

COLONIZACIÓN DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS DURANTE LA
DESCOMPOSICIÓN DE HOJARASCA EN TRAMOS DE LA CUENCA ALTA DEL
RIO PASTO

ANAMARIA PINZA FIGUEROA

UNIVERSIDAD DE NARIÑO
FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
SAN JUAN DE PASTO

2018

COLONIZACIÓN DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS DURANTE LA
DESCOMPOSICIÓN DE HOJARASCA EN TRAMOS DE LA CUENCA ALTA DEL RIO
PASTO

PRESENTADO POR:
ANAMARIA PINZA FIGUEROA

Asesor:
GUILLERMO CASTILLO BELALCÁZAR
Especialista en Ecología

Co-asesor:
DIEGO ESTEBAN MARTINEZ REVELO
Maestría en Entomología (c)

Trabajo de grado presentado como requisito parcial para optar al título de Biólogo
Modalidad Trabajo de investigación

UNIVERSIDAD DE NARIÑO
FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA
SAN JUAN DE PASTO

2018

NOTA DE RESPONSABILIDAD

“Las ideas y conclusiones aportadas en este trabajo de grado, son responsabilidades exclusivas de los autores”

Artículo primero del acuerdo No. 324 de octubre 11 de 1966, emanado por el Honorable Consejo Directivo de la Universidad de Nariño.

NOTA DE ACEPTACIÓN

Director
Guillermo Castillo Belalcázar

Co-director
Diego Esteban Martínez Revelo

Lucimar Gomes Días, PhD

Jurado
María Isabel Castro, PhD

San Juan de Pasto, 15 de mayo de 2018

DEDICATORIA

A mi madre Ana Carlina, por haberme apoyado en todo momento sobre todo en aquellos momentos difíciles en donde no encontraba salida, por sus consejos, sus valores, su comprensión, por creer en mí y por la motivación constante que me ha permitido ser una persona de bien, pero más que nada por su amor.

A mi padre Luis Eduardo por sus ejemplos de perseverancia y constancia con los cuales he forjado mi carácter y mi coraje para conseguir mis objetivos, pero sobre todo por sus sacrificios dándome siempre prioridad para que yo cumpla mis sueños.

Anamaría Pinza Figueroa

RESUMEN

La hojarasca es la mayor fuente de energía en las corrientes de cabecera y cumple diferentes funciones ecológicas, tales como: el mantenimiento de la calidad de agua, generación de nutrientes, control de temperatura, sombreado del cauce, y la generación de hábitats. La descomposición y colonización de este recurso en corrientes hídricas ha sido documentado en trampas de descomposición con una sola especie vegetal, sin embargo, en ecosistemas tropicales de montaña raramente la hojarasca está compuesta de una sola especie. Frente a esta problemática, la presente investigación determinó la tasa de descomposición y colonización de macroinvertebrados acuáticos mediante trampas con hojarasca mixta en tramos de una corriente altoandina. Se realizaron siete muestreos en los días 8, 16, 24, 32, 47, 62 y 92 entre junio y agosto del 2016, empleando una mezcla de hojas de: *Miconia* sp, *Miconia thezans*, *Freziera reticulata* y *Brunellia bullata*.

Las tasas de descomposición encontradas en promedio fueron de $0,01632 \text{ k}^{-1}$. Los valores más altos se registraron en el primer muestreo ($0,0455 \text{ k d}^{-1} \pm 0,0135\text{SD}$) y los más bajos en el día de retirada 24 ($0,0087 \text{ k d}^{-1} \pm 0,0037 \text{ DS}$). Se colectaron un total de 1171 individuos de macroinvertebrados distribuidos en siete órdenes, 20 familias y 21 géneros. Las familias más abundantes fueron Calamoceratidae (*Phylloicus*), Anomalopsychidae (*Contulma*) y Perlidae (*Anacroneuria*). La riqueza tendió a aumentar durante el tiempo pero se presentaron dos picos en los días 24 (15 taxa) y 62 (taxa). El menor número de taxa se registró en el primero evento (día 8) con 8 taxa. El aporte total de biomasa calculado mediante regresiones lineales fue de 9,72 gr, *Phylloicus* y *Tipula* presentaron los mayores aportes con 3,640gr y 2,764gr. El coeficiente de correlación de Spearman arrojó una correlación significativa negativa (81.9%) entre la riqueza y

la tasa de descomposición (p- value: 0.024). Los grupos funcionales de alimentación en orden de importancia según su abundancia fueron: fragmentadores, recolectores, raspadores y depredadores. Los fragmentadores aportaron un total de 6.5448 gr, seguido por raspadores y depredadores con 2.576 gr y 1.0715 gr, respectivamente. Recolectores y filtradores aportaron 0.7209 gr y 0.1841 gr cada uno.

