



**FACULTAD DE CIENCIA Y TECNOLOGÍA
ESCUELA DE BIOLOGÍA DEL MEDIO AMBIENTE**

**Estudio de la dinámica y variación de las tasas de
descomposición de hojarasca en ríos altoandinos, con
diferentes uso de suelo.**

**Trabajo de Graduación previo a la obtención del título de:
BIÓLOGA**

Autor:

TAMARA FERNANDA SANTACRUZ CASTRO

Director:

RAFFAELLA ANSALONI

Codirector:

HENRIETTA HAMPEL

CUENCA, ECUADOR

2016

DEDICATORIA

A mi familia "Cris, Marle y Gaby" por el apoyo brindado durante mi carrera, por su paciencia, comprensión y su colaboración en las salidas de campo.

AGRADECIMIENTOS

A Dios que a pesar de todo lo que paso, me dio la fuerza necesaria para culminar con esta meta.

Henrietta Hampel por su incondicional apoyo desde el inicio hasta el final, a quien debo todo para que haya podido realizar este trabajo.

Raffaela Ansaloni por creer en mí y por su apoyo y dirección de esta tesis.

Carlos Iñiguez con su colaboración con la metodología y el apoyo para esta tesis.

Carlos Gracia por el tiempo dedicado a la corrección de esta tesis y por su apoyo.

Iván, César, Jenny, Diana y Vero por el apoyo en el desarrollo de este proyecto, y a Viviana, Jorge, Alejandro, Carina por su colaboración en campo y dentro del laboratorio de Ecología Acuática de la Universidad de Cuenca.

A cada una de las personas que estuvieron conmigo y me dieron su apoyo en este proceso.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

DEDICATORIA	i
AGRADECIMIENTOS	ii
ÍNDICE DE CONTENIDOS	iii
ÍNDICE DE FIGURAS.....	v
ÍNDICE DE TABLAS	viii
ÍNDICE DE ANEXOS.....	ix
RESUMEN.....	x
ABSTRACT	xi
INTRODUCCIÓN	1
CAPÍTULO 1: MATERIALES Y METODOS.....	9
1.1 Descripción del área de estudio.....	9
1.2 Metodología	13
1.2.1 Variables físico químicos.....	13
1.2.2 Dinámica de hojarasca	14
1.2.2.1 Entrada de hojarasca	14
1.2.2.2 Descarga de hojarasca.....	15
1.2.2.3Retención de hojarasca.....	16
1.2.2.4Comunidad de macroinvertebrados.....	16
1.2.2.5Descomposición de hojarasca	17
1.2.2.6 Análisis de Datos	20
CAPÍTULO 2: RESULTADOS.....	23
2.1 Variables ambientales	23
2.2 Entrada de hojarasca	24
2.3 Transporte del río	26
2.4 Retención de hojarasca.....	27
2.5 Comunidad de macroinvertebrados.....	29
2.6 Descomposición de hojarasca	31

CAPÍTULO 3: DISCUSIONES	41
3.1 Entrada de hojarasca	41
3.2 Transporte del río	41
3.3 Retención de hojarasca.....	42
3.4 Comunidad de macroinvertebrados.....	43
3.5 Descomposición de hojarasca	44
3.6 Comunidad de macroinvertebrados en bolsas de descomposición.	47
CONCLUSIONES	50
RECOMENDACIONES	52
BIBLIOGRAFÍA	53
ANEXOS	57

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. 1 Mapa de ubicación de los puntos de muestreo con tres usos de suelo en la microcuenca del río Quinuas	10
Figura 1.2 Mapa de ubicación de los puntos de muestreo con los tres usos de suelo en la microcuenca del río Zhurucay.....	11
Figura 1.3 Mapa de las dos microcuencas y su ubicación dentro de la provincia del Azuay	13
Figura 1.4 Trampas utilizadas la para la colección de entrada de hojarasca, foto a) bosque quinua (entrada vertical), foto b) pastos y pajonales (entrada lateral).....	15
Figura 1.5 Colocación de redes sùber para estudio de descarga de hojarasca.....	16
Figura 1.6 a) Hojas de <i>Eucalyptus globulus</i> que fueron recogidas, marcadas, sumergidas en agua la noche anterior al experimento y luego lanzadas en el río para observar la capacidad de retención; b) red utilizada al final de cada tramo, donde llegaban hojas transportadas en el río.....	17
Fotografía 1.7. Bolsas utilizadas en el experimento de descomposición de hojarasca. La de malla plàstica verde apta para el ingreso de macroinvertebrados y la de naylon blanca para la actividad microbiana.....	19
Figura 1.8 Bolsas de descomposición de malla fina y malla gruesa, que se colocaron en los tres usos de suelo de los ríos.....	20
Figura 2 .1 Representación de la entrada de hojarasca vertical en las cuatro fechas de recolección pertenecientes al Cajas y entrada de hojarasca horizontal durante las cuatro fechas de recolección en Zhurucay, cada una con su peso libre de ceniza ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{día}^{-1}$)... ..	25

Figura 2.2 El número de hojas transportadas en la corriente de C_Paj, C_Bq, Z_Paj, Z_Pas y Z_Bq en un tramo de 30 m, expresada como un porcentaje de hojas <i>Eucalyptus globulus</i> en el transporte.	29
Figura 2.3 Análisis MDS donde se agrupan según su abundancia las comunidades de macroinvertebrados según el uso de suelo, en las dos microcuencas.	31
Figura 2.4 Masa remanente % \pm SE de las bolsas de malla gruesa con hojas de <i>Alnus acuminata</i> durante el proceso de descomposición en bosque, pajonal y pasto, microcuenca Quinuas.....	33
Figura 2.5 Peso libre de ceniza % \pm SE de las bolsas de malla fina con hojas de <i>Alnus acuminata</i> durante el proceso de descomposición en bosque, pajonal y pasto, microcuenca Quinuas.....	34
Figura 2.6 Masa remanente % \pm SE de las bolsas de malla gruesa con hojas de <i>Alnus acuminata</i> durante el proceso de descomposición en bosque, pajonal y pasto, microcuenca Zhurucay.....	34
Figura 2.7 Masa remanente % \pm SE de las bolsas de malla fina con hojas de <i>Alnus acuminata</i> durante el proceso de descomposición en bosque, pajonal y pasto, microcuenca Zhurucay.....	35
Figura 2.8 Coeficiente de descomposición ($k \text{ día}^{-1}$) en cada uso de suelo, en cada bolsa de malla, microcuenca del Quinuas y Microcuenca del Zhurucay.....	37
Figura 2.9 Riqueza de taxones a través del tiempo (días) de muestreo en cada uso de suelo, microcuenca del Quinuas y microcuenca del Zhurucay.....	38
Figura 2.10 Abundancia de taxones en bolsas de descomposición a través del tiempo (días) en cada uso de suelo, en la microcuenca del Quinuas y microcuenca de Zhurucay.....	39

Figura 2.11 Diversidad H' de taxones en las bolsas de descomposición, durante tiempo (días) de muestreo en cada uso de suelo, en la microcuenca del Quinuas y microcuenca del Zhurucay.....40

Figura 2.12. Abundancia de trituradores en los diferentes usos de suelo en la microcuenca del Quinuas y la microcuenca del Zhurucay.....41

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2.1 Promedio (\pm SE) de las variables químicas y físicas tomadas en ríos con diferente uso de suelo, en la microcuenca Quinuas y la microcuenca Zhurucay.....	24
Tabla 2.2 Valores (p) de Post Hoc Test de la prueba ANOVA para diferenciar la entrada de hojarasca con cada uso de suelo, microcuenca del Quinuas y microcuenca de Zhurucay.....	26
Tabla 2.3 Valores promedios de descarga ($\text{g AFDM}/\text{m}^3 \pm \text{SE}$) y caudal ($\text{m}^3/\text{s} \pm \text{SE}$) en cada una de las redes colocadas en cada uso de suelo.....	27
Tabla 2.4 Análisis de correlación de Pearson considerando los valores de AFDM g/m^3 y el caudal (m^3/s) en los tres usos de suelo en cada microcuenca.....	25
Tabla 2.5 Rangos totales de riqueza (S), promedio abundancia (N) de las cinco replicas en cada uso de suelo y rangos totales de diversidad H' diversidad específica en la comunidad de macroinvertebrados encontrados, en la red surber, microcuenca del Quinuas y la microcuenca de Zhurucay.....	28
Tabla 2.6 Tasa de descomposición representada por el coeficiente (k día^{-1}) en bosque, pajonal y pasto, en los dos tipos de bolsas, microcuenca del Quinuas y microcuenca de Zhurucay.....	30

ÍNDICE DE ANEXOS

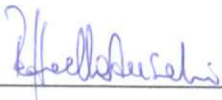
Anexo 1. Correlación de Pearson para la microcuenca del río Quinuas y Río Zhurucay del transporte de hojarasca con el caudal.....	58
Anexo 2. Representación gráfica de la entrada de hojarasca en las dos microcuencas.....	58
Anexo 3. Cluster de la agrupación según el uso de suelo en las dos microcuencas.....	59
Anexo 4. Comparación del análisis de similitud de las comunidades (ANOSIM) entre los sitios (pajonal, pasto bosque) en las microcuencas Quinuas y Zhurucay.....	59
Anexo 5. Resultados del análisis Simper en cada uso de suelo para las dos microcuencas.....	60-62
Anexo 6. PIE de grupos funcionales en cada uso de suelo en la microcuenca del Quinuas.....	63
Anexo 7. PIE de grupos funcionales en cada uso de suelo en la microcuenca de Zhurucay.....	63
Anexo 8. Tabla de abundancia de la comunidad de Macroinvertebrados en cada sitio de muestreo en las dos microcuencas.....	64

**ESTUDIO DE LA DINÁMICA Y VARIACIÓN DE LAS TASAS DE
DESCOMPOSICIÓN DE HOJARASCA EN RÍOS ALTOANDINOS, CON
DIFERENTES USO DE SUELO.**

RESUMEN

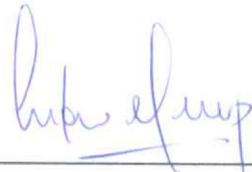
Esta tesis estudia la dinámica de descomposición de hojarasca y la relación con los macroinvertebrados, en ríos altoandinos que atraviesan suelos con diferente uso. Estos ríos tienen temperaturas variadas que se relaciona con la radiación y precipitación constante, provocando cambios menos drásticos entre época lluviosas y seca, dando así una descomposición más lenta de la materia orgánica. Mediante la técnica de bolsa de hojarasca se realizó un muestreo 56 días en las microcuencas de Quinuas y Zhurucay, donde se estimó la pérdida de masa de la especie *Alnus acuminata*, también se analizó la entrada, retención y transporte de hojarasca identificando los macroinvertebrados y su rol dentro de los ríos. Se obtiene una menor descomposición en los ríos que atraviesan los pajonales y mayor descomposición en bosque y pastos.

Palabras clave: Descomposición de hojarasca, dinámica de la hojarasca, uso de suelo, macroinvertebrados



Dra. Raffaella Ansaloni

Directora del Trabajo de Titulación



Antonio Manuel Crespo Ampudia PhD.

Director de Escuela



Tamara Fernanda Santacruz Castro

Autora

**STUDY OF DYNAMICS AND VARIATION OF LEAF LITTER
DECOMPOSITION RATES IN HIGHLAND ANDEAN RIVERS WITH
DIFFERENT LAND USE.**

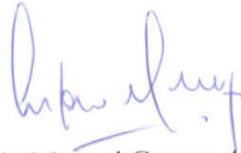
ABSTRACT

This research paper studies the dynamics of leaf litter decomposition and the relationship with macroinvertebrates in Highland Andean Rivers that flow through land with different uses. These rivers have varied temperatures associated with radiation and constant rainfall, causing less drastic changes between wet and dry season; consequently, decomposition of organic matter is slower. By means of the litter bag technique, a 56 days sampling was performed in the *Quinuas* and *Zhurucay* micro watershed, where mass loss of *Alnus acuminata* species was estimated. Additionally, the entry, retention and transport of leaf litter were also analyzed, identifying the macroinvertebrates and their role in the rivers. Less decomposition is obtained in the rivers that cross the grasslands; and greater decomposition is observed in forest and pasture.

Keywords: Leaf Litter Decomposition, Leaf Litter Dynamics, Land Use, Macroinvertebrates



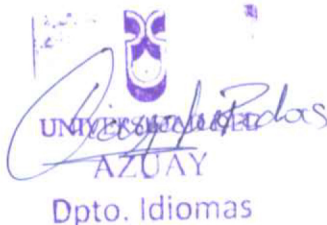
Dra. Rafaella Ansaloni
Thesis Director



Antonio Manuel Crespo Ampudia. PhD.
School Director



Tamara Fernanda Santacruz Castro
Author



UNIVERSIDAD DEL AZUAY
Dpto. Idiomas



Translated by,
Lic. Lourdes Crespo

Santacruz Castro Tamara Fernanda

Trabajo de Titulación

Dra. Raffaella Ansaloni

Septiembre, 2016

**ESTUDIO DE LA DINÁMICA Y VARIACIÓN DE LAS TASAS DE
DESCOMPOSICIÓN DE HOJARASCA EN RÍOS ALTOANDINOS, CON
DIFERENTES USO DE SUELO.**

INTRODUCCIÓN

La cordillera de los Andes forma parte de las cadenas montañosas más extensas del planeta, ya que recorre longitudinalmente la parte occidental de América del Sur. A la vez influye en el desarrollo de todo el continente en aspectos geológicos, climáticos, ecológicos incluyendo los económicos y sociales. Comprende tres sectores: Andes del Norte, Centro y Sur, con un elevado gradiente altitudinal y latitudinal que lo diferencia de las demás cordilleras por ende presenta muchos tipos de climas que van desde el tropical hasta los glaciares, y genera también una gran variedad de ecosistemas desde los áridos desiertos de las costas de Pacífico hasta las llanuras Amazónicas (Argollo, 2006).

Es así que los Andes del Norte están ubicados desde el sur de Venezuela hasta la depresión de Huancabamba al Norte de Perú esta cordillera presenta una mayor actividad tectónica del continente, con un clima y topografía muy compleja que posibilita a la presencia de varias formaciones vegetales con características de alto endemismo (Myers *et al.* 2000).

Debido a la gran diversidad de ecosistemas que existen, las formaciones altoandinas han generado un gran interés de estudio. En efecto los ríos alto andinos tienen formas y apariencias muy variadas donde se presentan ríos con topografías complejas; temperaturas medias bajas; variación térmica diaria hasta (20⁰C); baja presión

atmosférica que indica bajos niveles de oxígeno disuelto en el agua; cobertura vegetal escasa generalmente se observa formaciones de herbáceas de páramo, puna y bosques relictos. Otra parte de los ríos de alta montaña está cubierta de un dosel arbóreo que recibe poca entrada de luz y a su vez inhibe la fotosíntesis. Debido a que tienen pendientes elevadas y por ende los nutrientes escasean y dificultan el crecimiento de productores haciendo que los ríos sean heterótrofos, siendo la única fuente de energía la materia orgánica que proviene de manera alóctona (Graça 2001; Nakajima *et al.* 2006; Tanaka, Ribas y de Souza 2006; Encalada *et al.* 2010; Ferreira, Encalada y Graça en prensa). La materia ingresa al río de maneras diferentes: 1) en forma de hojarasca desde río arriba, 2) verticalmente (caída directa de las hojas), 3) lateralmente (por la acción del viento; Elozegi y Pozo 2005), o 4) en forma de troncos grandes (Lamberti y Gregory 2006; Comiti *et al.* 2008). La cantidad de hojarasca que producen los bosques y la que entra en el río varía considerablemente y dependen de algunos factores como son: clima, vegetación, tipo de suelo, edad de los árboles y características morfológicas del río (Albeho 2001). La caída de hojarasca incluye hojas, fragmentos de hojas, partes florales, cortezas, madera, conos, frutos y otras partes de la planta, pero esta caída de hojarasca puede cambiar debido al tipo de vegetación y a la localidad.

La gran diferencia que hay entre ríos de zonas templadas y de zonas tropicales es que en los primeros la caída de hojarasca, en gran medida, se da en la estación de otoño, por esto se puede decir que están marcados por la estacionalidad y que por lo tanto estos bosques no generan hojarasca durante todo el año, al contrario que en zonas templadas donde existe entrada de materia orgánica desde la vegetación de ribera (Ríos *et al.* 2009) de manera continua aunque hay épocas marcadas de lluvia y sequía. En estas zonas tropicales existen miles de organismos acuáticos de gran importancia para el funcionamiento de los ríos, debido a las características que estos ecosistemas presentan. Sin embargo, se conoce muy poco de la dinámica de materia orgánica en estos ecosistemas, por ejemplo todo lo que se retiene en el lecho del río o cuanto se transporta por la columna de agua. Se conoce muy poco sobre la estructura de la comunidad de descomponedores acuáticos, tanto microbianos (bacterias y hongos) como no-microbianos (macroinvertebrados).

Los restos de materia que caen al río son tomadas como materia orgánica muerta o detritus, que cumplen un proceso de descomposición, a manera de materia orgánica gruesa (MOPG) luego por abrasión física se transforma en materia orgánica articulada fina (MODF) y por último se convierte en materia orgánica disuelta (MOD), por descomposición biológica, o finalmente, incorporando en la biomasa de los heterótrofos o metabolizado a CO₂ al alcance dentro de estos ecosistemas. Cada año una gran cantidad de MOPG ingresa y se convierten en cualquiera de estas MOPF o MOD, y son transportadas aguas abajo y generan vías de mineralización en estos ecosistemas fluviales.

La descomposición de materia orgánica en ríos es un proceso continuo, involucra factores bióticos (descomponedores y detritívoros) como abióticos (abrasión física) (Graça 2001; Mathuriau y Chauvet 2002; Gonçalves *et al.* 2006). Se dice que, en los sistemas acuáticos la descomposición se da de manera más rápida que en los sistemas terrestres, ya que existe un constante lavado de compuestos secundarios, la permanente acción física del agua y cambios menos bruscos de temperatura (Cebrian y Lartigue 2004; Ribas *et al.* 2006; Capps *et al.* 2011), aunque se ha demostrado en ciertos estudios que pueden existir excepciones (Capps *et al.* 2011).

Todo este proceso de entradas de la vegetación de ribera genera una fuente importante de energía y nutrientes en las cabeceras de los ríos (Siccama *et al.*, 1970; Wallace *et al.*, 1997; Graça, 2001) donde se incorpora la producción secundaria por descomponedores y detritívoros (Gessner *et al.* 1999; Graça, 2001). En las corrientes templadas, las interacciones entre los insumos de materia orgánica, descomponedores, detritívoros y los factores físicos son bien conocidas y han sido ampliamente estudiadas (Anderson y Sedell, 1979; Suberkropp y Wallace, 1992; Suberkropp y Chauvet, 1995; Wallace y Webster, 1996; Graça, 2001). Por el contrario, las corrientes tropicales están poco estudiados, y hay una falta de información cuantitativa sobre las entradas, el almacenamiento y el ciclo de la materia orgánica alóctona, pero las corrientes a menudo drenan cuencas boscosas e insumos de hojas que representan una fuente importante de energía potencial (Graça *et al.* 2001; Colón-Gaud *et al.*, 2008). Aún no se entiende cómo

funcionan los procesos eco sistémicos y concretamente la descomposición de materia orgánica en ríos tropicales de altura (en los ecosistemas del páramo). Entender sobre la ecología de estos ríos de páramo es primordial ya que son fundamentales en la purificación del agua, prevención de la erosión, provisión del agua y la conservación del suelo y la diversidad (Encalada, *et al.* 2011).

Una de las características más importantes que diferencian los ríos de zonas templadas con los ríos tropicales es el constante ingreso de materia orgánica a lo largo del año ya que no hay estacionalidad; de tal forma que los picos de ingreso de materia orgánica en estos ecosistemas se pueden deber a tormentas ocasionadas por el inicio o fin de la época lluviosa, o a cambios fenológicos de las plantas debido a la época seca (Ríos-Touma *et al.* 2009). En ríos de las montañas de los trópicos, también hay un ingreso importante de material orgánico desde la vegetación de ribera (Ríos-Touma *et al.* 2009).

La descomposición depende de la entrada de hojarasca y esta, a su vez, genera fuentes de energía y de nutrientes en los ríos (Ríos 2008, Siccama *et al.* 1970, Anderson y Sedell 1979, Wallace *et al.* 1999, Graça 2001). Esta energía en gran medida es aprovechada por los consumidores; el resto es descargado río abajo por la corriente, es decir que las comunidades de los ríos de cabecera y los tramos bajos están relacionados tróficamente por la interacción de descomponedores, detritívoros y los factores físico químicos, en zonas tropicales (ríos de altamontaña) los ciclos de entrada y almacenamiento han sido poco estudiados a pesar de que estos ríos drenan áreas con abundante vegetación de ribera, y es la única ruta de energía esto debido a la escasa estacionalidad de los ríos tropicales en términos de temperatura haciendo que las entradas sean de manera continua al contrario que en las zonas templadas donde se reporta mayor entrada en la estación de otoño (Ríos, 2008), estudios anteriores reportan que los valores máximos de entrada de materia orgánica está influenciada por tormentas (Covich, 1988) o al inicio (Gonçalves *et al.* 2006) o final de la época de lluvia (Afonso *et al.* 2000).

