gripopterygidae	10	
	Veliidae	10	
	Gerridae	10	
	Corixidae	5	
	Notonectidae	5	
	Belostomatidae	5	
	Naucoridae	5	
	Trichoptera	Helipsychidae	4
		Calamoceratidae	5
		Odontoceridae	10
Leptoceridae		10	
Polycentropodidae		10	
Hydroptilidae		8	
Xiphocentronidae		8	
Hydrobiosidae		6	
Glossosomatidae		8	
Hydropsychidae		8	
Glossosomatidae		7	
Hydropsychidae		5	
Anomalopsychidae		10	
Philopotamidae	8		
Limnephilidae	7		
Leptidoptera	Pyalidae	4	
Coleoptera	Ptilodactylidae	5	
	Lampyridae	5	
	Psephenidae	5	
	Scirtidae (Helodidae)	5	
	Staphylinidae	3	
	Elmidae	5	
	Dryopidae	5	
	Gyridae	3	

Diptera	Dyctisidae	3
	Hydrophilidae	3
	Hydraenidae	5
	Blepharoceridae	10
	Simuliidae	5
	Tabanidae	4
	Tipulidae	5
	Limoniidae	4
	Ceratopogonidae	4
	Dixidae	4
	Psychodidae	3
	Dolichopodidae	4
	Stratiomyidae	4
	Empididae	4
	Chironomidae	2
	Culicidae	2
	Muscidae	2
	Ephydriidae	2
Athericidae	10	
Syrphidae	1	

Anexo 4: Trabajo de campo y de laboratorio.



Anexo 5: Registro fotográfico de algunas de las taxas de macroinvertebrados encontrados.



Atopsyche



Anacroneuria



Farrodes



Prionocyphon



Tipula



Limnophyes

Anexo 6: Estaciones de muestreo.



E1



E2