Palabras clave: Tasa de descomposición, macroinvertebrados acuáticos, trampas de hojarasca mixtas y colonización.

ABSTRACT

Leaf litter is the major source of energy in headwaters, the decomposition and colonization of this resource in water currents has been documented in decomposition traps with a single species, however in tropical mountain ecosystems only one plant species. Faced with this problem, the current research determined the rate of decomposition and colonization of aquatic macroinvertebrates with traps with mixed litter in the sections of a continuous stream. A test of seven was made on days 8, 16, 24, 32, 47, 62 and 92 between June and August 2016, using a mixture of leaves of: *Miconia* sp, *Miconia thezans*, *Freziera reticulata* and *Brunellia bullata*.

The decomposition rates found on average were 0.01632 k⁻¹, the highest values were recorded on the first sampling (0.0455 k d⁻¹ ± 0.0135SD) and the lowest on the day of withdrawal 24 (0.0087 k d⁻¹ ± 0.0037 DS). A total of 1171 individuals of macroinvertebrates distributed in seven orders, 20 families and 21 genera were collected, the most abundant families were Calamoceratidae (*Phylloicus*), Anomalopsychidae (*Contulma*) and Perlidae (*Anacroneuria*). The richness tended to increase during the time but two peaks appeared on days 24 (15 taxa) and 62 (taxa), the lowest number of taxa was registered in the first event with 8 taxa. The total contribution of biomass was 9.72 gr, Calamoceratide (*Phylloicus*) and Tupulidae (*Tipula*) that presented the highest contributions with 3,640gr and 2,764gr. The Spearman correlation coefficient showed a significant negative correlation (81.9%) between the richness and the decomposition rate (p-value: 0.024). The functional feeding groups in order of importance were shredders, collectors, scrapers and predators. The fragmenters contributed a total of 6.5448 gr, followed by scrapers and predators with 2.576 gr and 1.0715 gr respectively, collectors and filter feeders contributed 0.7209 gr and 0.1841 gr each.

Key words: Decomposition rate, aquatic macroinvertebrates, mixed litter traps and colonization.

TABLA DE CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN A LA PROBLEMÁTICA	- 20 -
2. JUSTIFICACIÓN	- 23 -
3. MARCO TEÓRICO	- 25 -
3.1. <i>Bosques ribereños y sus funciones.</i>	<i>- 25 -</i>
3.2. <i>Aporte de materia orgánica proveniente de bosque ribereño.</i>	<i>- 27 -</i>
3.2.1. <i>Procesamiento de la materia orgánica alóctona</i>	<i>- 28 -</i>
3.3. <i>Escalas espaciales en corrientes de agua dulce.</i>	<i>- 30 -</i>
3.4. <i>Ríos de cabecera y la teoría del río continuo.....</i>	<i>- 31 -</i>
3.5. <i>Colonización de macroinvertebrados acuáticos en ecosistemas lóticos.....</i>	<i>- 33 -</i>
3.5.1. <i>Utilización de los recursos por los macroinvertebrados</i>	<i>- 34 -</i>
4. ESTADO DEL ARTE	- 37 -
5. OBJETIVOS.....	- 43 -
5.1. <i>Objetivo general.....</i>	<i>- 43 -</i>
5.2. <i>Objetivos específicos</i>	<i>- 43 -</i>
6. METODOLOGÍA	- 44 -
6.1. <i>Área de estudio.....</i>	<i>- 44 -</i>
6.1.1. <i>Variables hidrológicas y fisicoquímicas</i>	<i>- 46 -</i>
6.2. <i>Determinación de las tasas de descomposición.....</i>	<i>- 47 -</i>

6.2.1. Selección de las especies vegetales para las trampas de descomposición.	47 -
6.2.2. Diseño de trampas de descomposición	49 -
6.3. Colonización de macroinvertebrados acuáticos.....	51 -
6.4 Análisis estadístico.....	52 -
6.4.1. Tasas de descomposición.....	52 -
6.4.2. Colonización de macroinvertebrados acuáticos.....	52 -
8. RESULTADOS.....	54 -
8.1 Tasas de descomposición.....	54 -
8.2. Colonización de macroinvertebrados acuáticos.....	55 -
8.2.1. Composición.....	55 -
8.2.2. Riqueza.....	57 -
8.2.3. Abundancia	58 -
8.2.4. Biomasa.....	59 -
8.2.5. Grupos funcionales de alimentación.....	61 -
9. DISCUSIÓN.....	64 -
9.1 Tasa de descomposición.....	64 -
9.2. Colonización de macroinvertebrados acuáticos.....	69 -
CONCLUSIONES.....	75 -
RECOMENDACIONES.....	76 -
REFERENCIAS.....	77 -