La temperatura es un factor importante en ríos de altamontaña, en este ecosistema las temperaturas son más bajas, haciendo que los ciclos sean más lentos, también depende de la vegetación circundante y de la composición y estructura de la hojarasca que contiene un alto nivel de lignina y celulosa lo que disminuye su valor nutricional, la misma que es consumida por detritívoros al no tener enzimas apropiadas para degradar esta hojarasca hacen que los ciclos sean más lentos.

Debido a que la materia orgánica es la base de la cadena trófica, esta depende de la eficacia de los productores primarios (algas y bacterias autotróficas) y pone a disposición de los consumidores primarios y secundarios como consecuencia si hay más entradas de hojarasca del río hay mayor consumo de nutrientes en el ecosistema ya que hay más alimento para los organismos. Por otro punto, la morfología y heterogeneidad del lecho de los ríos son otros factores importantes ya que influyen sobre la capacidad retentiva de la materia orgánica entrante (Elosegi 2005; Lamberti y Gregory 2006). Los que retienen más cantidad de material son los ríos más angostos de fondo riguroso. En los ríos de alta montaña hay una inestabilidad del caudal, fuertes pendientes y la acumulación de material alóctona en el fondo de estos ríos no está regulada solo por las entradas de la vegetación de ribera circundante sino también por la magnitud y variabilidad de la descarga (Ríos, 2008; Pearson *et al.* 1989). En caudales altos hay menor capacidad retentiva y aumenta el movimiento y la hojarasca del fondo de los ríos es redistribuida.

Ríos (2008) asegura que en estudios en zonas templadas esta materia alóctona sirve como refugio para las comunidades de macroinvertebrados y de alimento para trituradores. Al contrario sucede en los trópicos donde los trituradores no parecen ser parte importante de la comunidad (Ramirez y Pringlle 1998, Mathuriau y Chauvet 2002, Mathuriau *et al.* 2008). Sin embargo hay algunos estudios de tractos digestivos donde se sabe de manifiesto que las comunidades de macroinvertebrados explotan dos niveles trófico, o se alimentan de más de un tipo de recurso (Wantzen *et al.* 2005, Tomanova *et al.* 2006, Wanzen y Wagner 2006). Por lo tanto se puede decir que los macroinvertebrados de los ríos de alta montaña tienen hábitos alimenticios flexibles

(Covich 1998, Ríos 2008), aunque más investigaciones de las comunidades de macroinvertebrados en ríos de alta montaña podrían confirmar que la calidad y cantidad de materia alóctona influye en los patrones de consumo de los invertebrados.

La relación entre la biodiversidad y los procesos ecosistémicos es importante ya que presenta funciones, complejas e integradoras con los demás ecosistemas ya sea de manera longitudinal, lateral y vertical que expresan los principales procesos ecosistémicos de los ríos, (transporte y procesamiento de materiales en suspensión, químicos y otros nutrientes que mantienen los ciclos biogeoquímicos del ecosistema influyendo en la comunidad de macroinvertebrados. Por otro lado, los ríos constantemente reciben material orgánico, ya sea de origen antropogénico (basura) o de origen natural (hojarasca), y a lo largo del río se da el proceso de descomposición donde los trituradores aumentan el nivel de descomposición, ya que incorporan algunos nutrientes en la producción secundaria, aceleran la fragmentación de hojarasca, y producen materia fecal abundante (Graça 2001; Gonçalves *et al.* 2006; Yang 2006; Boyero *et al.* 2012). No obstante, existen reportes contradictorios sobre qué grupo (macroinvertebrados o hifomicetes acuáticos) aporta más a la descomposición (Mathuriau y Chauvet 2002; Encalada *et al.* en prensa). Para comprobar la hipótesis de que los trituradores son los que fragmentan las hojas para aumentar la descomposición se utiliza bolsas de malla fina (para restringir el paso de los invertebrados) y malla gruesa (para permitir su paso). Algunos investigadores han encontrado mayor descomposición en mallas gruesas (Gulis, Ferreira y Graça 2006), mientras otros no han encontrado diferencias (Ferreira, Encalada y Graça en prensa).

Estudios anteriores muestran que el desarrollo social y económico han ocasionado que sistemas lóticos y lénticos se vean afectados, haciendo que no se estudie su ecología (Bayley 1995; Potón 2012) esto debido al uso de suelo por donde circulan los ríos como: es la transformación a zonas de cultivo, las prácticas agropecuarias, quemas, sobrepastoreo, introducción de especies exóticas, minería, contaminación, fragmentación, destrucción de hábitats, y pérdida general de la biodiversidad. Un ejemplo es la agricultura moderna, donde se emplea químicos en grandes extensiones de

tierra para desarrollarse (Farley 2007; Cabaneiro *et al.* 2008; s *et al.* 2008). Estos cambios en el uso del suelo, influyen directamente los procesos ecosistémicos de los ríos, como la descomposición (Paul *et al.* 2006), y la dinámica de la materia orgánica (Bañuelos *et al.* 2004).

El aumento de las concentraciones de nutrientes como: fosforo, nitrógeno y el uso de fertilizantes en los pastos (zonas agrícolas) puede incrementar las tasas de descomposición de la materia orgánica (Rosemond *et al.* 2002; Gulis y Suberkropp 2003; Paul *et al.* 2006); no obstante otros contaminantes pueden causar disminución de la misma (Gulis *et al.* 2006). Las plantaciones de especies exóticas como los eucaliptos, pueden afectar a la dinámica de descomposición y el rol de las comunidades de macroinvertebrados (Bañuelos *et al.* 2004; Buytaert 2007; Boyero *et al.* 2012). Se ha observado, de la misma forma, que los organismos acuáticos en respuesta a la deforestación, han sufrido incrementos a corto plazo en sus tasas metabólicas debido al incremento de temperatura del agua y cambios en el transporte y retención de la materia orgánica (Clapcott y Barmuta 2010). Por lo tanto, es importante comprender estos procesos en los trópicos de altamontaña ya que son ecosistemas frágiles y están sometidos a grandes presiones antropogénicas.

Si las tasas de descomposición de hojarasca, la dinámica de los procesos y las comunidades de macroinvertebrados variaran según el uso de suelo, es tomado como la hipótesis.

El interés de esta investigación por entender cómo funcionan los procesos ecosistémicos y concretamente la descomposición de materia orgánica en ríos tropicales de altura (ecosistemas del páramo). Entender sobre la ecología de estos ríos de páramo es primordial ya que son fundamentales en la purificación del agua, prevención de la erosión, provisión del agua y la conservación del suelo y la diversidad (Encalada, *et al.* 2011).

OBJETIVOS

Objetivo General:

- Estudiar la dinámica de descomposición de hojarasca en los ecosistemas acuáticos altoandinos, con diferente uso de suelos y estudiar la relación que tienen con los macroinvertebrados.

Objetivos Específicos:

- Calcular la entrada de materia orgánica a los ríos.
- Determinar la retención y descarga de hojarasca por los ríos.
- Establecer la tasa de descomposición de la hojarasca y definir la dinámica de la hojarasca.

CAPÍTULO 1

MATERIALES Y METODOS

1.1 Descripción del área de estudio

El estudio se realizó en dos microcuencas que tienen características similares en el uso de suelo: Paramo de pajonal, bosque de *Polylepis* y pastizales con ganadería.

1.1.2 Microcuenca del río Quinuas

El río Quinuas es uno de los afluentes más importantes del río Tomebamba (cuenca del Paute), donde se ubica el Parque Nacional Cajas cantón Cuenca. La Microcuenca del río Quinuas está localizada entre las coordenadas UTM 696000, 9696000, y 708000, 9687000, Zona 17; y altitudes entre 3.720 y 4.420 m.s.n.m. Tiene un área aproximada de 32,62 km². Ubicada en regiones bioclimáticas semi-árida y sub-húmeda correspondiendo a una formación vegetal de herbazal y arbustal montano alto superior de páramo, según MAE (2013) y a una formación vegetal de páramo herbáceo y bosque siempre montano alto, según Sierra (1999). Esta formación vegetal se encuentra latitudinalmente entre los 2800 y 4.300 m s.n.m. lo que coincide con las isoterms de 3 y 12 °C respectivamente, que son los límites de temperatura. El rango de precipitación media anual está entre 1.000 y 2.000 mm.

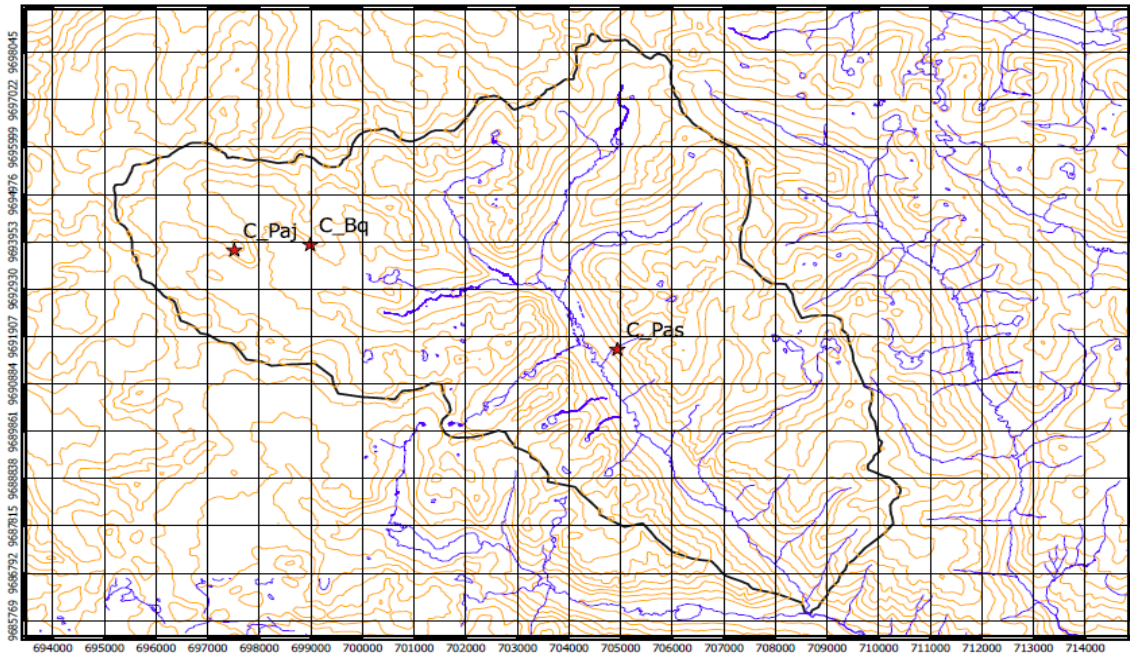


Figura 1.1 Mapa de ubicación de los puntos de muestreo con tres usos de suelo (“C_Paj” Pajonal, “C_Bq” Bosque de quinua y “C_Pas” Pasto) en la microcuenca del río Quinuas Parque Nacional Cajas.

1.1.3 Microcuenca de río Zhurucay

El río Zhurucay es afluente importante del río Ridcay (cuenca de Jubones), se encuentra dentro de los cantones Girón, San Fernando y Nabón entre las coordenadas UTM 685957, 9631018 y 719591, 9647749, Zona 17; y altitudes entre 2.400 y 3.900 m s.n.m. tiene una área aproximada 826,16 km². Esta se encuentra en regiones bioclimáticas húmedo – templada y muy húmeda - sub templada correspondiendo a un tipo de vegetación entre arbustal siempre verde montano alto superior y subnival de paramo; herbazal y arbustal montano alto y montano alto superior de páramo según MAE (2013) y páramo herbáceo, paramo de almohadillas según Sierra (1999), con un rango altitudinal de 2.600 a 3.800 m s.n.m presentando una precipitación anual que fluctúa entre 500 y 2000 mm y presenta dos estaciones lluviosas: de febrero a mayo y de octubre a noviembre (Consorcio de río Jubones, 2011).

Dentro de estas dos microcuencas se identificaron tres ríos de alta montaña (de primer orden) los mismos que se caracterizan por escurrirse de suelos orgánicos y salen de lagunas y humedales (Encalada *et al.* 2011), drenan las diferentes coberturas vegetales que corresponden a: pajonal, bosque de *Polylepis* (quinua) y pasto con manejo.

En cada una se tomó una sección del río (100m), teniendo un total de seis estaciones ubicadas en los tres tipos de vegetación.

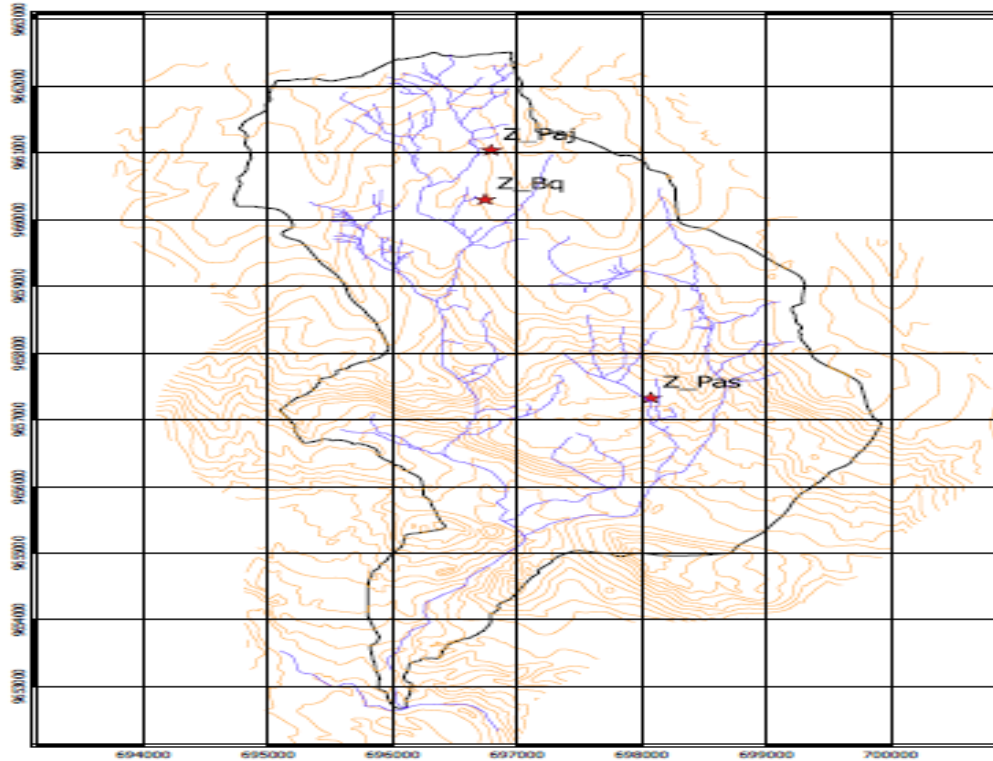


Figura 1.2 Mapa de ubicación de los puntos de muestreo con los tres usos de suelo (“Z_Paj Pajonal”, “Z_Bq” Bosque de quinua y “Z_Pas” Pasto) en la microcuenca del río Zhuruca y Quimsacocho.

Los códigos de los sitios antes descritos se pueden observar desde la (Tabla 1) en adelante ya que van a ser usados durante todo el escrito.

Descripción de ecosistemas estudiados:

1.1.4 Páramo

Este ecosistema, con las comunidades vegetales de: páramo de pajonal y páramo de almohadillas, fisonómica y estructuralmente bastante homogéneas, existiendo dentro de ellas zonas mixtas formadas por arbustos esclerófilos como *Baccharis sp.*, *Hypericum sp.*, *Loricaria thuyoides*, *Gynoxis acostae*, *Polylepis*, *Diplotephium ericoides*, entre otros (Sklenár y Ramsey 2001; Arellano y Rangel 2008). Se encuentra en altitudes entre 3.495

a 3.959m s.n.m, son de gran importancia por su alto grado de endemismo en especies vegetales y animales, también se caracteriza por tener suelos subterráneos y orgánicos dado a la acción de la humedad, bajas temperatura y también a procesos de descomposición lentos. El suelo de los páramos actúa como un regulador hídrico debido a su capa orgánica y a las altas precipitaciones que hacen que se libere lentamente el agua a los ríos y manteniendo en ellos un flujo constante a lo largo de casi todo el año Mena & Hofstede (2006).

1.1.5 Bosque de Quinua (*Polylepis spp.*)

Se encuentran por encima de los 3.300 m s.n.m estos bosques están presentes alrededor de las lagunas, en sitios rocosos, encañonados y a las orillas de ríos de primer y segundo orden. Estos árboles alcanzan una altura entre 8 a 10 m tienen ramas torcidas y sus troncos son cubiertos por musgo y presenta gran cantidad de epifitas. En este estudio estos bosques de *Polylepis* se encuentran en altitudes entre 3.670 a 3.819m s.n.m. Son importantes porque ayudan a purificar el aire, previenen la erosión, ayudan a la conservación del suelo y de la biodiversidad manteniendo la belleza escénica del paisaje ETAPA (2016).

1.1.6 Pasto con manejo

Esta cobertura se encontró a una altitud de 2.696 a 3.030 m s.n.m. cubiertas por pastos naturales incluidos: kikuyo (*Pennisetum clandestinum*) y pastos introducidos como: pasto azul (*Dactylis glomerata*), raygrass inglés (*Lolium perenne*) en combinación con ciertas leguminosas como el trébol blanco (*Trifolium repens*), generalmente se encuentran cercanos a los bosques nativos de la zona, en estas áreas intervenidas se realizan también prácticas de manejo tales como: fertilización química y al mismo tiempo incorporación de abono orgánico: gallinaza, pollinaza o estiércol complementados con control de maleza y riego por aspersión con el objetivo de obtener mayor producción de pastos y forrajes para la ganadería Merecí & Suquí (2014).

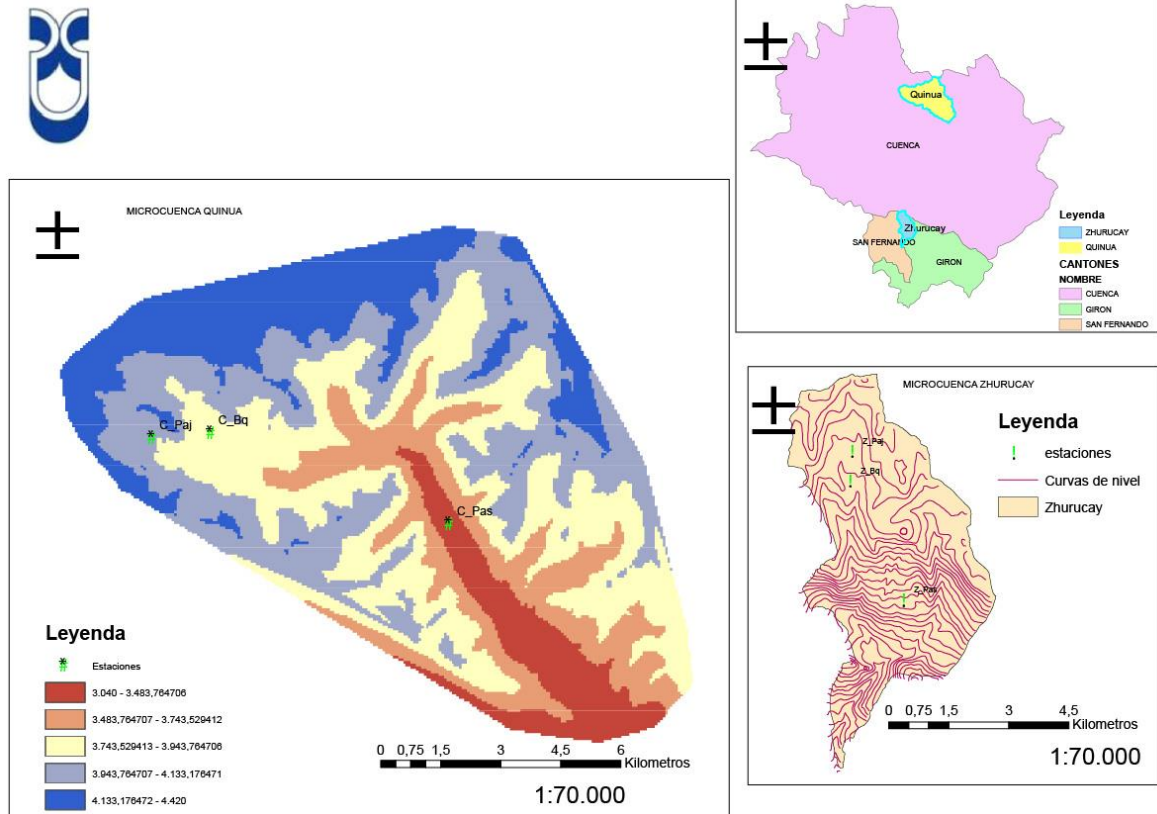


Figura 1. 3 Mapa de las dos microcuencas y su ubicación dentro de la provincia del Azuay.

1.2 Metodología

Dentro de las tres coberturas vegetales se tomó un tramo de 100 m en el río, tomando en cuenta la variabilidad del área riparia, pendiente similar en cada sitio, variedad de los sustratos dentro del lecho y accesibilidad al sitio. Dentro de este se procedió a los experimentos para entender la dinámica de la hojarasca que hay en cada río (que pasan por Pajonal, Bosque de *Polylepis* y Pasto con manejo), se llevó a cabo el experimento de descomposición de hojarasca, siguiendo la metodología aplicada por (Graça *et al.* 2005).

1.2.1 Variables físico químicos.

Se seleccionó un transecto de 50 metros del río, a continuación se realizó Medición in-situ de parámetros físicos químicos (temperatura, pH, oxígeno, sólidos totales disueltos, Potencial de óxido reducción, conductividad, turbiedad en seis puntos de la Microcuenca del río Quinuas y Zhurucay.

Para esta actividad se utilizó un multisensor Marca Horiba, el cual colocamos dentro del agua del río de cada una de las estaciones (seis estaciones) y esperamos 10 minutos para poder obtener los valores de cada parámetro a medir en los seis puntos de muestreo de la Microcuenca del río Quinuas y Zhurucay.

1.2.2 Dinámica de hojarasca

1.2.2.1 Entrada de hojarasca

En cada sitio se colocaron 5 trampas dentro de los 100m del tramo; para la entrada vertical de hojarasca en los bosques de quinua; se instalaron canastas plásticas de 32,4cm x 43,5 cm recubiertas de una malla (para que no exista pérdida de material), abarca 0,094 m² del área, suspendidas en el río atadas de sus extremos en árboles cercanos a la orilla. Mientras que para pajonal y pasto con manejo colocamos redes plásticas de 2.5 m x 1.5 cubriendo el ancho de los ríos, estas fueron atadas con varillas de 12 pulgadas a las orillas de los mismos, donde se consideró la entrada de hojarasca desde la orilla entre cada red colocada. Para la estimación de entrada de hojarasca en estos sitios se muestreó por un periodo de 20 días en total, recogiendo la hojarasca de las 5 trampas cada 4 días, obteniendo 40 muestras en total para bosque de quinua y en cambio para pajonal y pasto se consideró la entrada de hojarasca desde la orilla hacia las redes colocadas. Se tomó la hojarasca de las 4 redes por los 4 días de recolección ya que la primera red toma la hojarasca transportada, nos dan un total de 64 muestras totales de pajonal y pasto (siendo los meses de mayor entrada de hojarasca entre mayo y septiembre de aproximadamente 38,45g de materia alóctona (Juan Pinos 2014) y pasto 208g a⁻¹ (Encalada et al 2010). Las muestras de material colectadas se colocan en fundas plásticas individualmente, y se transportan al laboratorio.

En el laboratorio las muestras se secaron a 50 ° C por 48 hasta que su masa fue constante, se enfriaron en desecador y se pesaron para el cálculo de biomasa seca. El contenido de masa seca libre de ceniza del remanente de hojas (AFDM, por sus siglas en inglés), se estimó al pesar cada muestra después de triturarlas y colocarlas en crisoles en el horno mufla a 500°C por 4 horas. Este valor de AFDM que se obtendrá nos ayudara a observar si existe alguna diferencia en las cantidades de entrada de material alóctono dentro del río en cada cobertura vegetal de las dos microcuencas.

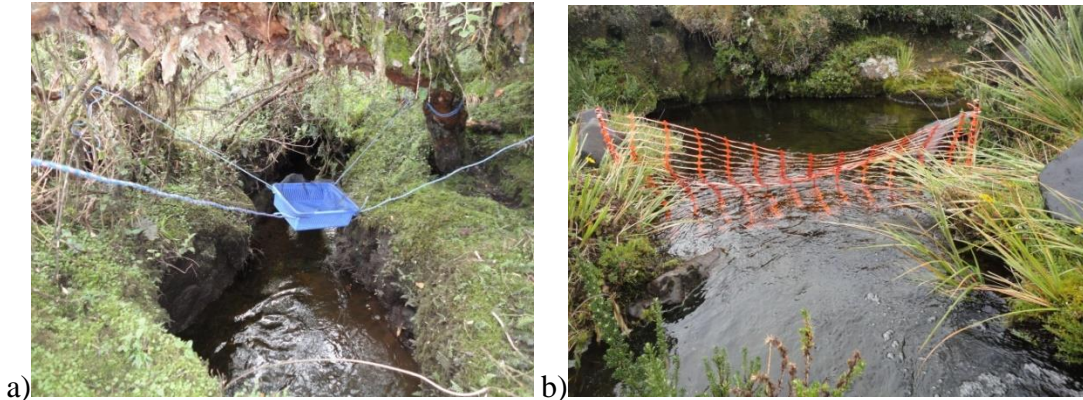


Figura 1.4 Trampas utilizadas para la colección de entrada de hojarasca, foto a) bosque quinua (entrada vertical), foto b) pastos y pajonales (entrada lateral).

1.2.2.2 Descarga de hojarasca

Para estimar la cantidad de material que transporta el río se instalaron tres redes Surber (25 x 25 cm), ojo de malla de 250 micras al final de cada tramo, cubriendo en su totalidad el ancho de los ríos. Las redes se dejaron por 20 minutos para que recoja el material transportado por el río y se midió la velocidad del agua en la boca de la red, al principio y final del tiempo establecido. Donde se obtuvo las muestras para análisis posteriores de correlación. Las muestras se colocaron en fundas plásticas y llevadas al laboratorio donde se procedió con la misma metodología mencionada en el apartado 1.2.1.1 antes para la obtención de los valores de AFDM, para determinar cuánto material transporta el río en cada sitio.



Figura 1.5 Colocación de redes súber para estudio de descarga de hojarasca.

1.2.2.3 Retención de hojarasca

Para la determinación de la retención de hojarasca se recolectaron 100 hojas de *Eucalyptus globulus*, esta especie se caracteriza por su flotabilidad dentro de las corrientes de agua y es muy utilizada en estos experimentos. Las hojas se colocaron en agua la noche anterior y se numeraron respectivamente (foto a). Ya en los sitios del experimento se escogió un tramo de 30 m, dentro de los 100 m generales, y al final del tramo se colocó una red donde se cubrió todo el ancho del río en cada sitio (foto b). Desde el inicio del tramo se liberó una por una las 100 hojas de *Eucalyptus globulus*, al cabo de una hora se procedió a observar la distancia que recorrieron y el sustrato donde fue retenida cada hoja encontrada.

Todo este procedimiento nos indica la capacidad que tiene el río de acumular la hojarasca in situ o de ser arrastrada río abajo, la retención de hojarasca es importante para la productividad del ecosistema fluvial (Graça *et al.* 2005) y sirve de alimento para la comunidad de macroinvertebrados otros organismos.



Figura 1.6 a) Hojas de *Eucalyptus globulus* que fueron recogidas, marcadas, sumergidas en agua la noche anterior al experimento y luego lanzadas en el río para observar la capacidad de retención; b) red utilizada al final de cada tramo, donde llegaban hojas transportadas en el río.

1.2.2.4 Comunidad de macroinvertebrados

Para determinar la composición de macroinvertebrados existentes en los ríos con tres coberturas vegetales y comparar con las que se recolectaron en las bolsas de descomposición, se escogió un tramo de 50 m en los ríos que presentaban mayor

variedad de sustratos, se colocó la red Surber (25 x 25 cm, ojo de malla de 250 micras), y se removió el sustrato por 30 segundos para colectar los macroinvertebrados. Se tomaron 5 réplicas en bosque, pajonal y pasto en las dos microcuencas con un total 30 muestras. En el caso de los macroinvertebrados de las bolsas estos fueron lavados y recolectados en el laboratorio para análisis próximos.

Todas las muestras obtenidas de macrobentos se conservaron en frascos de 500cc con una proporción de formol al 37%, se trasladaron y analizaron en el laboratorio posteriormente, se contó su abundancia en cada muestra y se realizó la identificación hasta género (cuando era posible) en base a las guías de Merritt y Cummins (1996), Tachet *et al.* (2000), Domínguez y Fernández (2009) y Prat *et al.* (2011).

Posteriormente, a los macroinvertebrados de las bolsas de descomposición se les designó un taxón identificado a un grupo funcional de alimentación o “functional feeding group (FFG)”, mediante la clasificación que hacen Merritt y Cummins (1996), Mathuriau y Chauvet (2002), Rueda-Delgado, Wantzen y Tolosa (2006), Wantzen y Wagner (2006), Ríos-Touma, Encalada y Prat (2009) y Acosta (2009). Los macroinvertebrados se asignaron cinco categorías: depredadores (“predators”), trituradores (“shredder”), filtradores (“collector’-filterers”), colectores (“collector-gatherers”) y raspadores (“scrapers”).

1.2.2.5 Descomposición de hojarasca

Para entender cómo se da el procesamiento de la descomposición de hojarasca en ríos de los 3 tipos de cobertura vegetal, se realizó un experimento que tuvo el siguiente diseño general: 3 tipos de cobertura vegetal (ríos de pajonal, bosque de quinua y pasto con manejo) y en cinco fechas de análisis. Es decir, para cada sitio se calcularon tasas de descomposición por tipo de cobertura vegetal y por tipo de bolsa para el período expuesto (56 días).

Se utilizaron hojas de aliso: *Alnus acuminata* de la cuenca hidrográfica, de altitudes más bajas; sin embargo, su uso es muy importante, debido a que el género *Alnus* ha sido

ampliamente utilizado en este tipo de estudios y sirve como una referencia que permite la comparación para estudios realizados en zonas templadas y otras zonas tropicales (*e.g.* Graça, Ferreira y Coimbra 2001; Pascoal y Cássio 2004; Gulis, Ferreira y Graça 2006; Wantzen y Wagner 2006; Encalada *et al.* 2010; Encalada *et al.* en prensa; Ferreira, Encalada y Graça en prensa).

Se realizó una colección de hojas de esta planta, tratando de eliminar la mayor cantidad de tallos y peciolos. Las hojas se secaron al aire libre por 7 días y se guardaron en seco antes de ser pesadas y colocadas en las bolsas de mallas.

Para el experimento de descomposición, se utilizaron 2 tipos de bolsas: malla gruesa plástica (15 x 15 cm, ojo de malla de 10mm) para macroinvertebrados y malla delgada nylon (15 x 15 cm, ojo de malla de 0.5 mm) para colonización de hongos (Fotografía 4). Se llenaron las mallas con $4,00 \pm 0,05$ g de hojarasca en los dos tipos de bolsas, que fueron pesadas en una balanza analítica y se cosieron en el extremo abierto con hilo de nylon para evitar su caída. En total se llenaron 240 bolsas de mallas para todos los tratamientos (6 ríos x 3 tipos de cobertura vegetal x 5 fechas de retiro x 4 réplicas).

Además, se prepararon 5 bolsas de mallas extras para retirar el día 0 de experimento, y poder corregir los efectos por manipulación y por humedad. Estas bolsas de malla son ampliamente utilizadas para medir la contribución de los macroinvertebrados y la actividad microbiana en la descomposición de hojarasca en ríos (*e.g.* Whiles y Wallace 1997; Mathuriau y Chauvet 2002; Gonçalves *et al.* 2006; Paul, Meyer y Couch 2006; Encalada *et al.* 2010), ya que el ojo de red permite la entrada tanto de macroinvertebrados bentónicos, como de microorganismos acuáticos que se alimentan de este material orgánico.

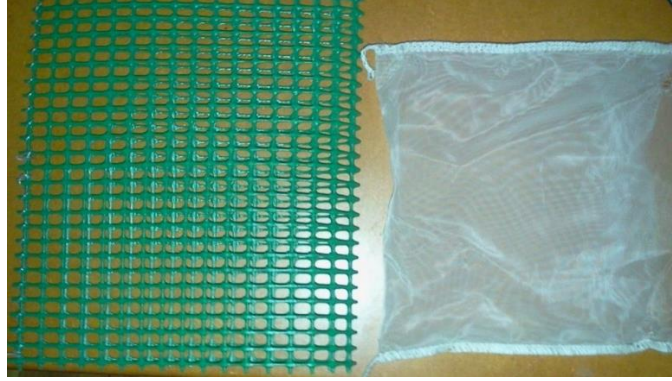


Figura 1.7 Bolsas utilizadas en el experimento de descomposición de hojarasca. La de malla plástica verde apta para el ingreso de macroinvertebrados y la de nylon blanca para la actividad microbiana.

Las bolsas de descomposición se llevaron al campo y se colocaron, cuando fue posible, en zonas de baja profundidad y poca corriente, similares para todos los ríos (figura 1.8). Las mismas se ataron a una varilla de metal y se las aseguró con piedras del mismo río. Las fechas de retiro se realizaron al día 3, 14, 28, 42 y 56 (5 fechas).

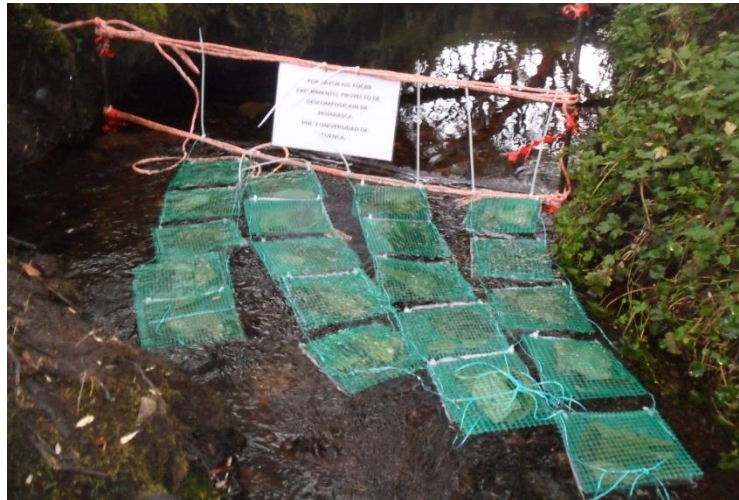


Figura 1.8 Bolsas de descomposición de malla fina y malla gruesa, que se colocaron en los tres usos de suelo de los ríos.

Las bolsas de descomposición colectadas fueron colocadas individualmente en fundas de plástico, y transportadas al laboratorio.

En el laboratorio, las hojas se colocaron bajo el agua de la llave a baja presión, para remover los sedimentos adheridos, y se colocaron en bandejas de plástico con agua para remover los macroinvertebrados asociados a las mallas. Posteriormente, se colocaron en bandejas de aluminio y se las dejó secar en la estufa durante 48 horas a 50 °C.

Se estimó al pesar cada muestra después de triturarlas y colocarlas en crisoles en el horno mufla a 500°C por 4 horas. La pérdida de masa por descomposición, se expresó mediante el porcentaje de AFDM: masa seca libre de ceniza o “ash-free dry mass” remanente (% AFDM, de ahora en adelante). Las tasas de descomposición se calcularon mediante regresiones exponenciales negativas del % de AFDM durante el tiempo de duración del experimento (Benfield 2006).

1.2.2.6 Análisis de Datos

Para determinar las diferencias entre la entrada de hojarasca ($\text{g/m}^2/\text{día}$) y tres usos de suelo (pajonal, bosque de quinua y pasto) se aplicó un análisis Varianza de una vía (ANOVA) factorial, luego se procedió a hacer una prueba Post Hoc Tests in ANOVA para observar diferencias significativas (F- test) de todos los sitios muestreados. Se utilizó el paquete estadístico STATISTICA 7.0 (Tulsa, 2007).

Para obtener la retención de hojarasca se calculó el porcentaje de hojas retenidas en cada distancia medida y se fue acumulando, también se calculó el porcentaje de hojas en transporte. Para determinar la descarga (AFDM/m^3) se usaron los vales de AFDM mg/m^3 conjuntamente con los valores de caudal, se procedió transformar los datos a la base de logaritmo neperiano (ln) y se corrió la prueba de correlación de Pearson, se utilizó el programa PASW Statistics 18.

Para el experimento, las tasas de descomposición en cada tratamiento fueron calculadas de acuerdo al modelo exponencial negativo utilizado en estudios de zonas templadas:

$$M_t = M_0 \times e^{-k^t}$$

M_t = masa al tiempo t ; M_0 = masa al tiempo 0; k = coeficiente exponencial de descomposición (día^{-1}); y t = tiempo en días (Graça, Bärlocher y Gesner 2005). Para los

análisis estadísticos, se utilizó el paquete estadístico STATISTICA 7.0 (Tulsa, 2007), y se fijó el nivel de significancia estadística a $p < 0,05$. Se utilizó un análisis de ANOVA factorial para comparar las tasas de descomposición (valor k en día^{-1}) entre los diferentes usos de suelo. Se utilizó el programa PASW Statistics v18 (Pardo y Ruiz 2002) para un análisis de ANCOVA para comparar el %AFDM de todas las fechas entre uso de suelo con el tiempo como co-variable.

En cuanto al análisis de comunidades de macroinvertebrados, en primer lugar, se calcularon parámetros de comunidad como; riqueza de especies (S) que es el número de taxas que integran una comunidad, abundancia (N) se refiere al número de individuos por taxa que se encuentra en la comunidad y diversidad índice de Shannon-Wiener (H'), el cual mide el “número de especies, presentes en una comunidad”, índice que es muy utilizado en estudios de diversidad (Jost 2006).

Para el análisis de similitud de comunidades, se utilizó el Software PRIMER 6.1.5. (Plymouth, 2006) con los datos de abundancia promedio, transformados logarítmicamente. Utilizando los datos de abundancia, se realizó un análisis ANOSIM este análisis de similitud detectar diferencias en la composición de las comunidades entre grupos y con la distancia de Bray-Curtis (Índice de disimilitud estudio de la composición de dos sitios), para comparar la similitud de las comunidades en los diferentes usos de suelo. Posteriormente, se realizaron análisis de escalamiento multidimensional (MDS) que es una representación espacial en un mapa para visualizar un conjunto de variables a estudiar y de agrupación (Average CLUSTER) para agrupar las comunidades en un plano espacial. De la misma forma, se realizó un análisis SIMPER utilizando la distancia de Bray-Curtis, entre el factor “uso de suelo”, para calcular la disimilitud de las comunidades de macroinvertebrados y la contribución de cada taxón dicha disimilitud para cada tipo de uso de suelo.

En el caso de la comunidad de macroinvertebrados en las bolsas se determinó primero su grupo funcional, donde se dio más importancia a los trituradores calculando parámetros

de comunidad como; riqueza de especies (S), abundancia (N) y diversidad índice de Shannon-Wiener (H'), (Jost 2006).

Luego de esto se realizó un análisis ANCOVA para ver las diferencias entre las variables biológicas (riqueza, abundancia de trituradores) y los diferentes usos de suelo con el tiempo como covariable, para esto utilizó el programa PASW Statistics v18 (Pardo y Ruiz 2002).

CAPÍTULO 2

RESULTADOS

2.1 Variables ambientales

El comportamiento de las variables químicas y físicas durante el estudio no mostraron una diferencia significativa entre los sitios de muestreo. Los valores de oxígeno disuelto fueron similares en las estaciones de pajonal ($8,87 \pm 0,44$), bosque de quinua ($8,48 \pm 0,55$) en el Cajas. En pasto ($9,17 \pm 0,22$), bosque de quinua ($9,13 \pm 0,36$) en Zhurucay, en los sitios restantes como es pasto ($7,63 \pm 1,60$) Cajas y pajonal ($6,94 \pm 0,82$) los valores fueron bajos con relación a los antes mencionados (Tabla 2.1).

El pH presento valores desde ($6,41 \pm 0,11$) y ($6,90 \pm 0,39$) en los pajonales, desde ($5,97 \pm 0,16$) y ($6,83 \pm 0,05$) para los bosques y para los pastos desde ($5,92 \pm 0,33$) a ($6,44 \pm 0,05$) caracterizándose como débilmente ácidos y neutros, no se registró cambios drásticos en los valores al contrario se mantuvo una homogeneidad en los diferentes sitios (Tabla 2.1).

Los valores de conductividad presentaron valores más altos en la microcuenca de Zhurucay con valores de ($50 \mu\text{S}/\text{cm}$) al contrario sucede con los valores pertenecientes a la microcuenca del Cajas que presentan valores bajos que van desde ($20 \mu\text{S}/\text{cm} \pm 0,01$) bosque, ($30 \mu\text{S}/\text{cm} \pm 0,00$) pajonal y ($40 \mu\text{S}/\text{cm} \pm 0,01$) para pastos (Tabla 1).

La turbiedad presento valores de (0 a 0,1) en todos los sitios pertenecientes al Cajas, en el caso de Zhurucay hubo una variación significativa en Z_{Bq} ($2,16 \pm 0,04$) siendo este el valor más alto con diferencia a los demás que presentan valores de ($0,86 \pm 0,14$) para pajonal y ($0,68 \pm 0,20$) para pasto (Tabla 2. 1).

Los valores de temperatura son similares en los 6 sitios los que presentaron valores más altos fueron los bosques en el caso del Cajas con un valor de ($9,26 \pm 0,38$) y en el de Zhurucay ($10,49 \pm 0,18$) siendo este valor el más alto. La temperatura es importante ya que determina la cantidad de oxígeno que el agua puede mantener en disolución, así

también afecta la velocidad de reciclado de los nutrientes en el sistema acuático (Tabla 2.1).