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Descomposición de la materia orgánica particulada gruesa cuando ingresa al río. Allan (2007).....	- 29 -
Figura 2. Organización jerárquica de una cuenca hidrográfica y sus subcuencas. Frissel et al 1986.....	- 30 -
Figura 3. El concepto del río continuo según el concepto de Vannote et al., 1980.....	- 33 -
Figura 4. Macroinvertebrados acuáticos: a) fragmentadores b) Filtradores y c) Raspadores. Allan (1995).....	- 36 -
Figura 5. Mapa del área de estudio y ubicación de los dos tramos en la microcuenca La Chorrera, vereda Aguapamba.	- 45 -
Figura 6. Trampas de hojarasca A) Vertical, B) Lateral, C) Deriva dispuestas en los dos tramos de estudio a lo largo de la microcuenca.....	- 48 -
Figura 7. Diseño de trampas de descomposición mixtas empleadas durante el muestreo en la microcuenca La Chorrera.....	- 50 -
Figura 8. Disposición de las trampas de descomposición mixtas a lo largo de los dos tramos en el área de estudio.....	- 50 -
Figura 9. Izquierda: Masa seca restante de las trampas de descomposición mixta. Derecha: Valores de tasa de descomposición de la hojarasca mixta ($K = \text{mg/día}$).....	- 55 -
Figura 10. Curva de acumulación de géneros de macroinvertebrados acuáticos asociados a trampas de descomposición en la microcuenca La Chorrera.....	- 57 -
Figura 11. Riqueza de géneros observada y estimada mediante el orden de diversidad $q=0$ de macroinvertebrados acuáticos asociados a trampas de descomposición mixtas en tramos de la microcuenca La Chorrera.....	- 58 -

Figura 12. Abundancia de macroinvertebrados acuáticos asociados a trampas de descomposición mixtas en tramos de la microcuenca La Chorrera.....	- 59 -
Figura 13. Biomasa de macroinvertebrados acuáticos asociados a trampas de descomposición mixta en tramos de la microcuenca La Chorrera.....	- 60 -
Figura 14. Correlación de las variables evaluadas: Riqueza observada (Sobs), abundancia, biomasa, pérdida (biomasa) y tasa de descomposición (k).....	- 61 -
Figura 15. Variación de riqueza de grupos funcionales de alimentación de macroinvertebrados acuáticos asociados a trampas de descomposición mixta en tramos de la microcuenca La Chorrera.	- 62 -
Figura 16. Abundancia relativa de los grupos funcionales de alimentación de macroinvertebrados acuáticos asociados a trampas de descomposición mixta en tramos de la microcuenca La Chorrera. Dpd= Depredadores, Fil= Filtradores; Frg= Fragmentadores; Rasp= Raspadores	- 63 -
Figura 17. Biomasa relativa de los grupos funcionales de alimentación de macroinvertebrados acuáticos asociados a trampas de descomposición mixta en tramos de la microcuenca La Chorrera.. Dpd= Depredadores, Fil= Filtradores; Frg= Fragmentadores; Rasp= Raspadores ..	- 63 -

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Características fisicoquímicas de la microcuenca de estudio.....	- 46 -
Tabla 2. Composición taxonómica y abundancia de macroinvertebrados acuáticos asociados a trampas de descomposición en tramos de una corriente altoandina- Pasto.	- 56 -
Tabla 3. Resumen de los resultados de algunos estudios sobre las tasas de descomposición en arroyos tropicales y templados.....	- 65 -

LISTA DE ANEXOS

Anexo 1. Lista de familias, géneros y especies reportados a lo largo de los tramos de estudio en una microcuenca altoandina. Pasto-Nariño..... - 93 -

GLOSARIO DE TÉRMINOS

Alóctono: recurso alimenticio producido fuera del sistema acuático (microcuenca), principalmente material vegetal en forma de hojas, frutos, ramas, semillas, flores, etc.

Autóctono: recurso alimenticio producido dentro del sistema acuático.

Biomasa: cantidad total de peso por organismo en la muestra.

Colonización: secuencia de eventos que conducen al establecimiento, movimiento o sucesión de individuos, poblaciones, o asociaciones, en lugares donde están presentes o ausentes temporalmente.

Comunidad: se definen como un conjunto de especies que se producen en el mismo lugar al mismo tiempo.

Depredador: grupo funcional en el que se ubican a aquellos organismos que tienen la capacidad de cazar presas vivas.

Filtrador: grupo funcional en el que se clasifican a aquellos organismos que están adaptados morfológicamente con cerdas para alimentarse de partículas suspendidas en la columna de agua.

Fragmentador: grupo de organismos que cortan o mastican trozos de todas las partes de plantas vivas o muertas, descomponiendo partículas grandes de material en trozos más pequeños que se transportan corriente abajo.