Tabla 2.1 Promedio (\pm SE) de las variables químicas y físicas tomadas en ríos con diferente uso de suelo, en la microcuenca Quinuas y la microcuenca Zhurucay.

Sitio	O ₂ (mg/l)	pH	Conductividad (μ S/cm)	Turbiedad (NTU)	TDS(g/l)	T(°C)
C_Paj	8,87 \pm 0,44	6,41 \pm 0,11	30 \pm 0,00	0,00 \pm 0,00	0,135 \pm 0,06	7,08 \pm 0,34
C_Bq	7,63 \pm 1,60	5,92 \pm 0,33	40 \pm 0,01	0,00 \pm 0,00	0,09 \pm 0,04	6,61 \pm 0,30
C_Pas	8,48 \pm 0,55	5,97 \pm 0,16	20 \pm 0,01	0,10 \pm 0,10	0,13 \pm 0,06	9,26 \pm 0,38
Z_Paj	6,94 \pm 0,82	6,90 \pm 0,27	50 \pm 0,14	0,86 \pm 0,14	0,03 \pm 0,01	7,59 \pm 0,27
Z_Bq	9,17 \pm 0,22	6,44 \pm 0,05	50 \pm 0,20	0,68 \pm 0,20	0,03 \pm 0,01	7,56 \pm 0,05
Z_Pas	9,13 \pm 0,36	6,83 \pm 0,18	50 \pm 0,04	,16 \pm 0,039	0,32 \pm 0,14	10,49 \pm 0,18
media	8,37	6,41	40	0,63	0,12	8,09

SE \pm : Error estándar.

2.2 Entrada de hojarasca

Durante los 20 días de muestreo se registró una acumulación máxima de hojarasca dentro de los 6 sitios de muestreo representadas en la (Figura 3). Donde se puede apreciar que Z_Bq tiene los valores más altos con promedio de $(10,08 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{día}^{-1})$ seguido de C_Bq $(3,71 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{día}^{-1})$.

Los sitios de pasto en las dos microcuencas actúan de manera similar como es el caso de Z_Pas con un promedio de $(1,18 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{día}^{-1})$, seguida de C_Pas $(1,18 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{día}^{-1})$ sin embargo, en los sitios de Z_Paj y C_Paj se puede observar que hay una mínima entrada de hojarasca, es así que presenta valores promedio de $(0,29 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{día}^{-1})$ y $(0,18 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{día}^{-1})$.

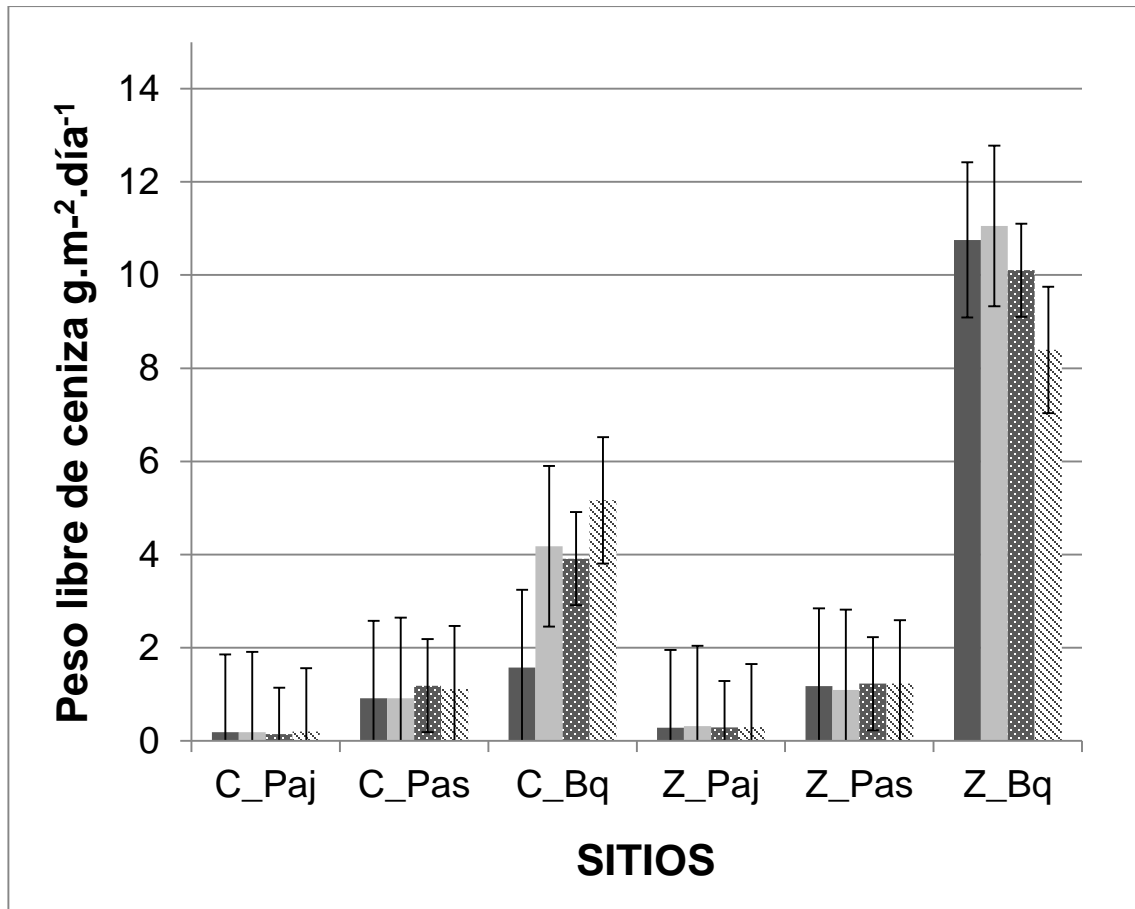


Figura 2.1. Representación de la entrada de hojarasca vertical en las cuatro fechas de recolección pertenecientes al Cajas y entrada de hojarasca horizontal durante las cuatro fechas de recolección en Zhurucay, cada una con su peso libre de ceniza ($\text{g.m}^{-2}.\text{día}^{-1}$).

El Análisis de un factor (ANOVA) nos ayuda a estudiar el efecto de la cobertura vegetal con respecto a la entrada de hojarasca, en donde existe una gran significancia en las dos microcuenas: Quinuas ($F_{2, 49} = 19,963$; $p < 0,002$) y Zhurucay ($F_{2, 49} = 84,133$; $p < 0,001$).

La prueba post hoc test ANOVA indico que existen diferencia significativa de la entrada de hojarasca entre los bosques de quinua y pasto, pajonal (Tabla 2.2).

Z_Bq y C_Bq presenta los valores más altos, con respecto Z_Pas, C_Pas y por ultimo Z_Paj y Z_Paj tienen valores de entrada de hojarasca similar y bastante baja (Figura 3).

Tabla 2.2 Valores (p) de Post Hoc Test de la prueba ANOVA para diferenciar la entrada de hojarasca con cada uso de suelo, microcuenca del Quinuas y microcuenca de Zhurucay.

	C_Paj	C_Pas	C_Bq	Z_Paj	Z_Pas	Z_BQ
C_Paj	-	0,175	<0,001			
C_Pas	0,175	-	<0,001			
C_Bq	<0,001	<0,001	-			
Z_Paj				-	0,287	<0,001
Z_Pas				0,287	-	<0,001
Z_Bq				<0,001	<0,001	-

2.3 Transporte del río

La variación de la velocidad de la corriente en la boca de las redes colocadas a lo largo de los puntos de muestreo proporcionaron valores que oscilan desde 0,09 m/s y 0,54 m/s en la microcuenca del Quinuas, mientras que para la microcuenca del Zhurucay los valores difieren desde 0,15 m/s y 1,11 m/s. C_Paj que tuvo un valor de 22,53g AFDM/m³ y un caudal de 1,41 m³/s, con respecto a los valores que C_Pas y C_Bq los mismos presentan valores similares en el peso seco libre de ceniza y de la misma manera en el caudal.

Sin embargo en los puntos de Z_Paj se ve una elevación en los valores de cantidad de hojarasca retenida por el lecho del río, y se observa una disminución en el caudal, lo mismo se observa para Z_Pas y Z_Bq en la siguiente (Tabla2.3).

Tabla 2.3 Valores promedios de descarga (g AFDM/m³ ± SE) y caudal (m³/s ± SE) en cada una de las redes colocadas en cada uso de suelo.

Sitio	AFDM g/m³	Caudal m³/s
C_Paj	22,53±6,73	1,41±0,42
C_Pas	35,94±6,88	2,25±0,43
C_BQ	34,71±8,15	2,17±0,51
Z_Paj	27,33±11,59	0,02±0,004
Z_Pas	15,37±1,08	0,06±0,009
Z_BQ	55,00±44,86	0,04±0,005

Con respecto al análisis de correlación de Pearson se tomó los datos de AFDM/ m³ con los datos de caudal transformados a logaritmo neperiano de los tres usos de suelo de cada microcuenca y se pudo observar que los sitios de C_Paj, C_Pas y C_Bq pertenecientes a la microcuenca de Quinuas presentan una correlación positiva de la descarga y el caudal presentando una $R=0,95$ y donde se puede decir que la cantidad de hojarasca que transporta el río depende del caudal que tenga. Al contrario paso con los datos observados en la microcuenca del Zhurucay donde no existe correlación, presentando una $R= -0,69$ (Tabla 2.4).

Tabla 2.4 Análisis de correlación de Pearson considerando los valores de AFDM g/m³ y el caudal (m³/s) en los tres usos de suelo en cada microcuenca.

	<u>Cajas</u>	<u>Zhurucay</u>
<u>Correlación de Pearson</u>	<u>0,953</u>	<u>-0,690</u>
<u>Determinación de R²</u>	<u>0,990</u>	<u>0,476</u>

2.4 Retención de hojarasca

En la Figura 2 se puede apreciar que en Z_Paj se retuvo un 43% de hojas teniendo así que las hojas son transportadas en un 53% al final del tramo, en el caso de Z_Pas se encontraron 76% de hojas dentro del tramo y tuvo un transporte de 24% que fueron arrastradas hacia la red río abajo por otra parte en el Z_Bq que hallaron 75% de hojas in situ y tuvo un transporte de 25% de hojas arrastradas río abajo dentro de los 30m del tramo.

En el caso de C_Paj se hallaron un 57% de hojas retenidas in situ y tuvo un transporte de 43%, sin embargo, en el caso de C_Bq se hallaron 35% de hojas y se transportó el 65%, se puede aludir que hubo menor retención de hojas ya que los ríos de esta microcuenca no presentan mucha variación en su estructura y morfología.

En el caso de C_Pas no se obtuvieron datos ya que al momento de realizar el ensayo no se encontró ninguna hoja de *Eucalyptus globulus* ni dentro de la red ni en ningún sustrato, lo que nos indica que este río no tiene retención como los antes mencionados.

Cabe recalcar que los sustratos más comunes donde se encontraron retenidas las hojas fueron: rocas, cantos, macrofitas, ramas y bloques. En Z_Bq se observó un mayor número de hojas retenidas al contrario de C_Bq que presentó un porcentaje menor de retención, al contrario pasa con los C_Paj que presenta mayor retención que Z_Paj.

Esto nos explica que los sitios con mayor retención tienen mayor cantidad de alimento para los organismos existentes dentro de los ríos, de la misma manera Z_Pas presentó la misma característica que los anteriores. No obstante los sitios de C_Bq y Z_Paj son los que menos alimento tienen en comparación a los demás sitios. En caso de C_Pas no hay retención de hojas por la morfología y estructura del río.

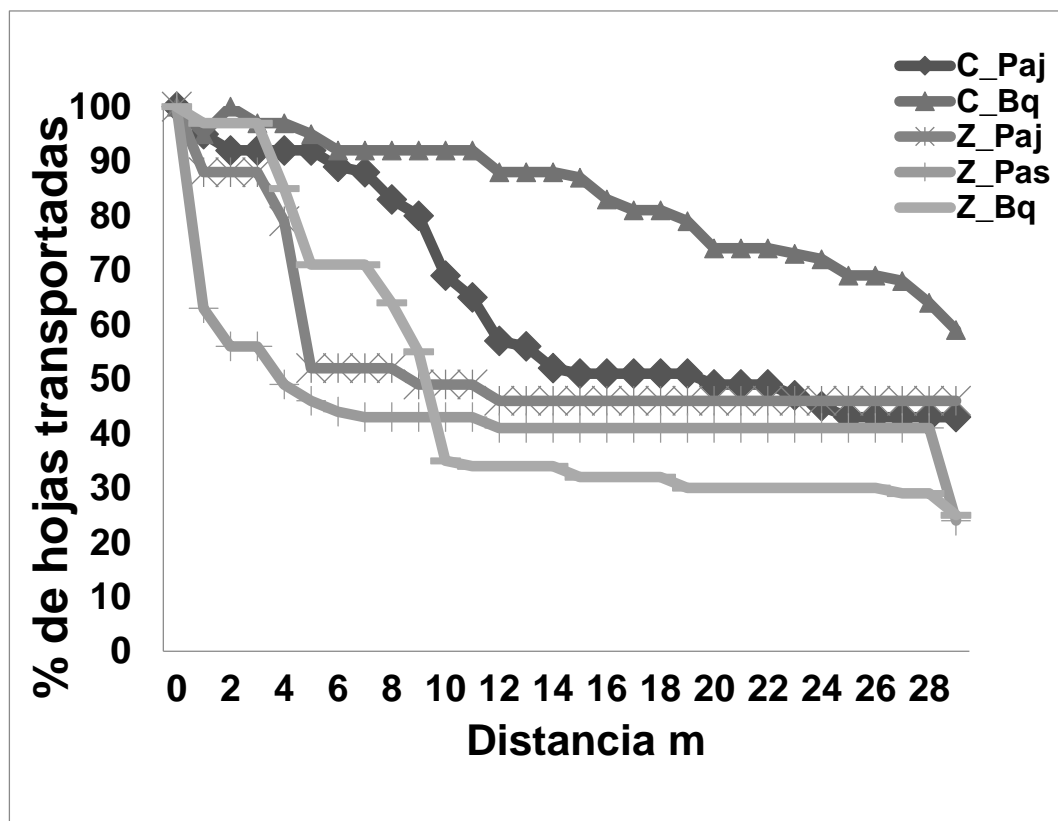


Figura 2.2 El número de hojas transportadas en la corriente de C_Paj, C_Bq, Z_Paj, Z_Pas y Z_Bq en un tramo de 30 m, expresada como un porcentaje de hojas *Eucalyptus globulus* en el transporte.

2.5 Comunidad de macroinvertebrados

La riqueza de la comunidad de macroinvertebrados (número de taxa) en los usos de suelo son principalmente representadas por los pastos ya que tienen rangos de taxones que oscilan entre (5-15) C_Pas y (11-24) Z_Pas, seguido de Z_Paj con un rango de (12-17) taxones y luego Z_Bq (11-16) taxones a diferencia de C_Bq con (7-13) taxones y C_Paj con (4-12) taxones. En el caso de la abundancia (N) se observa que los pastos tienen la mayor abundancia de taxones 6.492,8 - 13.408 seguidos de los pajonales con 2.826,8 - 5126,4 y por últimos los bosques con 3.398,4 - 3968 que presentan menor abundancia pero no con diferencias extremas expresadas en la (Tabla 4). La diversidad fue analizada con Shannon Wiener índice de diversidad (H') nos permitió a observar que los bosques tienen diversidades altas de taxones representadas en un rango de 1,44- 3,12, seguido de los pajonales que van desde un rango de 1,26- 2,68 y con un menor rango en la diversidad están los pastos que van desde 1,36-2,13.

Tabla 2.5 Rangos totales de riqueza (S), promedio abundancia (N) de las cinco replicas en cada uso de suelo y rangos totales de diversidad H' diversidad específica en la comunidad de macroinvertebrados encontrados, en la red surber, microcuenca del Quinuas y la microcuenca de Zhurucay.

	S (Rango)	N (Promedio)	H' (Rango)
C_Paj	4-12	2826,8	1,35-2,20
C_Pas	5-15	6492,8	1,36-2,11
C_Bq	7-13	3968,0	1,44-3,04
Z_Paj	12-17	5126,4	1,26-2,68
Z_Pas	11-24	13408,0	1,38-2,13
Z_Bq	11-16	3398,4	2,27-3,12

En el análisis de similitud (ANOSIM) el mismo que nos permite saber las similitudes que existe en la comunidad de macroinvertebrados entre cada uso de suelo con un valor general de ($R=0,6$; $p < 0,001$), nos mostró que los más similares son los bosques-pajonal ($R=0,42$; $p < 0,001$), seguido de los pajonales-pastos ($R=0,71$; $p < 0,001$) y por último los que presentan mayor diferencia son los bosque - pastos dando valores de ($R=0,75$; $p < 0,001$), donde nos explican que hay diferencia en las comunidades de los

macroinvertebrados y que el uso de suelo es un factor importante en la conformación de las comunidades.

Cabe recalcar que también se aplicó el ANOSIM entre las dos cuencas y nos dio los siguientes valores ($R= 0,74$; $p < 0,001$) donde nos indica que las dos microcuencas son similares.

El análisis anterior se pudo reforzar con un MDS análisis ordenación (Figura 2.3) que agrupo las comunidades en un plano de variación (con una similitud del 50% realizada por CLUSTER) (Anexo2), el mismo que corrobora las similitudes entre las comunidades de macroinvertebrados y los usos de suelo en las dos microcuencas de estudio. Siendo los pastos los de menor similitud en comparación con los bosque y pajonales.

Analisis espacial de la comunidad de Macroinvertebrados por uso de suelo

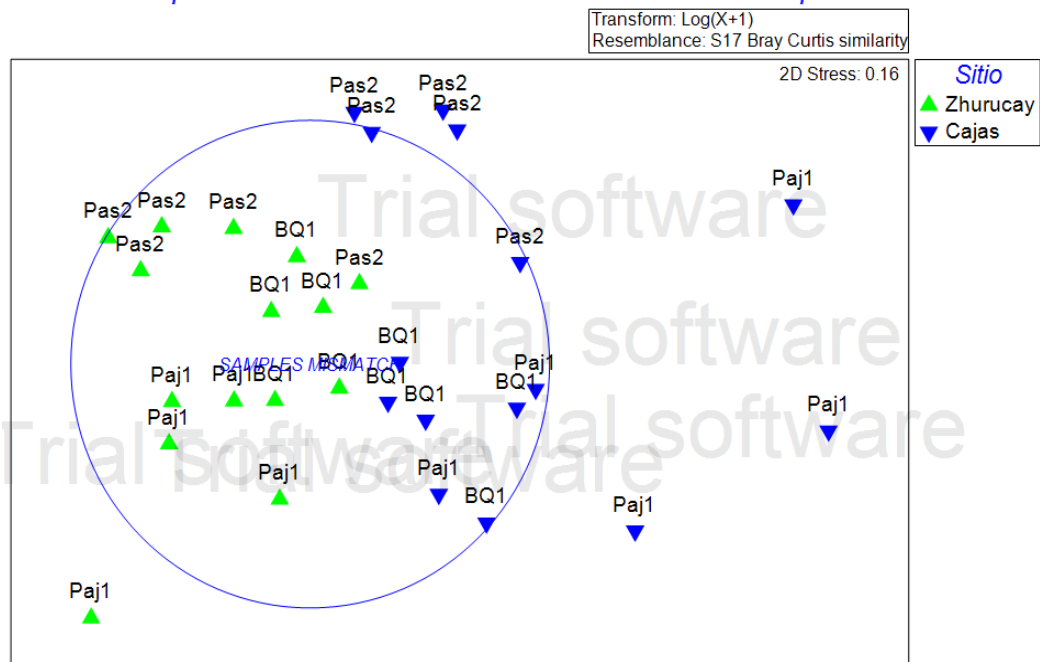


Figura 2.3 Análisis MDS donde se agrupan según su abundancia las comunidades de macroinvertebrados según el uso de suelo, en las dos microcuencas.

Con respecto a la similaridad de las comunidades se puede decir que las taxas que más contribuyes son: *Chironominae*, *Oligochaeta* y *Dugesia* en los tres usos de suelo, pero en total la contribución más alta la tiene los bosques con un 77,64%; seguido de los pajonales 76,64% y por último los que menos contribuye a la comunidad son los pastos con un 71,29%.

El análisis SIMPER demostró que el que tuvo mayor disimilaridad fue los pajonales y pastos ya que presentaron un 53,50% esto dado por la contribución principal de los siguientes taxones: *Allaudomyia*, *Dugesia* e *Hidracarina*, seguido de los pajonales-bosques con un 45,69% con contribución de *Ecuaphebia*, *Autrolimnius* y *Dugesia*, al contrario sucede con bosques- pastos nos dio una menor disimilitud 45,64% y se dio por la contribución de *Allaudomia*, *Hidracarina* y *Helicopsyche* (Anexo 3).

2.6 Descomposición de hojarasca

La descomposición de las hojas en las bolsas en los diferentes usos de suelo muestra variaciones a través de los días de muestreo. En el caso de las bolsas de malla gruesa en C_Bq presenta valores de masa remanente de 58,99% y a los 56 días presenta una descomposición de 41,01% del peso libre de ceniza, en cambio C_Paj presenta un 61,08% de masa remanente descomponiendo un 38,92% al final del experimento, y C_Pas alcanza una masa remanente del 53,30% y con una descomposición de 46,70 al finalizar el muestreo (Figura 2.4).

En el caso de Z_Bq se obtuvo una masa remanente del 37,53% y una descomposición de 62,47% a los 42 días ya que a los 56 días hubo un error en el cálculo y ese valor se eliminó, en Z_Paj la masa remanente fue de 37,92% y se obtuvo una descomposición de 62,08% de su peso seco libre de ceniza a los 56 días, y por último Z_Pas se terminó con una masa remanente de 32,89% y una descomposición de 67,11% de su peso libre de ceniza en el proceso de muestreo (Figura 2.5).

Por otra parte las hojas en bolsas de malla gruesa se pudieron apreciar que los pastos fueron los que se descompusieron más rápido, seguidos de los bosques y los pajonales.

En las bolsas de malla fina se observó que los C_Bq tuvieron una masa remanente de 71,55% y a los 42 días se observó una descomposición del 28,45%, ya que en este caso se eliminó el dato erróneo a los 56 días, en el caso de los C_Paj la masa remanente fue de un 59,06% y hubo una descomposición de 40,94% y en el C_Pas tuvo una masa remanente del 62,64% y se descompuso 37,36% esto a los 56 días del experimento (Figura 2.6).

En cambio, Z_Bq a los 56 días se alcanzó una masa remanente de 44,02% de su peso inicial y una descomposición de 55,98%, en Z_Paj con un valor de masa remanente de 34,37% y una descomposición de 65,63% en Z_Pas se obtuvo una masa remanente de 40,37% y se descompuso un 59,63% de su peso inicial y libre de ceniza (Figura 2.7).

Se pudo apreciar que la descomposición de las hojas en las bolsas de malla fina fue más lenta, en cambio, en el pajonal (Cajas) fue más alta la descomposición, seguido del pasto. Al contrario sucedió con el pasto de Zhurucay que presentaron mayor descomposición que el pajonal.

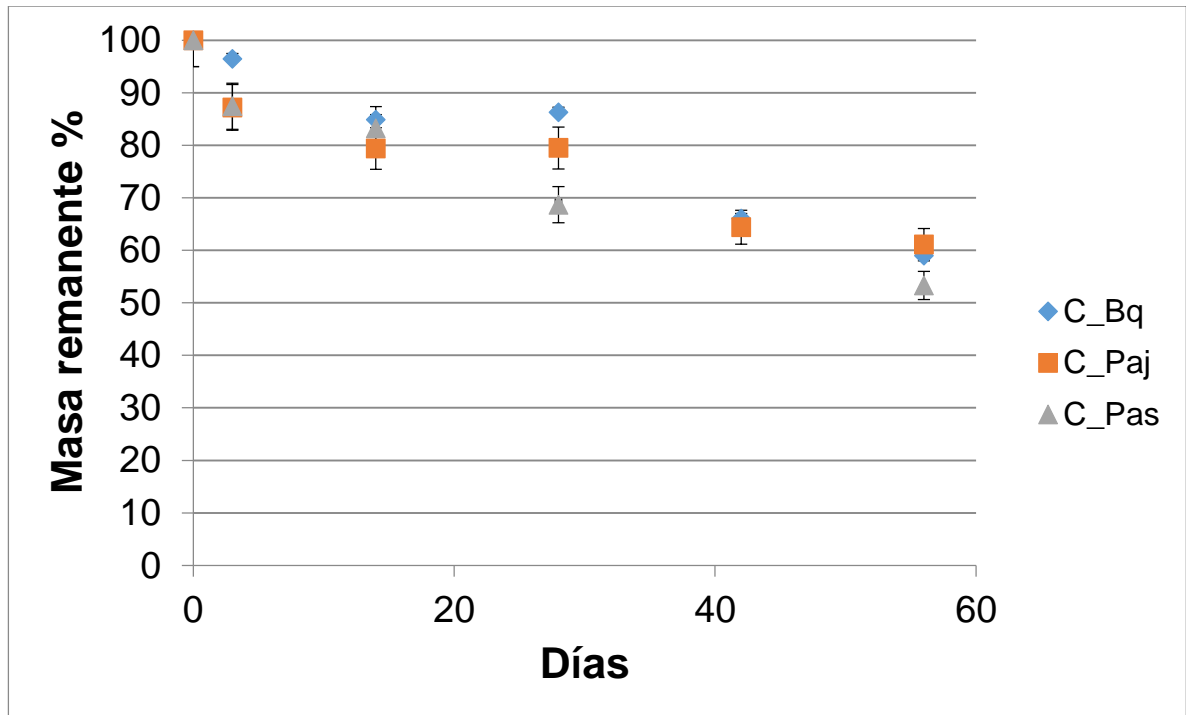


Figura 2.4 Masa remanente % \pm SE de las bolsas de malla gruesa con hojas de *Alnus acuminata* durante el proceso de descomposición en bosque, pajonal y pasto, microcuencia Quinuas.

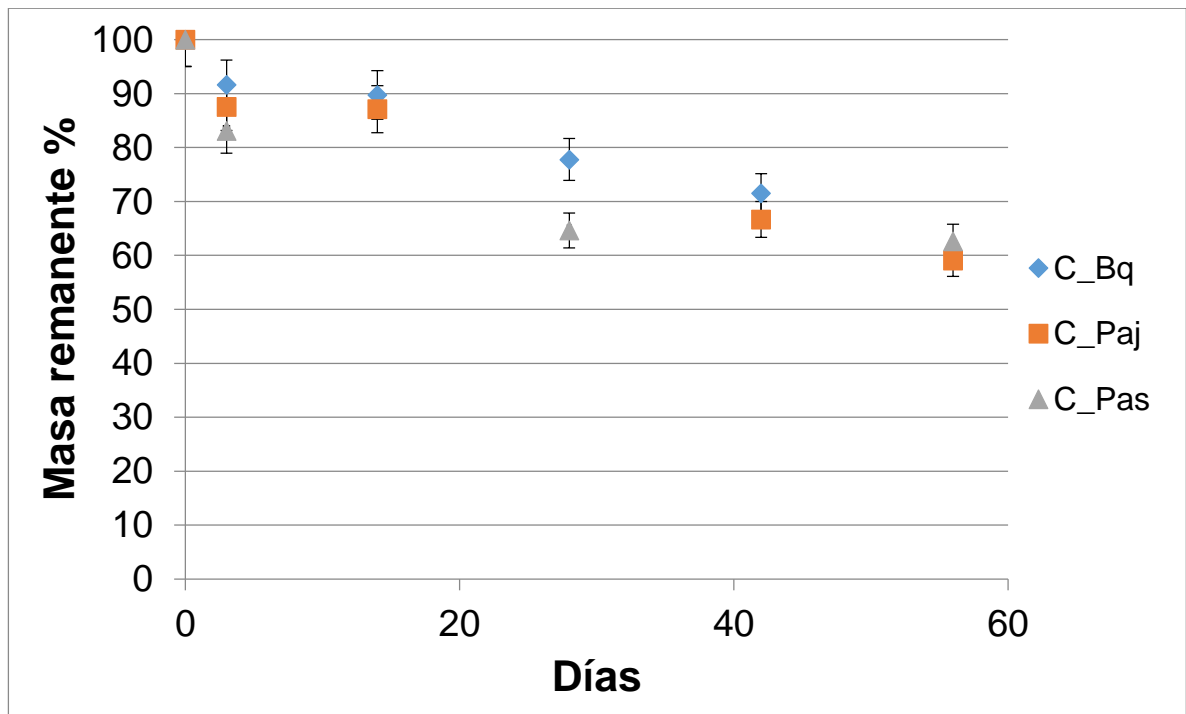


Figura 2.5 Peso libre de ceniza % \pm SE de las bolsas de malla fina con hojas de *Alnus acuminata* durante el proceso de descomposición en bosque, pajonal y pasto, microcuencia Quinuas.

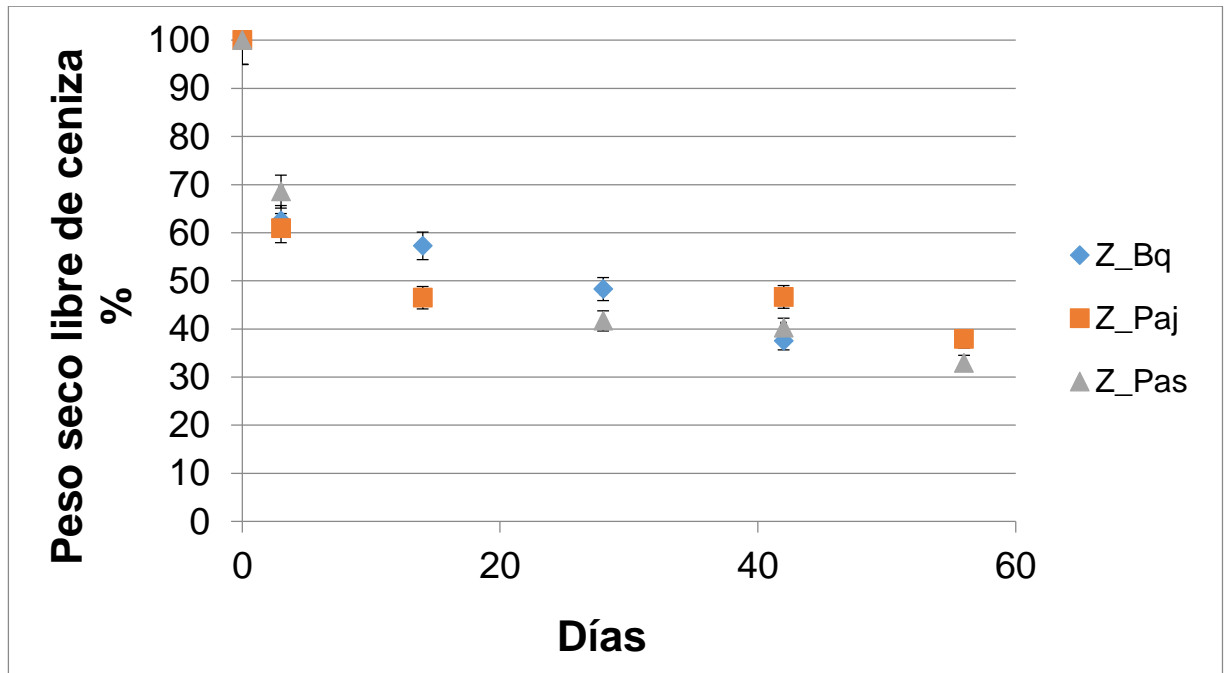


Figura 2.6 Masa remanente % \pm SE de las bolsas de malla gruesa con hojas de *Alnus acuminata* durante el proceso de descomposición en bosque, pajonal y pasto, microcuencas Zhurucay.

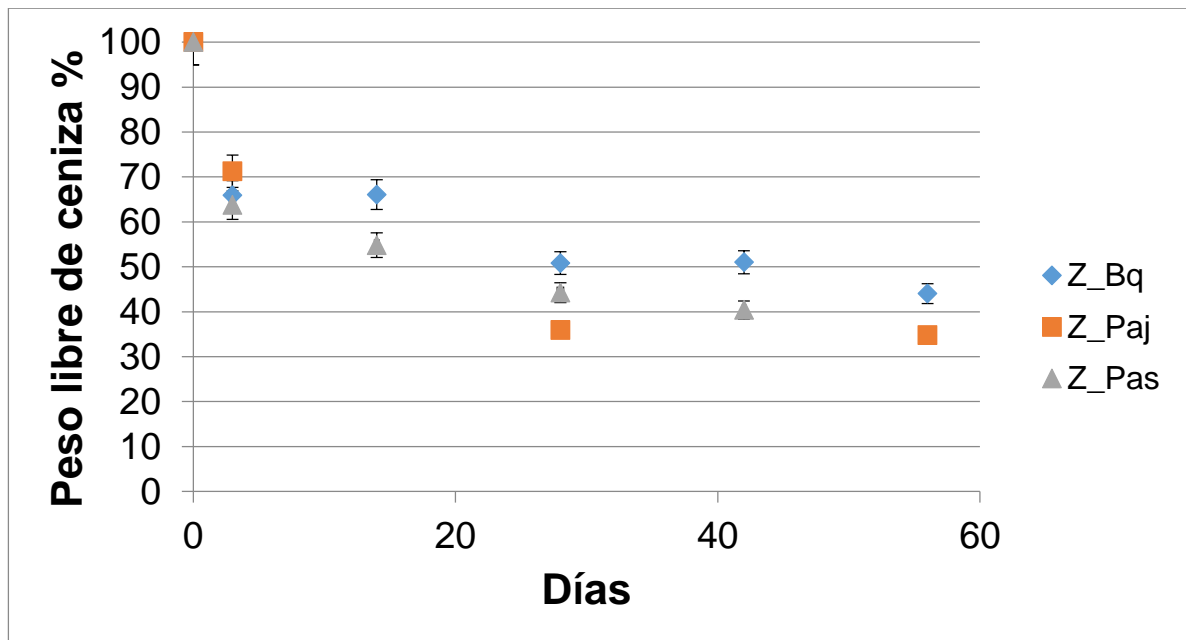


Figura 2.7 Masa remanente % \pm SE de las bolsas de malla fina con hojas de *Alnus acuminata* durante el proceso de descomposición en bosque, pajonal y pasto, microcuencas Zhurucay.

El coeficiente de descomposición explica la tasa o velocidad con la cual la materia orgánica (hojarasca) de *Alnus acuminata* pierde cierto volumen de necro masa en un periodo de tiempo por acción de los micro y macro organismos descomponedores. Observado de ésta manera, el coeficiente de descomposición (k), indica la relación: caída de hojarasca/acumulación. Para estimar este coeficiente de descomposición aplicamos el modelo propuesto por (Olson, 1963) descrito en la metodología.

El coeficiente de descomposición que presentaron los pastos fue un rango de (0,011 y 0,018 k día⁻¹), seguido de los bosques con un (0,009 y 0,019 k día⁻¹) y los pajonales con un rango de (0,008 y 0,012 k día⁻¹), estos valores se observaron en las muestras de hojarasca de malla gruesa. En cambio para las bolsas de hojarasca con malla delgada se observó que entre los usos de suelo presentan una variación similar como es el caso de los pastos (0,007 y 0,018 k día⁻¹), seguido de los bosques (0,007 y 0,012 k día⁻¹) y los pajonales (0,009 y 0,018 k día⁻¹) (Tabla 2.6).

Tabla 2.6 Tasa de descomposición representada por el coeficiente (k día⁻¹) en bosque, pajonal y pasto, en los dos tipos de bolsas, microcuenca del Quinuas y microcuenca de Zhurucay.

Uso de suelo	Tasa de descomposición k día ⁻¹	R ²
C_Paj	0,008	0,91
C_Pas	0,011	0,97
C_Bq	0,009	0,94
Z_Paj	0,012	0,64
Z_Pas	0,018	0,89
Z_Bq	0,019	0,82
C_Paj	0,009	0,96
C_Pas	0,007	0,78
C_Bq	0,007	0,96
Z_Paj	0,018	0,79
Z_Pas	0,018	0,79
Z_Bq	0,012	0,77

También se observó que los usos de suelo que pertenecen a la microcuenca de Zhurucay, presentaron un mayor coeficiente de descomposición y por ende la velocidad de descomposición es más rápida que en los usos de suelo presentes en la microcuenca de quinuas (Figura 2.8).

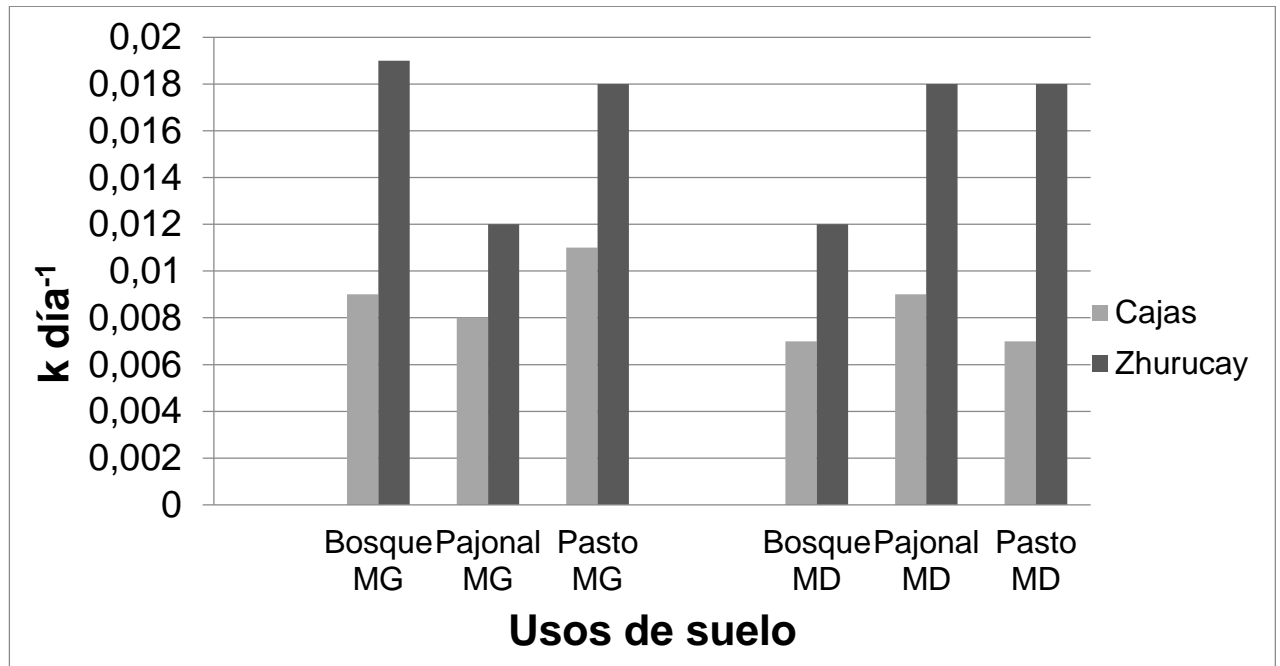


Figura 2.8 Coeficiente de descomposición ($k \text{ día}^{-1}$) en cada uso de suelo, encada bolsa de malla, microcuenca del Quinuas y Microcuenca del Zhurucay.

En lo que respecta al análisis de covarianza (ANCOVA) hace relación a la descomposición con el del uso de suelo y el tiempo de muestreo, demostró que hay diferencias significativas a través del tiempo y del uso de suelo. Dándonos un resultado para las bolsas de malla gruesa de ($F_{2,36} = 23,99$; $p < 0,0001$) para el tiempo y ($F_{2,32} = 7,44$; $p < 0,001$) para los usos de suelo. En cambio para las bolsas de malla delgada los resultados fueron de la siguiente manera: ($F_{1,88} = 11,05$; $p < 0,001$) para el tiempo y para el uso de suelo ($F_{1,88} = 11,04$; $p < 0,0001$), dándonos a conocer que el tiempo también es un factor importante dentro de la descomposición al igual que el uso de suelo, ya que determinan el proceso de descomposición.

2.7 Comunidad de macroinvertebrados en bolsas de descomposición.

La comunidad de invertebrados en las bolsas de descomposición presento los siguientes resultados según al análisis de riqueza (S), abundancia (N) y diversidad (H'): en los pajonales tuvo un rango de riqueza de taxones que va desde (0 y 5), en el caso de los pastos va desde un (2 y 7) y los bosques desde (0 y 5) donde nos indica que los pastos tienen mayor riqueza que los pajonales y bosques, pero son valores muy bajos dentro de las bolsas de descomposición. En cambio la abundancia (N) de taxones fue evidenciada por los pastos que presentaron un mayor número de taxones (661 y 1663), seguido de los bosques con una abundancia de (252 y 298) taxones respectivamente y los pajonales que tiene valores menores como: 107 y 208 taxones. La diversidad (H') oscila de 0-1,24 para los pajonales, 0,11-0,75 para los pastos y 0- 1,04 para los bosques, siendo los pastos con menor diversidad de taxones.

Se observó que estos análisis al paso del tiempo presentaron variación como es el caso de la (Figura 2.9), donde se puede apreciar que al principio de muestreo la comunidad de macroinvertebrados en las bolsas es menor y que a partir de los 28 días hay un aumento en la riqueza de taxones y que los bosques mantienen o aumentan la riqueza a los 56 días de muestreo pero esto no sucede con los pajonales y pasto los mismos que disminuyen al final del experimento.