Grupos funcionales de alimentación: especies polifiléticas que contribuyen a las características generales de una comunidad basadas en una evolución convergente de caracteres comportamentales o tróficos.

Macroinvertebrados acuáticos: aquellos organismos que se pueden ver a simple vista; es decir, todos aquellos organismos que tengan tamaños superiores a 0.5 mm de longitud.

Materia orgánica disuelta: corresponde al proceso final de degradación de la materia, en el cual este ya ha sufrido un proceso de degradación y alcanza tamaños menores a $0,45 \mu$.

Materia orgánica particulada fina: son residuos o fragmentos de la degradación de la materia orgánica particulada gruesa, por lo tanto es mayor de $0,45 \mu$ pero menor a 1mm.

Materia orgánica particulada gruesa: es aquella materia autóctona que mide más de 1mm.

Raspador: grupo funcional o dietario en el que se clasifican a aquellos organismos que están adaptados para raspar sobre el sustrato, con el fin de consumir algas y perifiton.

Recolector: grupo funcional o dietario en el que se clasifican a aquellos organismos que se han adaptado para recoger desde el fondo o desde los intersticios su alimento, generalmente basan su dieta en el consumo de materia orgánica particulada fina.

Ribereña: zona que corresponde a la vegetación que se encuentra en las orillas de los cuerpos de agua.

Tasa de descomposición de hojarasca: la relación de cantidad de hojarasca que se convierte en detritos en el agua por unidad de tiempo.

Trampas de descomposición: Trampas fabricadas con hojas y colocadas en bolsas de malla plástica, que simula la acumulación de escombros naturales.

Trampas de hojarasca: técnica que permite cuantificar las entradas laterales, verticales y de derivade materia orgánica proveniente de la vegetación ribereña a una cuenca,

ABREVIACIONES

µm: micrómetros

cm: centímetros

DPD: Depredadores

FIL: Filtradores

FRG: Fragmentadores

GFA: grupos funcionales de alimentación

gr: gramos

K-1: coeficiente de descomposición

m: metros

mm: milímetros

MOD: Materia Orgánica Disuelta

MOPG: Matéria Orgánica Particulada Gruesa

MOPU: Materia Orgánica Particulada Ultrafina

MPPF: Materia Orgánica Particulada Fina

PS: peso seco

P/R: Relación de la producción primaria bruta y respiración ecosistémica (Tasa P/R)

RASP: Raspadores

REC: Recolectores

1. INTRODUCCIÓN A LA PROBLEMÁTICA

El principal aporte de energía que reciben las corrientes de cabecera proviene del material orgánico alóctono de origen vegetal que se genera en los bosques ribereños, principalmente hojas, aunque también incluye tallos, flores, frutos y madera que son incorporados a las corrientes a través de procesos físicos y biológicos (Wantzen, Yule, Mothooko, & Pringle, 2008; Webster, y otros, 1999). El ingreso de este material al río se da en forma vertical por caída directa en la corriente, lateral por efecto de la precipitación, del viento u otros agentes y por deriva de tramos aguas arriba (Rodríguez, Ospina, Guitiérrez, & Ovalle, 2007; Elosegí & Sabater, 2009). A medida que aumenta el caudal del río, la influencia de la vegetación ribereña disminuye y coincide con un aumento significativo en la producción primaria y el transporte de material orgánico por deriva (Vannote, Minshall, Cummins, Sedell, & Cushing, 1980).

La materia orgánica que aportan los bosques ribereños es incorporada por varios procesos entre los que se encuentra la lixiviación de compuestos solubles, degradación por hongos y bacterias, abrasión física y la fragmentación de las hojas realizada por macroinvertebrados acuáticos (González , 2009). Estos últimos son considerados uno de los componentes más importantes en términos de abundancia y diversidad, pues cumplen un papel ecológico destacado en la descomposición y recirculación de nutrientes, además de contribuir en la red trófica como alimento de otros invertebrados y vertebrados como peces (Cummins, Merritt, & Berg, 1996; Rubio, Meza, & Días, 2016). Estudios previos en corrientes de regiones templadas han demostrado que la estructura y composición de la comunidad de macroinvertebrados depende de la cantidad y calidad del material alóctono y cambia durante el proceso descomposición, encontrándose diferencias en

la permanencia de estos organismos y controlando en gran medida las tasas de descomposición (Benstead, 1996; Eyes, Rodríguez, & Guitiérrez, 2012; Oliveira, Gonçalves, & Alves, 2014).