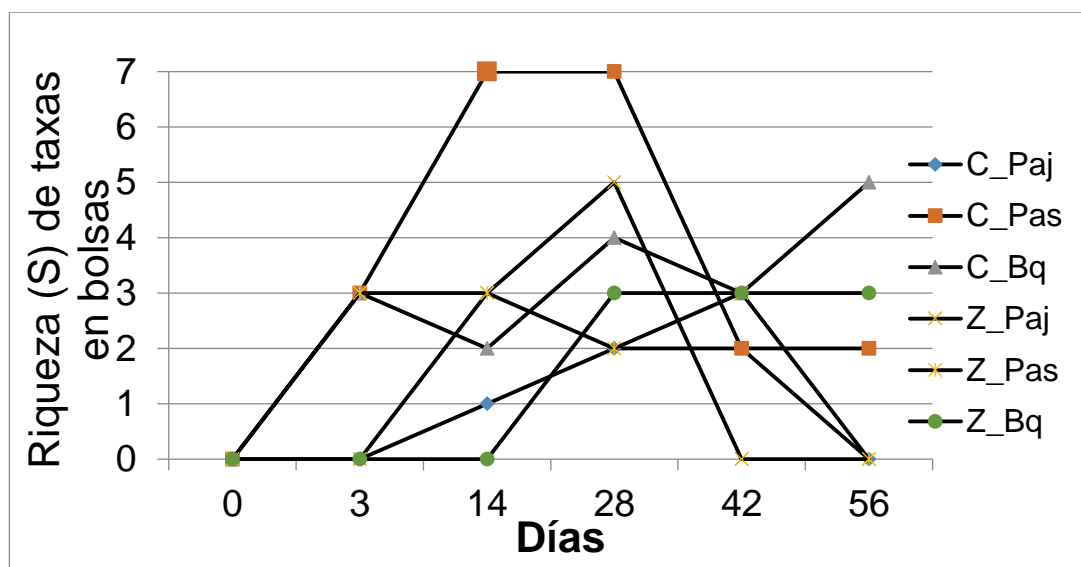


Figura 2.9 Riqueza de taxones a través del tiempo (días) de muestreo en cada uso de suelo, microcuenca del Quinuas y microcuenca del Zhuruca.

En el caso de la abundancia (N) se observa que los pajonales aumentan el número de individuos a partir de los 3 días y luego disminuyen drásticamente al finalizar el muestreo, los bosques presentan una abundancia que aumenta a los tres días y de ahí disminuye y vuelve a aumentar a los 42 y disminuye al finalizar el muestreo, Al contrario pasa con los pajonales que presentan los valores de abundancia mucho más elevado al paso de los días y hasta finalizar el experimento (Figura 2.10).

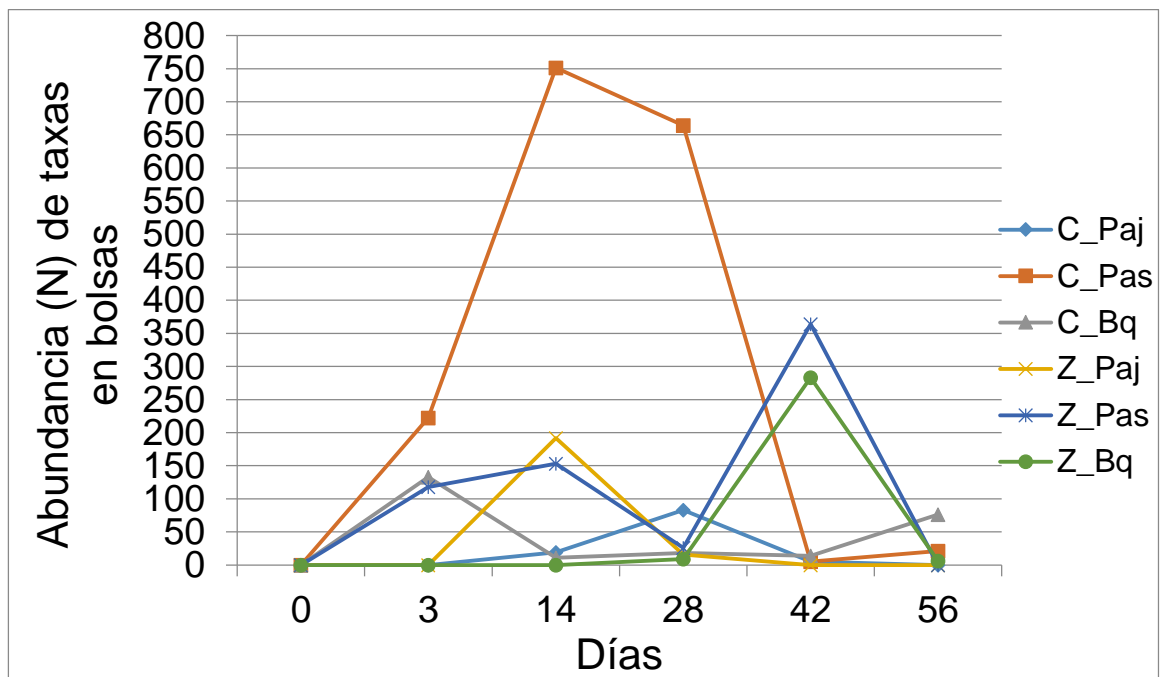


Figura 2.10 Abundancia de taxones en bolsas de descomposición a través del tiempo (días) en cada uso de suelo, en la microcuenca del Quinuas y microcuenca de Zhurucay.

Los bosque presentaron mayor diversidad a partir de los 28 días de muestreo y a pasar del tiempo de muestreo esta diversidad se mantuvo en aumento, en el caso de los pajonales la diversidad también aumento a los 28 días pero uno de ellos presenta una disminución en los últimos días de muestreo, en cambio los patos presentan una diversidad baja en todo el proceso de descomposición al pasar el tiempo (Figura 2.11).

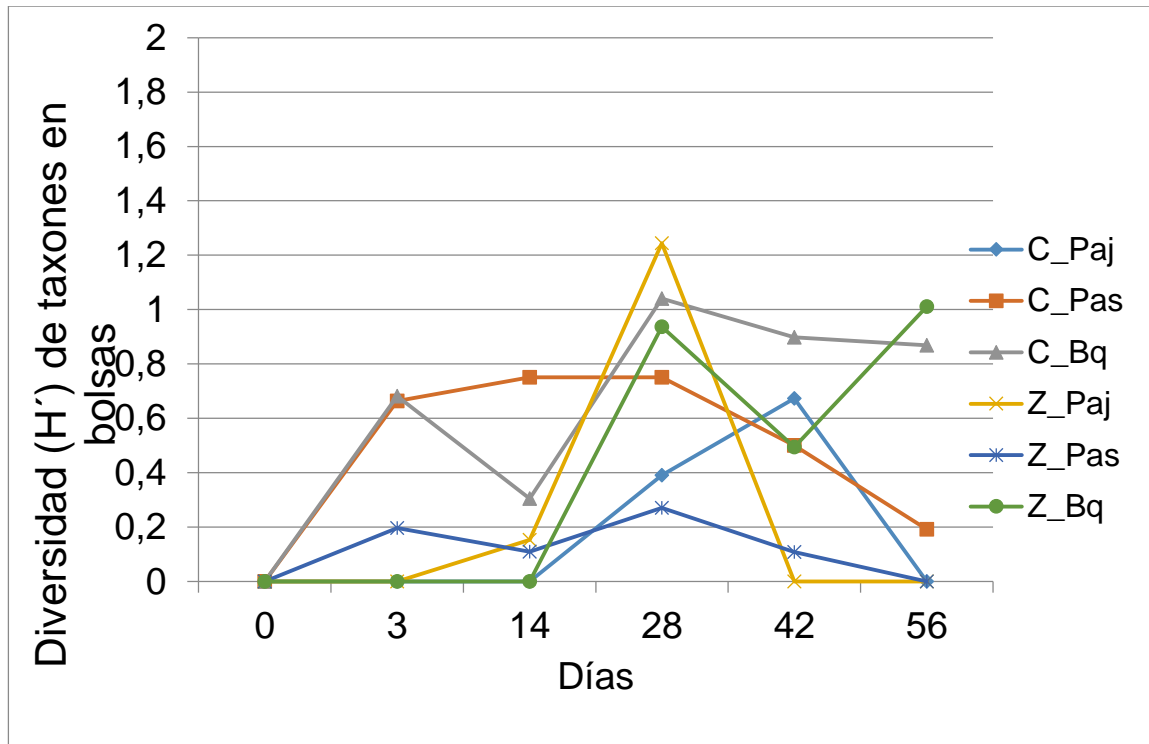


Figura 2.11 Diversidad H' de taxones en las bolsas de descomposición, durante tiempo (días) de muestreo en cada uso de suelo, en la microcuena del Quinuas y microcuena del Zhurucay.

Se observó que las mallas de hojarasca presentaron una abundancia relativa de grupos funcionales de alimentación (GFA o FFG, por sus siglas en inglés) siendo los más representativos los filtradores, seguido de los trituradores y en menor porcentajes depredadores y colectores en todos los sitios de muestreo (Anexo 4).

Pero en este caso los trituradores cumplen una función muy importante dentro de la descomposición y es por ello que se ha estudiado la abundancia de los trituradores en cada uso de suelo y a través de los días de muestreo de este experimento, y lo que se pudo observar es que los trituradores se ven representados principalmente por *Hyaella* y *Oligochaeta* que tienen el GFA de trituradores, se pudo apreciar que los pastos presentan mayor abundancia de trituradores y es por eso que los pastos se descomponen más rápidamente, seguido de los bosques y por último los pajonales (Figura 2.12).

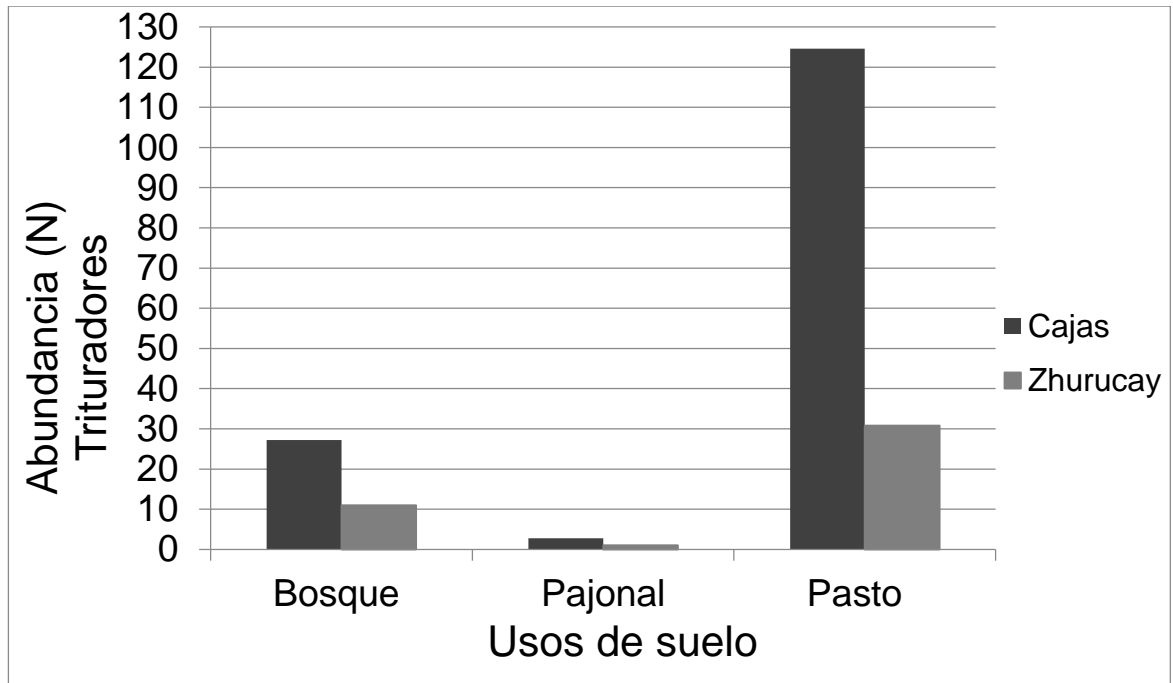


Figura 2.12. Abundancia de trituradores en los diferentes usos de suelo en la microcuenca del Quinuas y la microcuenca del Zhurucay.

Con respecto al análisis (ANCOVA) se pudo determinar que en lo trituradores existe diferencias significativas entre los usos de suelo y en cambio a través del tiempo no existió diferencias significativas ($F= 1,56$; $p<0,22$); para los filtradores no existieron diferencia significativas en tiempo ($F=1,45$; $p= 0,254$) y sitios ($F=3,856$; $p= 0,05$); para los usos de suelo, de la misma manera ocurrió con los depredadores que presentaron diferencias significativas en ambos casos.

CAPITULO 3

DISCUSIONES

3.1 Entrada de hojarasca

La entrada de hojarasca en los sitios de muestreo desempeñan un papel importante en relación con la dinámica y estabilidad de estos ecosistemas loticos, pues constituyen una fuente de energía importante que aporta nutrientes para los organismos, es por ello que en este estudio se pudo apreciar que el bosque de quinua tiene los valores más altos en cuanto a la entrada de hojarasca seguido del Pajonal y por último el Pasto, esto se debe a que el bosque tiene una amplia cobertura vegetal y entran de manera directa al río, al contrario pasa con pajonal y pasto donde la cobertura vegetal es mínima o se da de manera lateral e indirecta y necesita de factores externos para ingresar al río. La entrada de hojarasca también puede variar con respecto a las variables topográfica y climáticas (Pinos, J 2014), la lluvia es uno de los factores que pudo favorecer a la caída de hojarasca en los bosques ya que este muestreo se realizó en época de lluvias (marzo-abril) y el páramo se caracteriza por sus precipitaciones, esto tiene relación con estudios desarrollados en regiones templadas por Bärlocher (1983), Abellho & Graça (1998) y Larned (2000) en relación con el aporte de hojarasca a Quebradas de primer orden de Suiza, España, Portugal y Hawai, respectivamente. Trabajos desarrollados en el trópico muestran un patrón similar (McClain et al. 1996, Taner 1980, Taner et al. 1998, Marrs et al. 1988). Se destacan los trabajos desarrollados en la Ciudad de Bogotá por León & Quiroga (1982), Arenas (1988) y Hernández & Murcia (1994) quienes también resaltan la asociación existente en la producción de hojarasca en términos de peso seco con la precipitación de la región, en correspondencia con Vargas et al. (2003) para la Quebrada La Vieja.

3.2 Transporte del río

En nuestro estudio, la cantidad de basura que se transportan en la columna de agua no fue significativamente variable entre los diferentes usos de suelos de la microcuenca del quinuas, donde la materia orgánica transportada depende del caudal, sin embargo, en los sitios de la microcuenca de Zhurucay no se pudo apreciar si hubo significación se

podría explicar por la alta variabilidad encontrada entre la biomasa transportadas o la limitada replicación de nuestro estudio, Sin embargo, la cantidad de basura retenida fue mayor durante la estación seca, potencialmente debido a una mayor obstrucción de las rocas y otras estructuras que sobresalen en condiciones de flujo más bajas y dependerán del tamaño del lecho cuencas de drenaje y también a diferencias en el balance hídrico que resultan en una disminución del caudal en el arroyo (Molinero & Pozo, 2002).

3.3 Retención de hojarasca

La retención en bosques de quinua y pajonales se da sus características en el lecho del río ya que son las menos intervenidas y presentan zonas de rápidos, remansos y una gran variedad de sustratos y presentando similaridad a lo largo del río los mismos que ayudan a la retención de hojarasca, esto se puede confirmar con estudios anteriores donde la heterogeneidad de las quebradas y su patrón hidroclimático son los principales factores que intervienen en el transporte y retención del hojarasca MOP (Webster et al.,1987; Allan, 1995; Adams, 1998,Horvat, 2003). Al Contrario se observó con los pastos ya que sus características son muy diferentes y se encuentra más expuesta a cambios en su lecho. Con todo lo anterior se demuestra la importancia de los sustratos de rocas y parches de palizada en forma de obstáculos y generación de remansos, ya que sin ellos la retención de hojarasca sería muy baja. El aumento de remansos por los ingresos de cantos de roca y palizadas es importante debido a que con ellos se reduce la velocidad del agua, se contribuye al incremento en la heterogeneidad en los ecosistemas loticos y el aumento en la tasa de retención de MOP (Crispin et al., 1993; Wallace et al., 1995; Hilderbrand et al.1997). Hilderbrand et al. (1997) encontraron que el incremento de trozos de madera y palizadas en el lecho de las quebradas, incrementa el área representada por remansos, modificando de esta forma la estructura del hábitat en quebradas caracterizadas por sustratos rocosos emergentes. La retención de MOPG muestra una importancia vital en estos lugares en los que la productividad primaria se encuentra limitada por la penetración de luz. Vannote et al. (1980) y Cummins et al. (1989) aluden que en las quebradas de cabecera, la entrada de MOPG procedente de la vegetación riparia se convierte en la mayor fuente de energía para las comunidades riparias. La entrada de detritos alóctonos se convierte en un factor limitante para la

productividad de las comunidades de macroinvertebrados (Richardson, 1991; Wallace et al., 1999). Es por ello que la retención y almacenamiento de MOPG es importante para el mantenimiento de la diversidad y productividad de las comunidades autótrofas y heterótrofas así como en la estabilidad de otros procesos físicos y dinámicos que reflejan el estado de conservación de estas de los ríos.

3.4 Comunidad de macroinvertebrados

La comunidad de macroinvertebrados dentro de los ríos altoandinos cumplen un papel importante ya que pueden acelerar los procesos de fragmentación y facilitar la disolución de compuestos químicos de las hojas y la colonización de otros invertebrados, estos a su vez se ven influenciados por factores como el alimento, refugio y protección para condicionar su micro hábitat y ayudar a la conformación de la comunidad.

En este estudio se observó que la riqueza y diversidad en los bosques de quinua y pajonal fueron más altas esto se debería a que esta zonas se ven influenciadas en medida por la altitud y este a su vez refleja la variabilidad de factores como la temperatura del agua, presión atmosférica, concentración del oxígeno, la vegetación riparia, los hábitats existentes dentro del río y la calidad y cantidad de la materia orgánica (Vinson & Hawkins, 1998; Jacobsen, 2003; Jacobsen et al., 2003). Sin embargo los pastos presentaron una abundancia mayor con respecto a *Chironomidae*, *Dugesia* y *Oligochaeta* siendo estas las más dominantes a lo largo del muestreo y donde se podría decir que la comunidad de macroinvertebrados es menor que en los otros dos sitios, esto debido a que los bosques de quinua y pajonales no presentan mayor intervención antropogénica y aunque la abundancia en pajonales sea la más baja debido a que su cobertura vegetal es casi nula mientras que en zonas más bajas como los bosques y pastos muestran una composición mucho mejor y se corrobora con lo expuesto por Jacobsen (2003, 2008) y Jacobsen et al. (2008), que señalan a la temperatura y al oxígeno como los factores que determinan la riqueza y la composición de las comunidades de macroinvertebrados de los ríos andinos, a nivel regional.

Se pudo observar que los sitios de bosque y pasto tenían una alta variedad de hábitats que provee los requerimientos específicos a los componentes de la comunidad (Beisel et al., 2000; Carrera & Gunkel, 2003; Heino *et al.*, 2003) como alimento o refugio (Modenutti et al., 1998; Miserendino, 2001; Acosta, 2009), los cuales son más frecuentes y abundantes en zonas donde el bosque de la ribera está bien desarrollado. Esto explica que en nuestro estudio la composición de la comunidad de los macroinvertebrados acuáticos muestre una alta influencia por la presencia o no de la cobertura vegetal, la cual tiene mucha relación con la altitud y los cambios ambientales que se producen en el gradiente.

Los resultados de los análisis de similitud (ANOSIM) mostraron que los usos de suelo de bosque de quinua y pajonal son muy similares con respecto a su abundancia. Esto concuerda claramente con la dinámica de colonización temporal de los macroinvertebrados a los parches de comida y la dinámica de desaparición de la materia orgánica (Ríos-Touma 2009).

En cambio el análisis SIMPER como era de esperarse arrojó que los pastos son los que presentan mayor disimilitud ya que son los que mayor abundancia y debido a que los pastos, esto debido a que son sitios con mayor influencia de factores ambientales y de altitud más baja y se ven afectadas en su cobertura vegetal y por el gradiente.

Esto es corroborado por el análisis (MDS) ya que agrupó a las comunidades de macroinvertebrados dependiendo del uso de suelo y se formó dos grupos grandes donde los pajonales y bosque son los más evidentes, mientras los pastos dieron una agrupación aislada del resto, donde más adelante se podrá generar respuestas de descomposición con respecto a los macroinvertebrados hallados en las bolsas de malla.

3.5 Descomposición de hojarasca

De acuerdo con la bibliografía se espera que en zonas tropicales las tasas de descomposición sean más altas que en zonas templadas (Encalada *et al.*, 2010; Ferreira, Encalada y Graça en prensa). Sin embargo, los ríos de páramo son ecosistemas

particulares ya que se determinan por ser rápidos, fríos, turbulentos, con sustratos inestables, etc. (Encalada *et al*, 2011), características que nos permitirían pensar que las tasas de descomposición en estos ecosistemas son bajas. No obstante en nuestro estudio se pudo apreciar que los valores de descomposición son rápidas en los dos tipos de bolsas ($k > 0.010$) que contienen *Alnus acuminata* con relación a rápidas ($k > 0,01$ para *Gynoxis* y *Baccharis*), e intermedias ($0.01 > k > 0.005$ para *Alnus*) (Potón, J 2012) y (Rueda-Delgado, Wantzen, Tolosa 2006 y Abelho 2001); por lo tanto, la descomposición en los ríos alto andinos no fue baja como se especulaba, esto se podría dar por presencia de macroinvertebrados en las bolsas de malla, los mismos que ayudan a su degradación.

En cuanto a la variación en las tasas de descomposición y los usos de suelo se pudo apreciar que los pastos tuvieron una descomposición de hojarasca ligeramente más rápida que los bosques y los pajonales, esto se puede afirmar ya que un aumento de temperatura resultante de la eliminación de la cubierta arbórea en las áreas de pastoreo hace que aumente la actividad microbiana y la de los invertebrados la mejora de las tasas de procesamiento de basura (Bärlocher y Graça, 2002). Sin embargo. (Encalada *et al*. 2012) dice que se presentó disminución en el proceso de descomposición en los pastos, aunque la temperatura aumento. Al contrario paso con la bibliografía de (McKie & Malmqvist 2009).

Sin embargo los análisis apoyaron a la hipótesis de que había diferencias de la descomposición entre los diferentes usos de suelo. Con respecto si hubo o no variación en la descomposición en los dos tipos de bolsas se pudo apreciar que diferencia no fue tan significativa hubo mayor descomposición en la de malla gruesa, esto se debe a que las hojas de *Alnus acuminata* tienen características de descomponerse más rápido por su variedad de factores, como su fragilidad, cantidad de fósforo, nitrógeno, lignina, etc. (Graça *et al*. 2001; Bärlocher, Gessner, Graça 2005). Permitiendo que los restos de hojas salgan de la bolsa de malla y provocando la disminución de hojarasca dentro de la bolsa, al contrario sucedió con la bolsa de malla delgada que no permitió de los fragmentos de hoja salgan.

Con respecto a la descomposición de *Alnus* se obtuvo valores para Bosque de quinua (0,009- 0,019 k día⁻¹); Pajonales desde (0,008 – 0,012 k día⁻¹) y Pastos desde (0,011- 0,018 k día⁻¹), son valores que concuerdan o están en el rango de la literatura de zonas tropicales, como Ferreira, Encalada y Graça (en prensa), encontraron valores más bajos de descomposición para *Alnus* en la Amazonía ecuatoriana (0,0014día⁻¹); mientras que Encalada *et al.*(2010) y Encalada *et al.*(en prensa) encontraron valores más altos en bosque montano del Ecuador (0,024día⁻¹), al igual que Wantzen y Wagner (2006), en los pantanales de la cuenca alta del río Paraguay (0,035día⁻¹). En cuanto a zonas templadas Graça, Ferreira y Coimbra (2001) encontraron valores de *k* mucho mayores para este género (0,018 a 0,052día⁻¹ en otoño/invierno y 0,051 a 0,064día⁻¹en primavera/verano), al igual que Gulis, Ferreira y Graça (2006) en Portugal (0,02 a 0,07día⁻¹; ambos en ríos de Portugal), mientras que Wantzen y Wagner (2006), encontraron valores menores (0,0089-0,0095día⁻¹) en ríos de Alemania. Estos datos sugieren que cada río posee sus diferencias intrínsecas independientemente de la latitud y altitud. Por ejemplo, en el caso de Ferreira, Encalada y Graça (en prensa), se observó que las tasas de descomposición de este mismo género de planta en el bosque húmedo tropical fueron bajas, posiblemente al cambio en la acidez y el pH bajo del agua, inhibieron el crecimiento de hifomicetes.

Por otra parte se pudo observar que comparando las dos microcuencas hubo mayor descomposición en la microcuenca del río Zhurucay que en la del Quinuas esto se podría deber a los efectos físicos del caudal y la temperatura del agua, factores ambientales y geográficos del sitio que fueron significativamente diferentes entre ambos tipos de ríos, pudieron haber ocasionado un efecto descomponedor de por sí (Boyero, Pearson y Camacho 2006).

La comunidad de macroinvertebrados se vio afectada por uso de suelo el mismo que cumple un papel importante dentro de la degradación de la materia orgánica, pero por otro lado hubo mayor descomposición de hojarasca en los pastos, esto es diferente a lo que establece la literatura ya que dice que La diversidad de macroinvertebrados y la tasa de descomposición disminuye con mayor porcentaje de tierras no boscosas entre

cuencas; especialmente las empleadas en la actividad agrícola y / o construcción de viviendas dentro de los corredores ribereños es la variable de la cubierta vegetal con la mayor influencia en la descomposición de la hojarasca, muy probablemente debido al aumento de las tasas de sedimentación y la reducción de la diversidad de especies de los insumos de las hojas a los arroyos (Sponseller 2000).

3.6 Comunidad de macroinvertebrados en bolsas de descomposición.

En este estudio los macroinvertebrados acuáticos encontrados en las mallas gruesas de hojarasca en la microcuenca del Quinuas, sugieren asociaciones interesantes. Por ejemplo, si bien la descomposición fue más rápida en pasto que en pajonal y bosque, se debió a que tanto la Abundancia total, como la riqueza total de taxones, fueron mayores en el primero. Sin embargo, la diversidad (índice Shannon-Wiener), fue mayor en ríos en bosques y pajonales. Por lo tanto, si bien existió una mayor abundancia y riqueza de macroinvertebrados en pasto, los ríos de bosque y pajonal poseen menos especies dominantes. Esto es sumamente interesante, ya que este menor número de taxones en los ríos de pastos, están procesando el material orgánico más rápidamente que aquellos invertebrados más abundantes de ríos de pajonal y bosque. Además, si analizamos la dinámica temporal de la composición de la fauna, estas diferencias se pueden deber a que la descomposición al ser más rápida en pasto que en pajonal y bosque, en la tercera fecha de recolección es de esperar que decaiga la comunidad en los primeros días y también en las últimas fechas. Posiblemente, si se hubiera dejado más tiempo a las mallas de ríos de bosque y pajonal, se habría observado el mismo patrón de la comunidad que en ríos de pasto. Asimismo, estas últimas comunidades pudieron haber sido más diversas, pero al ser su descomposición más rápida, algunos organismos se habrían perdido de ser encontrados en las mallas, en especial en las últimas fechas, donde hay un intervalo mayor de tiempo entre recolecciones.

Sin embargo en la microcuenca del Zhurucay las bolsas de pajonal fueron las que se descompusieron más rápido seguidas de pajonal y bosque por lo tanto se podría decir que la comunidad de macroinvertebrados no tienen una mayor abundancia total ni una riqueza en taxones pero puede tener especies dominantes que pudieron hacer que la

velocidad de descomposición fuera mayor en esta microcuenca y en este uso de suelo específicamente.

La colonización temporal de los macroinvertebrados a los parques de comida y la dinámica de desaparición de la materia orgánica (Ríos-Touma 2009). Concuerta con este estudio donde al principio, cuando las hojas estaban poco condicionadas, y no habían desprendido sus compuestos secundarios (lixiviación) (fecha 1, 2), la abundancia se mantenía baja; mientras que, a medida que la descomposición aumentaba, la colonización se comportaba de la misma forma. Esto permite concluir, que este proceso de lixiviación es muy importante en los trópicos, ya que sus hojas son más recalcitrantes, a diferencia de las de zonas templadas (Graça y Cressa 2010) y por ende, una vez que liberan estos compuestos, son colonizadas por diferentes macroinvertebrados (Ribas, Tanaka y De Souza 2006).

Por otra parte si tomamos en cuenta solo a los Grupos funcionales de alimentación pudimos observar que en este tiempo de muerto los más importantes son los filtradores y esto podría estar influenciado por cambios bruscos en el caudal (Rounick y Winterbourn, 1983). Las bajas fluctuaciones de caudal generan de la retención y por ende la disminución de trituradores, promoviendo que la fragmentación se de en su mayoría por procesos físicos, lo que no concuerda con (Encalada et al, 2010; Potón, 2012; Chara et al, 2017) donde encontraron una alta presencia de trituradores, hay que recalcar que la dominancia de ciertas especies de trituradores como: (*Oligochaeta* sp1) y (*Chironomiidae*) estuvieron presentes en todas las bolsas de Pajonal, Pasto y Bosque, pero por ello no se puede decir que tenían una relación directa con la descomposición. También concuerda con que los trituradores son menos abundantes y menos diversos en los trópicos, al menos para ríos de alto orden (Neiff y Neiff 1990), y que posiblemente existe una flexibilidad mucho mayor en cuanto a la alimentación por parte de los macroinvertebrados bentónicos (Covich 1988; Tomanova, Goitia y Helešic 2006; Camacho *et al.* 2009).

Varios autores, han observado que los paquetes de hojarasca funcionan como pequeños ecosistemas, en ríos con condiciones tan dinámicas, como en los páramos. Muchos de los organismos que colonizan estos paquetes pertenecen al grupo funcional de los filtradores, como es el caso de los Chironomidae Ortocladiinae (Mathuriau y Chauvet 2002), aunque existen ciertas especies de Chironomidae que tienen el potencial de ahuecar las hojas y contribuir a su descomposición (Callisto, Gonçalves Jr. y Graça 2007).

Estos organismos utilizan la hojarasca como hábitat para esconderse de los depredadores, y para obtener más fácilmente su alimento (al ser oportunistas), ya que al alimentarse de FPOM, esperan que los trituradores fragmenten la hojarasca, y así puedan obtener su alimento (Mathuriau y Chauvet 2002). Además, en términos de biomasa, son generalmente organismos mucho más pequeños, por lo que se los puede encontrar en abundancias relativas mucho más grandes en las mallas, a diferencia de las zonas templadas (Wantzen y Wagner 2006).

Además, es importante reiterar que los organismos clasificados como trituradores en el Experimento en términos de biomasa, son mucho más grandes que otros organismos como los Chironomidae que se alimenten de FPOM, por lo que su abundancia es normalmente menor en estos microecosistemas (Wantzen y Wagner 2006).

CONCLUSIONES

- La descomposición de hojarasca en la microcuenca del quinuas fue más rápida en pasto llegando a descomponerse el 20% del peso seco, fue significativamente mayor en ríos con vegetación en ríos de Pajonal y Bosque, sin embargo en la microcuenca de Zhurucay el pajonal presento mayor descomposición con 35% de su peso seco, a pesar de esto el valor entre sitios fue poco significativo para las bolsa de malla gruesa. En cambio para las bolsas de malla delgada en las dos microcuenca se observó que los valores de descomposición fueron altos en pasto seguidos de pajonal y bosque. donde cabe recalcar que los microorganismos (hongos) y macroinvertebrados cumplen un papel importante dentro de la degradación de hojarasca por que ayudan a acelerar los procesos de fragmentación, facilitando la disolución de compuestos químicos de las hojas y la colonización en los microhábitats.
- La dinámica de hojarasca es una parte fundamental ya que depende de todos los procesos anteriores para que se dé un proceso ecosistémicos de descomposición en los páramos de manera más efectiva. También esta dinámica se vio influenciada por factores como la temperatura, precipitación y en si del uso de suelo el mismo que aporta características importantes en este proceso.
- La entrada de materia orgánica fue evidente en los Boque de quinua por tener una cobertura vegetal bien definida y que la mayor entrada de material alóctono se hace de manera vertical, los pajonales y pastos generan menor entrada y está a su vez es influenciada por el viento y precipitación. La misma que garantiza un suministro energético para los organismos como los trituradores, quienes aprovechan de manera directa esta parte de MO, que luego ayudado por la actividad física, la MOPG se transforma en MOPF la cual es aprovechada por la mayoría de colectores y filtradores, convirtiéndose de esta manera en un parte importante la estructura trófica de los ríos por medio de la los detritos

- En cuanto a la retención de hojarasca, depende la estructura física del río (sustratos) y también del caudal el mismo que se ve alterado en época de lluvias y por ende la retención tienen a disminuir dentro del río.

RECOMENDACIONES

- Es de gran importancia realizar más estudios que combinen estos experimentos con cuantificaciones de la productividad primaria y secundaria, ya que no se conocen lo suficiente.
- Además, los constantes y rápidos cambios que las actividades humanas producen en este tipo de ríos, ejercen una presión por entender el funcionamiento de estos procesos, antes que se pierdan completamente estos ecosistemas.
- Se debe realizar estudios de estos procesos en un tiempo más amplio, como monitoreos continuos en los ríos de altamontaña acompañados de estudios de preferencias alimenticias de macroinvertebrados y estudiar más afondo la actividad microbiana en la descomposición de los páramos.

BIBLIOGRAFÍA

- Abelho M. 2001. From litterfall to breakdown in streams: a review. *The scientific world Journal*, 1, 656–680.
- Acosta, R., Ríos, B., María, R., y 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.
- Adams JC. 1998. The Role of Leaf Litter and Small Wood in the Retention of Fine Particles during Storms in an Appalachian Headwater Stream [tesis de maestría]. Polytechnic Institute and State University. Virginia-USA.
- Allan JD. 1995. *Stream Ecology, Estructure and Funtion of Running Waters*. Editorial Chatman y Hall.
- Arenas, H. 1988. Producción y descomposición de hojarasca en un bosque nativo y un bosque de Eucaliptus en la región de Monserrate. Tesis de Grado. Biología. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.
- Argollo, J. 2006. Aspectos geológicos, pp. 1410. En: M. Moraes, B. Øllgaard, L. P. Kivst, F. Borchsenius, & H. Balslev (eds.). *Botánica Económica de los Andes Centrales*. Universidad Nacional Mayor de San Andrés, La Paz, Bolivia.
- Bärlocher, F. M 1983. Seasonal variation of standing crop and digestibility of CPOM in a Swiss Jura stream. *Ecology* 64:1266–1272.
- Bärlocher, F. M, Gessner. M, Graca. 2005. "Methods to study litter decomposition, a practical guide" Capítulo 34. Springer. Dordrecht, Holanda.
- Bärlocher, F. M, Gessner. M, Graca. 2005. "Methods to study litter decomposition, a practical guide" Capítulo 6. Springer. Dordrecht, Holanda.
- Bärlocher, F. M, Gessner. M, Graca. 2005. "Methods to study litter decomposition, a practical guide" Capítulo 8. Springer. Dordrecht, Holanda.
- Bärlocher, F. And M. Graça. 2002. "Exotic riparian vegetation lowers fungal diversity but not leaf decomposition in Portuguese streams". *Freshwater Biology*, 47: 1123-1135.
- Boyero, L., R. G. Pearson, D. Dudgeon, M. A. S. Graça, M. O. Gessner, R. J. Albariño, V. Ferreira, C. M. Yule, A. J. Boulton, M. Arunachalam, M. Callisto, E. Chauvet, A. Ramírez, J. Chará, M. S. Moretti, J. F. Gonçalves, J. E. Helson, A. M. Chará-Serna, A.C.

- Encalada, J. N. Davies, S. Lamothe, A. Cornejo, A. O. Y. Li, L. M. Buria, V. D.Villanueva, M. C. Zúñiga y C. M. Pringle .2011. "Global Distribution of a Key Trophic Guild Contrasts with Common Latitudinal Diversity Patterns." *Ecology* 92(9):1839-1848.
- Crispin V, HOUSE R, ROBERTS D. 1993. Changes in Instream Habitat, Large Woody Debris, and Salmon Habitat After the Restructuring of a Coastal Oregon Stream. *N Am J Fish Manag.*; 13:96-102.
 - Cummins KW, Wilzbach MA, Gates DM, Perry JB, Taliaferro WB. Shredders and Riparian Vegetation. 1989. *Bio-Science.*; 39:24-30.
 - Encalada, A. C., C. M. Canhoto, J. Calles y M. A. S. Graça (en prensa). "Ecological Processes in Montane Tropical Streams: Litter Dynamics, Decomposition and Associated Decomposers." *Sometido a JNABS*.
 - Encalada, A. C., J. Calles, V. Ferreira, C. M. Canhoto y M. A. S. Graça .2010. "Riparian Land Use and the Relationship between the Benthos and Litter Decomposition in Tropical Montane Streams." *Freshwater Biology* 55 (8): 1719-1733.
 - Encalada, A. C., M. Rieradevall, B. Ríos-Touma, N. García y N. Prat .2011. Protocolo Simplificado y Guía de Evaluación de la Calidad Ecológica de Ríos Andinos (CERAS). Quito, USFQ, UB, AECID, FONAG.
 - Ferreira, V., A. C. Encalada y M. A. S. Graça (en prensa). "Effects of Litter Diversity on Decomposition and Biological Colonization of Submerged Litter in Temperate and Tropical Streams." *Sometido a Freshwater Science*.
 - Graça, M.A.S., (2001). The role invertebrate on leaf litter decomposition in stream –a review. *International Review of Hydrobiology*, 86, págs 383-393.
 - Graça, M.A.S., Barlocher F. & Gessner M.O. (2005). *Methods to Study Litter Decomposition a Practical Guide*. Springer, Dordrecht.
 - Gulis, V., V. Ferreira y M. A. S. Graça (2006). "Stimulation of Leaf Litter Decomposition and Associated Fungi and Invertebrates by Moderate Eutrophication: Implications for Stream Assessment." *Freshwater Biology* 51(9): 1655-1669.
 - Hilderbrand RH, Lemly AD, Dolloff CA, Harpster KL. 1997. Effects of Large Woody Debris Placement on Stream Channels and Benthic Macroinvertebrates. *Can J Fish Aquat Sci.*; 54:931-939.

- Horvat TG. Retention of Particulate Matter by Macrophytes in a First-Order Stream. *Aquat Bot.* 2003; 78:27-36.
- Jacobsen, D. 2008b. Tropical High4Altitude Streams, pp: 2194256. En Dudgeon, D. (ed.), *Tropical Stream Ecology*. San Diego: Academic Press. 219pp.
- Larned, S.T. 2000. Dynamics of coarse riparian detritus in a hawaiian stream ecosystem: a comparison of drought and post-drought conditions. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 19(2):215–234.
- León, M.R. & R.A. QUIROGA. 1982. Producción de materia orgánica en dos bosques circundantes a la Sabana de Bogotá. Tesis de Grado. Biología. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.
- Marrs, R.J., J. Proctor A. Heaney & M.D. Mountford. 1988. Changes in soil nitrogen - mineralization and nitrification along an altitudinal transect in tropical rainforest in Costa Rica. *Journal of Ecology* 76:466-482.
- Merecí J. Suquí A. 2014. Efecto de la deforestación sobre las propiedades físico-químicas de los suelos de la microcuenca del río Zhurucay. Tesis de Ingeniería Agrónoma. Universidad Estatal de Cuenca.
- Mena P. Hofstede R. 2006. Los páramos de Ecuador. *EcoCiencia*. Quito. Ecuador. 91-109
- Mcclain, M.E., J.E. Richey & R.L. Victoria. 1996. Andean contributions to the biogeochemistry of the Amazon River system. *Bulletin de l'Institut Fracais d'Etudes Andines*. 24:425-437.
- Pinos, J. 2015. “Biomasa foliar, desfronde y descomposición de la hojarasca en los rodales de *polylepis reticulata* del parque nacional cajas” (Tesis de pregrado). Universidad de Cuenca, Cuenca.
- Potón, J. 2012. El rol de los macroinvertebrados acuáticos en la descomposición de hojarasca en ríos altoandinos. Universidad San Francisco de Quito. Quito.
- Richardson JS. 1991. Seasonal Food Limitation of Detritivores in a Montane Stream: An Experimental Test. *Ecology*.; 72: 873- 887.
- Ríos B. P. 2004. Las comunidades de macroinvertebrados bentónicos de dos cuencas altoandinas del Ecuador. Trabajo de Investigación del programa de Doctorado y

Diplomado en Estudios Avanzados en Ecología. Universitat de Barcelona. España. 51pp.