La dinámica entre el bosque ribereño y el ecosistema acuático ha sido adecuadamente documentada en zonas templadas; sin embargo en arroyos tropicales de bajo orden existe escasa información cuantitativa sobre la entrada, almacenamiento y procesamiento de la materia orgánica alóctona y su relación con los macroinvertebrados encargados de incorporar el detrito (Graça & Canhoto, 2006; Touma, Encalada, & Fornells, 2009). En general, los estudios se centran en la descomposición de especies vegetales únicas que subrayan en la importancia de los factores micro y macrohábitat, actividad biótica y la calidad de los recursos (Webster & Benfield, 1986; McArthur & Barnes, 1988), que pueden no ser suficientes para comprender el flujo de energía a través del ecosistema (Hoorens, Aerts, & Stroetenga, 2003), especialmente en la región tropical donde los bosques ribereños están compuestos de muchas especies vegetales (Moretti, Gonçalves, & Callisto, 2007). En estos ambientes la acumulación de hojas rara vez está compuesta por una sola especie vegetal y hay poca información para evaluar los efectos de una mayor heterogeneidad de los recursos en los procesos de descomposición y colonización en los ambientes acuáticos (McArthur & Barnes, 1988).

La escasa información en la región tropical y particularmente en la cordillera andina hace necesario realizar estudios sobre la dinámica de descomposición de la materia orgánica alóctona y a su vez los procesos asociados de colonización por macroinvertebrados acuáticos en corrientes tropicales andinas (McArthur & Barnes, 1988; Herranz Sanz & González del Tánago, 1986). En atención a los anteriores argumentos, se planteó la siguiente pregunta de investigación. ¿Cuál es

la composición de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos durante la descomposición de hojarasca aportada por bosques ribereños en tramos de una corriente altoandina? Esta información será útil para comprender la dinámica trófica de estos ecosistemas.

2. JUSTIFICACIÓN

En la región andina cerca del 70% de los bosques se han transformado en zonas abiertas para la producción agrícola y ganadera, incluyendo los bosques ribereños que se consideran zonas altamente vulnerables a pesar de ser fundamentales en la conservación de los ecosistemas acuáticos, pues desde una perspectiva ecológica son extremadamente productivos y ricos en recursos, además de ser una pieza clave en la transferencia y control de energía al generar una dinámica permanente entre el sistema acuático y terrestre, permitiendo un flujo de energía para que las comunidades biológicas se estructuren en corrientes de bajo orden (Cummins, 1974; Vannote *et al.*, 1980; Mathuriau & Chauvet, 2002). Además suministran servicios como retención, almacenamiento de sedimentos, control de inundaciones o desbordamientos y actúan como amortiguadores (*buffers*), reteniendo y transformando el exceso de nutrientes y sustancias tóxicas como los pesticidas de terrenos agrícolas adyacentes (Osborne & Kovacic, 1993).

El aporte de hojarasca proveniente de la vegetación ribereña se considera la principal fuente de energía para las comunidades acuáticas en los ríos de montaña (Anderson & Sedell, 1979; Cummins *et al.*, 1983). Estas entradas de materia orgánica pueden llegar a ser hasta el 90% del total de la fuente energética del sistema acuático (Fisher & Likens, 1973; Benfield, Webster, Hutchens, Tank, & Tuner, 2001). Es así como el planteamiento de preguntas sobre la entrada de materia orgánica, la colonización de este recurso por macroinvertebrados y su relación con la tasas de descomposición buscan generar hipótesis sobre la importancia de la entrada de detritos alóctonos y su influencia en la estructura de la comunidad bentónica para mantener la salud de la corriente (Vannote *et al.*, 1980).

Comprender la relación entre la productividad generada por los detritos alóctonos de los bosques ribereños y la dinámica que se genera con las comunidades de macroinvertebrados, es particularmente importante para entender el flujo de energía en corrientes tropicales de montaña, que han sido escasamente estudiadas (Waide *et al.*, 1999; Vargas Parra & Varela, 2007). De esta dinámica dependen tanto la biota como los seres humanos que obtienen beneficios directos, siendo las corrientes hídricas prestadoras de servicios ecosistémicos indispensables (Little & Lara, 2010), de los cuales la información producto de la investigación aportará argumentos para la conservación de los bosque ribereños y a largo plazo la provisión de agua de mejor calidad. Además entre más se conozca de organismos como los macroinvertebrados mayor será el grado de confianza que éstos ofrezcan en la evaluación de los ecosistemas acuáticos (Figuerola, Palma, Ruiz, & Niell, 2007).

3. MARCO TEÓRICO

3.1. Bosques ribereños y sus funciones.

La palabra ribereño procede del anglicismo “riparian”, el cual a su vez proviene del Latín *riparius* que significa “de o perteneciente a la ribera del río” (Becerra, 2013), es así como la zona ribereña se refiere a las comunidades bióticas que se desarrollan en los márgenes de los ríos, quebradas, esteros y afluentes temporales o permanentes, e incluso (Arcos, 2005; Naiman & Decamps, 1997). Estas áreas han sido descritas como ecotonos, con interacciones directas que se extienden desde el exterior del borde del ecosistema acuático hasta el dosel de la vegetación ribereña y los suelos (Naiman, Henri , & Michael , 1993).

Según Becerra Rodas (2013), las funciones ecosistémicas que cumplen las zonas ribereñas pueden ser divididas en tres categorías interrelacionadas entre sí:

1. Funciones geomorfológicas: Incluyen la estabilidad de las orillas del cauce, regulación de flujo hídrico e inundaciones, así como la acumulación y transporte de sedimentos.
2. Funciones hidrológicas: Relacionadas con la hidráulica y la regulación de la descarga que tiene el cauce, facilitando la conectividad hidrológica lateral y longitudinal, manteniendo y modificando la capacidad de almacenamiento y recarga del acuífero.
3. Funciones ecológicas: Involucran el mantenimiento de la calidad de agua, producción de nutrientes, control de temperatura, sombreado del cauce, y la generación de hábitats.

La efectividad con que la zona ribereña cumple sus funciones depende de las características de la misma, ya sea por el ancho de la franja, la continuidad longitudinal, la composición, edad y condición de la vegetación, la geomorfología y la fragilidad del sitio (Gayoso & Gayoso, 2003; Hansen, Reich, & Cavagnaro, 2010)

En general la zona ribereña alberga una gran diversidad de plantas y animales en comparación con otras (Becerra, 2013). A su vez actúan como áreas de conectividad al generar corredores de dispersión y movimiento a través del paisaje, por medio de la unión de los hábitats de las cabeceras de los arroyos y la parte baja de las cuencas hidrográficas (Arcos, 2005). Cabe resaltar que estas zonas poseen atributos físicos y químicos específicos, propiedades bióticas y procesos fundamentales en la transferencia y control de flujo de materia y energía entre los ecosistemas acuáticos y terrestres, que los convierten en zonas extremadamente dinámicas, productivas y ricas en recursos (Naiman & Decamps, 1997; Risser, 1993; Bayley, 1995). Además, presentan valores ecológicos, económicos y sociales, ofreciendo a las comunidades recursos maderables, no maderables y servicios ambientales de protección y conservación (Little & Lara, 2010).

A pesar de todas las características y funciones que estos ecosistemas poseen, son altamente vulnerables, principalmente por la deforestación que provoca pérdida progresiva coberturas vegetales naturales continuas transformándolas en zonas abiertas o fragmentadas con diferente uso del suelo (Arcos, 2005; Bennett, 1999). Entre las principales consecuencias que provoca deforestación se encuentra la pérdida de biodiversidad, reducción de la calidad de agua y la degradación física de las cuencas hidrográficas y aún más importante, la pérdida de flujo de materia y energía entre los cuerpos de agua y el bosque (Lowrance, Williams, Inamdar, Bosch, & Sheridan, 2001)

3.2. Aporte de materia orgánica proveniente de bosque ribereño.

En los ecosistemas de agua dulce, los detritos tienen dos posibles fuentes: autóctonos generados dentro del ecosistema y alóctonos generados externamente (Webster *et al.*, 1999). Los bosques ribereños son la principal fuente de materia orgánica alóctona aportando flores, frutos, semillas, tallos, madera y en mayor medida hojas (Salazar, Valencia, & Figueroa, 2014).

Según Cummins & Klug (1979), la materia orgánica se puede dividir en cuatro categorías, en función de su tamaño:

- Materia Orgánica Disuelta (MOD): con un diámetro de $\geq 0.5 \mu\text{m}$
- Materia Orgánica Particulada Gruesa (MOPG) con un tamaño entre $1\text{mm} - \geq 16\text{mm}$, en este rango encontramos partes maderables y no maderables como hojas, flores, semillas y frutos
- Materia Orgánica Particulada Fina (MOPF) entre $1\text{mm} - \geq 50 \mu\text{m}$, se encuentran hojas fragmentadas, heces de macroinvertebrados, materia amorfo derivado de la floculación de MOD, células microbianas libres, algas perifíticas deprendidas u partículas minerales
- Materia Orgánica Particulada Ultrafina (MOPU) con un tamaño entre $50\text{mm} - \geq 0.5 \mu\text{m}$, podemos distinguir aquí fragmentos de tejidos y películas orgánicas.

El ingreso de la materia orgánica al río se da de maneras diferentes: 1) en forma directa (verticalmente desde la vegetación o en caída), 2) en forma indirecta o lateral, en donde el material acumulado en las orillas ingresa por efectos de la precipitación, del viento u otros, 3) por deriva (desde aguas arriba), cuando los detritos son movilizados algunos metros en un flujo unidireccional debido a la fuerza del caudal y 4) en forma de troncos grandes (Elosegi & Sabater, 2009; Rodríguez *et al.*, 2007; Vannote *et al.*, 1980). Estos ingresos de materia orgánica a los cuerpos de agua son

particularmente importantes en arroyos pequeños de cabecera, según Cummins (1974) del 60 al 90% de la materia orgánica de los cursos de agua proviene de los bosques aledaños.