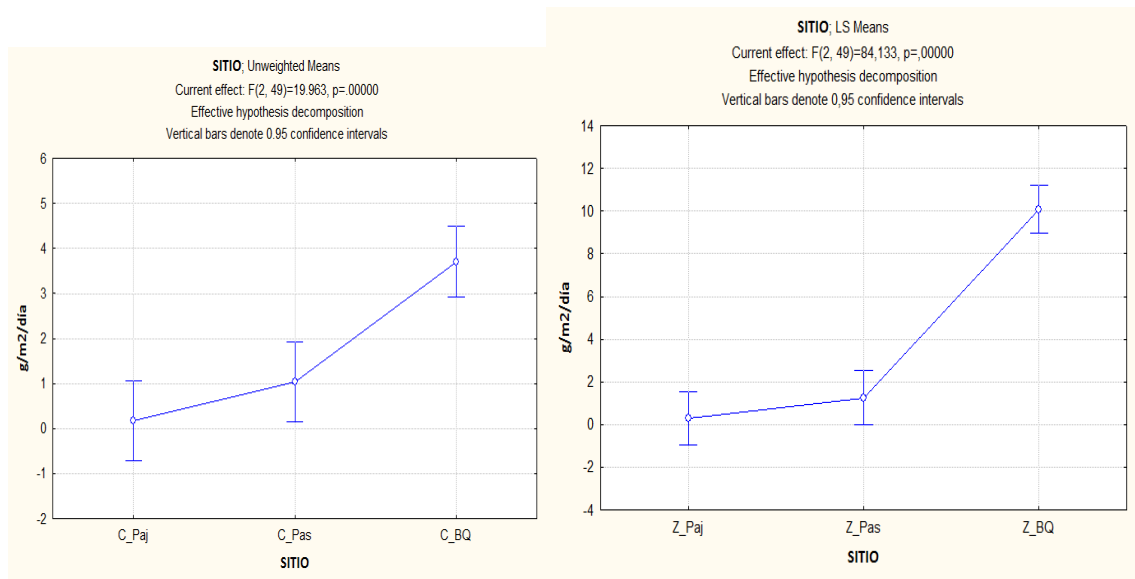
- Ríos, B. 2008. Comunidades de macroinvertebrados en un río altoandino: importancia del microhábitat, dinámica de la deriva, papel de la materia orgánica y relevancia de la ovoposición. Tesis de Doctorado. Universitat de Barcelona. 184 pp.
- Salgado, S., Cuesta, F., Baez, S., Santiana, J., Guevara, J., Josse, C. 2012. Págs. 48-64 en Ministerio del Ambiente del Ecuador 2012. Sistema de Clasificación de los ecosistemas del Ecuador Continental. Ministerio de Ambiente del Ecuador. Quito.
- Sierra, R. (Ed.).1999. Propuesta preliminar de un sistema de clasificación de vegetación para el Ecuador continental. Proyecto INEFAN/GEF-BIRF y EcoCiencia. Quito, Ecuador.
- Tanner, E.V. 1980. Studies on the biomass and productivity in a series of montane rain forests in Jamaica. *Journal of Ecology* 68:573-588.
- Tanner, E.V.J., P.M. Vitousek & E. Cuevas. 1998. Experimental investigation of nutrient limitation of forest growth on wet tropical mountains. *Ecology* 79 (1):10.
- Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR, Cushing CE. The River Continuum Concept. *Can J Fish Aquat Sci.*1980; 37:130-137.
- Vargas, J.P. 2003. Análisis de un bosque Altoandinos con énfasis en la precipitación del mantillo: Quebrada La Vieja, Bogotá Colombia. Tesis en Biología. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.
- Webster JR, Benfield EF, Golladay SW, Hill BH, Hornick LE, Kazmierczak RF, Perry WE. Experimental Studies of Physical Factors Affecting Seston Transport in Streams. *Limnol Ocean.* 1987; 32:848±863.
- Wallace JB, Webster JR, Meyer JL. Influence of Log Additions on Physical and Biotic Characteristics of a Mountain Stream. *Can J Fish Aquat Sci.* 1995; 52:2120-2137.
- ETAPA EP – Parque Nacional El Cajas: Consulta en línea, 19 de Julio del 2016. <http://www.etapa.net.ec/Parque-Nacional-Cajas/Biofisico-cultural/Ecologia-Vegetal>

ANEXOS

Anexo 1. Correlación de Pearson para la microcuenca del río Quinuas y Río Zhurucay del transporte de hojarasca con el caudal.

	Cajas	Zhurucay
Correlación de Pearson	0.953	-0.690
A las Determinación de R2	0.99	0.476

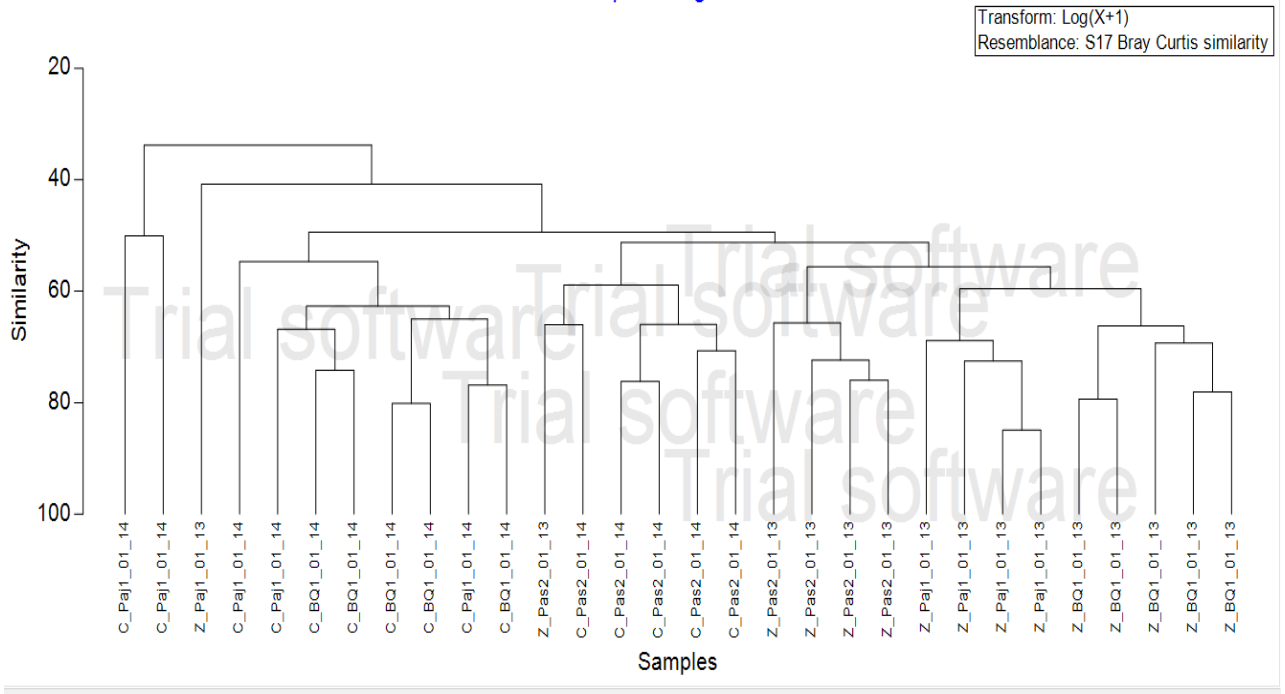
Anexo 2. Representación gráfica de la entrada de hojarasca en las dos microcuencas.



Anexo 3. Cluster de la agrupación según el uso de suelo en las dos microcuencas.

CLUSTER DE AGRUPACION DE LAS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS POR USO DE SUELO

Group average



Anexo 4. Comparación del análisis de similitud de las comunidades (ANOSIM) entre los sitios (pajonal, pasto bosque) en las microcuencas Quinuas y Zhurucay.

ANOSIM		
Comparacion uso de suelo	Estadistico R	Nivel de significancia
Paj1, BQ1	0,324	0,1
Paj1, Pas2	0,672	0,1
BQ1, Pas2	0,6	0,1
Global	0,522	0,1
Diferencias de sitios para todos los usos de suelo		
Global	0,943	0,1

Anexo 5. Resultados del análisis Simper en cada uso de suelo para las dos microcuencas.
 SIMPER: Disimilitud entre paj y pas Disimilitud promedio=55,67%)

<i>Especies</i>	Abundancia promedio Paj	Abundancia promedio Pas	Disimilitud promedio	Disimilitud/DE	Contribución%
<i>Allaudomyia</i>	0,00	5,10	7,51	3,78	13,50
<i>Hyaella</i>	3,10	1,83	4,02	1,35	7,21
<i>Lymnaeidae</i>	0,57	3,21	3,90	1,50	7,01
<i>Hydracarina</i>	2,81	2,30	3,81	1,05	6,84
<i>Tabanus</i>	2,24	1,51	3,41	1,02	6,12
<i>Hydra</i>	0,00	2,43	3,30	1,15	5,93
<i>Sphaeriidae</i>	0,00	2,31	3,21	1,15	5,76
<i>Phylloicus</i>	2,43	0,00	3,13	1,11	5,62
<i>Austrolimnius</i>	1,69	1,91	2,96	1,03	5,32
<i>Chironominae</i>	5,79	7,73	2,87	1,88	5,15
<i>Helicopsyche</i>	6,65	6,29	2,39	1,48	4,28
<i>Gordioidea</i>	1,48	0,00	2,02	0,72	3,64
<i>Pericoma</i>	0,00	1,40	1,74	0,77	3,13
<i>Ostracoda</i>	0,00	1,13	1,39	0,79	2,49
<i>Psephenops</i>	0,57	0,00	1,06	0,47	1,91
<i>Xiphocentronidae</i>	0,70	0,00	0,99	0,48	1,78
<i>Collembola</i>	0,00	0,78	0,95	0,48	1,70
<i>Hexacylloepus</i>	0,57	0,00	0,95	0,47	1,70
<i>Austrelmis</i>	0,88	0,00	0,91	0,48	1,64

SIMPER: Disimilitud entre Paj y Bq Disimilitud promedio=45,81%)

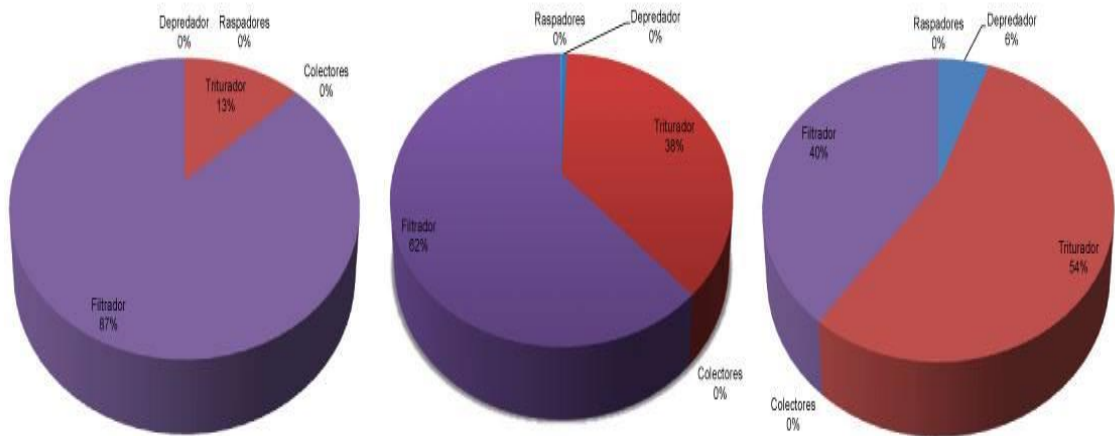
<i>Especies</i>	Abundancia promedio Paj	Abundancia promedio Bq	Disimilitud promedio	Disimilitud/DE	Contribución%
<i>Hyaella</i>	3,10	5,74	5,01	1,24	10,93
<i>Austrelmis</i>	0,88	3,40	4,40	1,44	9,60
<i>Gordioidea</i>	1,48	3,85	4,18	1,36	9,12
<i>Hydracarina</i>	2,81	4,92	3,97	1,14	8,67
<i>Austrolimnius</i>	1,69	3,28	3,48	1,31	7,60
<i>Phylloicus</i>	2,43	2,53	3,19	1,22	6,96
<i>Tabanus</i>	2,24	1,11	3,11	0,92	6,79
<i>Heterelmis</i>	0,00	2,15	2,67	0,78	5,83
<i>Sphaeriidae</i>	0,00	1,83	2,21	1,15	4,83
<i>Helicopsyche</i>	6,65	6,16	1,95	1,66	4,25
<i>Chironominae</i>	5,79	6,75	1,86	1,20	4,07
<i>Ochrotrichia</i>	0,00	1,48	1,84	0,78	4,01
<i>Xiphocentronidae</i>	0,70	0,57	1,31	0,66	2,87
<i>Ostracoda</i>	0,00	0,57	1,04	0,48	2,27

<i>Psephenops</i>	0,57	0,00	0,95	0,48	2,07
<i>Hydra</i>	0,00	0,78	0,94	0,48	2,06

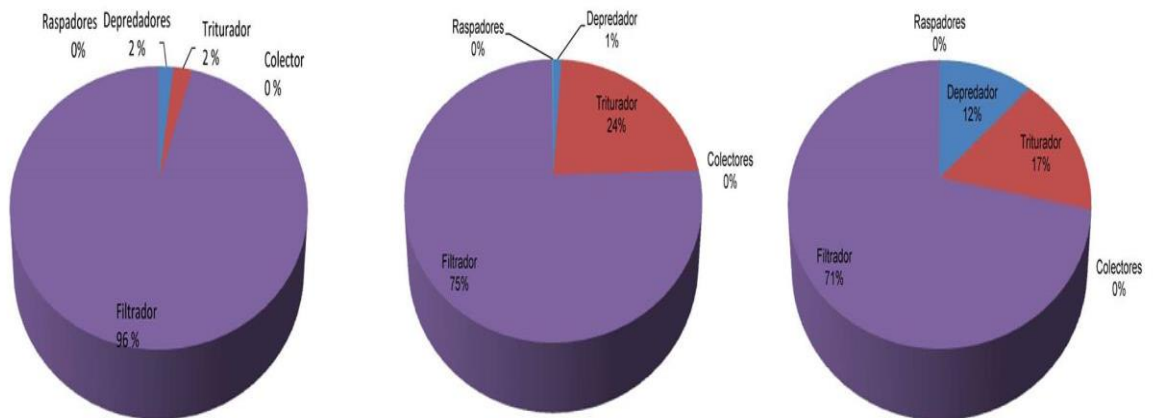
SIMPER: Disimilitud entre Pas y Bq Disimilitud promedio= 53,33%)

<i>Especies</i>	Abundancia promedio Paj	Abundancia promedio Bq	Disimilitud promedio	Disimilitud/DE	Contribución%
<i>Allaudomyia</i>	5,10	0,00	6,06	4,31	11,37
<i>Hyalella</i>	1,83	5,74	4,44	2,22	8,32
<i>Gordioidea</i>	0,00	3,85	4,35	1,58	8,17
<i>Austrelmis</i>	0,00	3,40	4,10	1,54	7,69
<i>Hydracarina</i>	2,30	4,92	3,75	1,18	7,04
<i>Lymnaeidae</i>	3,21	0,00	3,53	1,71	6,62
<i>Austrolimnius</i>	1,91	3,28	2,76	1,18	5,17
<i>Phylloicus</i>	0,00	2,53	2,71	1,14	5,08
<i>Hydra</i>	2,43	0,78	2,70	1,16	5,06
<i>Heterelmis</i>	0,57	2,15	2,53	0,89	4,74
<i>Sphaeriidae</i>	2,31	1,83	2,35	1,13	4,41
<i>Tabanus</i>	1,51	1,11	2,15	0,87	4,03
<i>Chironominae</i>	7,73	6,75	1,90	1,11	3,56
<i>Pericoma</i>	1,40	0,57	1,66	0,88	3,10
<i>Ochrotrichia</i>	0,00	1,48	1,64	0,78	3,07
<i>Ostracoda</i>	1,13	0,57	1,48	0,79	2,78

Anexo 6. PIE de grupos funcionales en cada uso de suelo en la microcuenca del Quinuas.



Anexo 7. PIE de grupos funcionales en cada uso de suelo en la microcuenca de Zhurucay.



Anexo 8. Tabla de abundancia de la comunidad de Macroinvertebrados en cada sitio de muestreo en las dos microcuencas.

Estación	Hydr		Aust			Hex		Mior			Pno				Lim					Pn		Baet			Ea		Eou		Lilos		Ano		Heli		Neo		Ochr		Atan		Lept		Xiph		Sph					
	acari	Hyal	relmi	mniu	relmi	oep	anch	relmi	oep	heno	hytar	pho	emb	udo	Chiron	plast	ato	Pedi	ae	onid	Peri	Sim	Giga	Tab	cc	And	Baet	Ea	Eou	siph	Hydr	diod	och	aco	opsy	oicu	sych	sych	Metri	Metri	otric	Oxye	atoli	psyc		idae	ntro	Dugesia	dae	
Z_Pai_01_13	192	80	0	80	0	0	16	0	0	0	0	0	16	48	576	0	0	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	32	32	0	0	0	32	0	128	0	272	0	224	48	160	0	0	0	0	0	1824	0		
Z_Pai_01_14	32	16	0	0	0	0	48	0	0	0	0	0	0	0	144	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	48	0	0	0	0	0	160	0	176	16	1872	16	0	0	16	0	0	0	0	288	0		
Z_Pai_01_15	160	80	0	32	0	0	0	0	0	0	0	0	0	32	608	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	32	0	0	0	96	0	128	0	128	0	256	0	80	0	0	0	0	0	1712	0		
Z_Pai_01_16	208	128	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16	16	2448	64	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	176	16	0	0	0	16	0	0	0	0	480	0	48	0	0	0	16	0	10688	0		
Z_Pai_01_17	32	80	0	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	704	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16	16	0	0	0	16	16	32	0	0	0	16	0	48	0	0	0	0	0	368	0		
Z_BQ_01_13	192	368	0	528	160	0	0	0	0	0	0	0	80	1136	32	0	0	0	512	0	0	0	0	0	0	0	0	32	48	0	0	0	608	0	32	0	0	0	0	0	0	16	0	96	1008	16				
Z_BQ_01_14	64	80	0	160	0	0	0	0	0	0	0	0	0	672	16	0	16	0	32	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	48	0	96	0	0	0	48	0	0	0	0	0	0	0	672	0			
Z_BQ_01_15	16	176	0	144	16	0	0	0	0	0	0	0	0	704	0	0	0	16	0	0	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16	176	0	16	0	0	48	0	0	0	16	0	0	0	0	240	0			
Z_BQ_01_16	80	96	0	336	80	0	0	0	0	0	0	0	16	656	48	0	0	0	368	0	0	0	0	0	0	0	0	16	0	0	0	208	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	272	0			
Z_BQ_01_17	96	144	32	80	128	0	0	0	0	0	0	0	16	3072	176	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	496	0	144	0	0	16	208	0	0	0	32	0	16	1808	0				
Z_Pas_01_13	64	48	0	144	0	0	0	0	0	0	0	0	48	1776	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16	0	0	1744	0	0	0	32	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3792	0		
Z_Pas_01_14	0	304	0	976	48	0	0	0	0	0	0	16	112	10432	32	16	0	0	16	0	16	0	16	32	0	0	0	0	0	0	0	4400	0	0	0	464	32	256	0	0	0	0	0	0	0	0	3344	16		
Z_Pas_01_15	0	160	0	368	432	0	0	0	0	0	16	0	48	9184	80	0	0	0	0	0	0	0	0	16	48	0	0	48	0	0	80	0	48	0	48	0	160	48	32	0	0	0	0	0	0	0	800	0		
Z_Pas_01_16	16	928	0	2464	464	0	0	32	0	16	0	16	48	16	11456	224	16	0	0	32	16	0	0	96	144	0	0	48	0	0	0	160	0	16	0	208	128	64	0	0	0	0	0	0	0	0	4560	96		
Z_Pas_01_17	0	48	0	176	48	0	0	0	32	0	0	0	32	0	3728	64	0	0	0	0	0	0	0	0	48	0	0	0	0	0	0	1424	0	0	0	48	0	64	0	0	0	0	0	0	0	0	240	0		
C_Pai_01_14	0	0	0	0	0	16	0	0	0	0	0	0	0	400	0	0	0	48	0	0	0	0	0	0	0	0	0	48	0	0	0	384	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
C_Pai_01_15	0	0	0	48	0	0	0	0	16	0	0	0	0	272	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	64	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
C_Pai_01_16	32	912	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	272	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16	0	0	0	0	0	16	1616	0	0	0	0	0	0	0	0	0	32	0	0	0	0	0	96	0		
C_Pai_01_17	80	352	80	96	0	0	0	0	0	0	0	0	0	656	0	0	0	1472	0	0	64	0	0	0	0	0	0	32	0	0	0	336	3888	0	0	0	0	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	336	0
C_Pai_01_18	464	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	192	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	32	1744	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	240	0
C_Pas_01_14	176	0	0	16	0	0	0	0	0	0	0	0	1152	5152	0	0	112	0	0	0	0	0	32	0	112	0	0	16	0	0	1760	0	0	0	0	0	0	16	0	0	0	0	144	3536	0					
C_Pas_01_15	32	0	0	48	16	0	0	0	0	0	0	48	160	3296	64	0	0	16	0	0	0	0	0	64	0	0	0	16	0	0	3184	0	0	0	0	0	0	0	0	0	48	0	16	112	0					
C_Pas_01_16	0	32	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	48	256	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	320	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1056	0		
C_Pas_01_17	0	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	160	3744	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16	0	16	0	0	0	0	176	0	0	0	0	0	0	0	0	0	32	0	32	1568	0					
C_Pas_01_18	16	16	0	16	0	0	0	0	0	0	0	0	80	3664	16	0	0	0	0	32	0	0	0	256	16	96	0	0	0	0	144	0	0	0	0	0	0	0	0	0	64	16	16	1200	0					
C_BQ_01_14	384	992	32	32	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4144	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	288	0	0	0	224	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	208	0		
C_BQ_01_15	144	448	0	80	416	0	0	0	0	0	0	0	0	576	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	48	128	0	0	48	336	0	0	0	48	0	0	0	0	32	0	0	0	128	0				
C_BQ_01_16	160	32	16	16	112	0	0	0	0	0	0	0	0	3648	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16	0	0	32	1072	0	0	0	32	0	0	0	0	0	0	16	0	0	64	0			
C_BQ_01_17	64	160	32	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	160	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16	0	0	336	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	144	0			
C_BQ_01_18	80	1232	1312	288	0	0	0	0	0	0	0	0	0	320	0	0	0	256	0	0	0	0	0	0	0	0	0	352	0	0	192	848	0	0	0	0	0	0	16	0	16	0	0	0	32	16				