3.2.1. Procesamiento de la materia orgánica alóctona

Cuando la materia orgánica ingresa a la quebrada está sujeta a la descomposición, es decir, una combinación de procesos físicos y biológicos que conducen a la reducción de tamaño, transformación química, y la incorporación a la red de alimentos (Cummins, 1974; Webster & Benfield, 1986). Lo primero que ocurre es que las hojas son humedecidas y comienzan a lixiviar componentes orgánicos e inorgánicos solubles, la mayor parte de la lixiviación ocurre a los pocos días y es seguida por un periodo de colonización y crecimiento microbiano, causando numerosos cambios en la condición de las hojas (Mathuriau & Chauvet, 2002). La siguiente etapa corresponde a la fragmentación por medios mecánicos y la actividad de invertebrados, generalmente relacionado con un periodo de ablandamiento de tejidos por enzimas microbianas que se completa cuando la materia orgánica queda reducida a partículas finas (MOPF) (Allan & Castillo, 2007) (Figura 1).

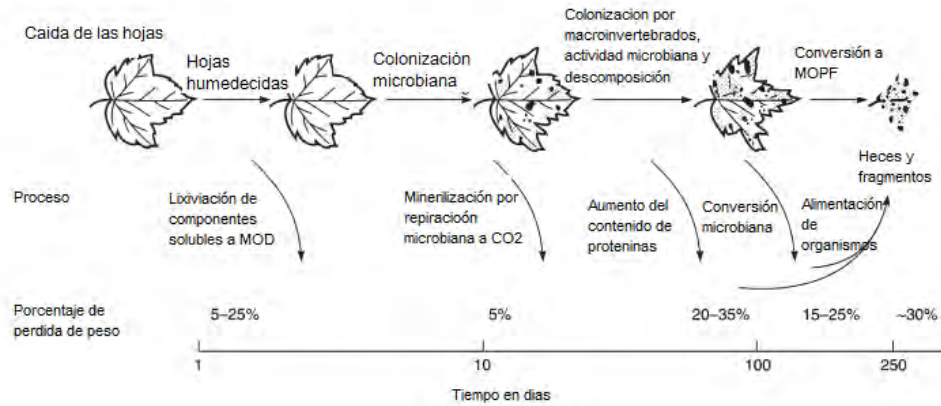


Figura 1. Descomposición de la materia orgánica particulada gruesa cuando ingresa al río.

Allan (2007).

Las diferencias en la química y estructura de las hojas dan como resultado una amplia variación en las tasas de descomposición (Webster & Benfield, 1986). Por lo general, las hojas con una alta concentración inicial de nutrientes se descomponen más rápidamente que las hojas de menor contenido. Aunque se deben tener en cuenta inhibidores químicos que afectan la descomposición de las hojas de varias maneras. Los recubrimientos exteriores duros tales como la cutícula, reducen la invasión de hongos y la formación de complejos proteicos con taninos, es una causa principal de desintegración lenta en muchos casos (Allan & Castillo, 2007; Bärlocher & Oertli, 1978).

Pero en general, se puede decir que la descomposición de las hojas está sujeta a tres factores interrelacionados, por un lado tenemos el clima, la proporción de constituyentes químicos como celulosa, hemicelulosa, lignina, las fracciones solubles en agua (azúcares simples, aminoácidos, ácidos alifáticos), las fracciones solubles en éter o alcohol (grasas, aceites, ceras, resinas y pigmentos), los cuales son determinantes en la velocidad de descomposición de la materia, y por último se encuentra degradación biológica por colonización microbiana y el posterior consumo por macroinvertebrados acuáticos, los cuales por ingestión, digestión y actividad enzimática

extracelular incorporan el material alóctono (Moss, 1988; Berg & McClaugherty, 2008; González, 2009).

3.3. Escalas espaciales en corrientes de agua dulce.

Frissell, Liss, Warren, & Hurley (1986), presentan una clasificación jerárquica de las corrientes y sus hábitats basados en las variaciones espaciales y temporales, en la cual los niveles de organización están constituidos por escalas gruesas que contienen múltiples niveles con escalas de resolución cada vez más finas. Los niveles espaciales en el arreglo jerárquico parten de la cuenca, continuando con el segmento, el tramo, el hábitat (pozos/rápidos) hasta los subsistemas de microhábitats (Figura 2). En cada nivel, los hábitats pueden desarrollarse y persistir predominantemente a una escala temporal específica. Eventos geológicos de baja frecuencia y alta magnitud generan cambios evolutivos fundamentales en las cuencas y los segmentos, mientras que eventos geomórficos de alta frecuencia y baja magnitud pueden cambiar los procesos potenciales que ocurren en los tramos, los pozos/rápidos y los microhábitats; y causar así la evolución de los niveles con escalas más pequeñas.

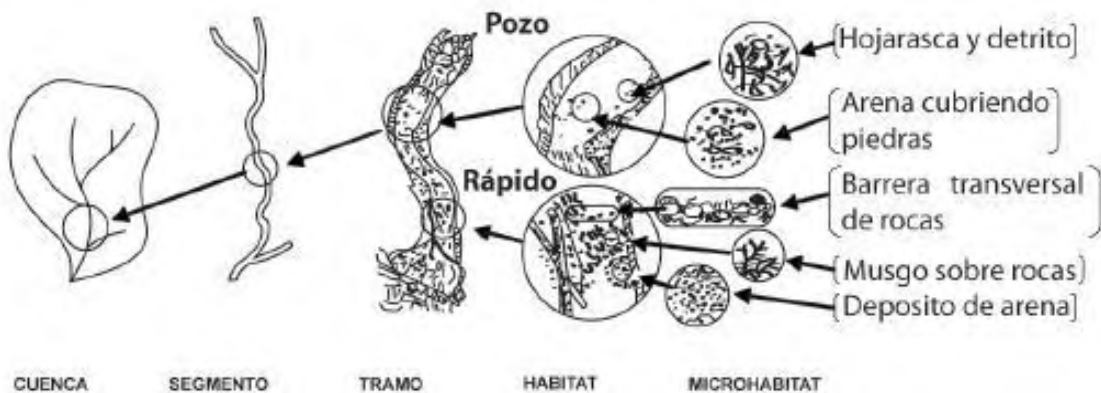


Figura 2. Organización jerárquica de una cuenca hidrográfica y sus subcuencas. Frissell *et al* 1986.

3.4. Ríos de cabecera y la teoría del río continuo

Los ríos andinos tienen formas y apariencias variadas, encontrando ríos con topografías complejas, temperaturas medias bajas, descenso de la presión atmosférica que indica bajos niveles de oxígeno disuelto en el agua, coberturas vegetales que limitan la entrada de luz lo que generan un fuerte efecto de sombra que disminuye los procesos de fotosíntesis y por lo cual la producción autotrófica se ve restringida, dependiendo de la entrada de detritos alóctonos de los bosques, haciendo que estos ríos sean heterótrofos (Satancruz, 2016; Graça M. , 2001). Una de las características de los ríos tropicales es que existe un constante ingreso de materia orgánica a lo largo del año ya que no hay estacionalidad, de tal manera que los picos de ingreso dependen de tormentas ocasionadas al inicio o al final de la época lluviosa, o a cambios fenológicos de las plantas (Rios, 2008; Satancruz, 2016; Rodríguez, 2011).

Los bosques ribereños además de suministrar energía por medio de los detritos, generan una dinámica que se desarrolla entre las comunidades asociadas a los procesos biológicos y ecológicos dentro de los ríos que a su vez dependen de la estructura, funcionamiento y organización de los aportes alóctonos (González , 2009). Esta es una evidencia que sirvió a Vannote *et al* (1980), de base para el planteamiento de la hipótesis del río como un continuo, en donde se toman las corrientes de agua de la zona templada como un modelo predictivo que integra las características geomorfológicas con la composición y variación espacio-temporal de las comunidades biológicas en las cuencas hidrográficas y en su trayectoria, las corrientes son un continuo cambio de factores ambientales como la profundidad, régimen de flujo, temperatura y ganancia de entropía que se presentan en un equilibrio.

El concepto del río continuo resume los cambios longitudinales esperados en los insumos de energía y los consumidores a medida que pasa de un arroyo de primer orden a un río de orden mayor, generando un continuo reemplazo de especies como respuesta a la disponibilidad de alimento. Así, los organismos son agrupados en función del tamaño de la corriente en: comunidades de cabecera (corrientes de 1° a 3° orden), de tamaño medio (4° a 6° orden), y de grandes ríos (>6° orden). A medida que aumenta el orden del río la influencia de la vegetación ribereña disminuye y coincide con un aumento significativo en la producción primaria del río y el transporte de material orgánico proveniente de aguas arriba, que se establece según una relación P/R la cual indica que la mayor parte de la energía suministrada a la red alimentaria deriva de la materia orgánica y la actividad microbiana, y se origina principalmente como producción terrestre fuera de la corriente. Una P/R que se aproxima a 1 indica que se suministra mucha más energía a la red alimentaria por la producción primaria dentro de la corriente (Vannote *et al.*, 1980), (Figura 3).

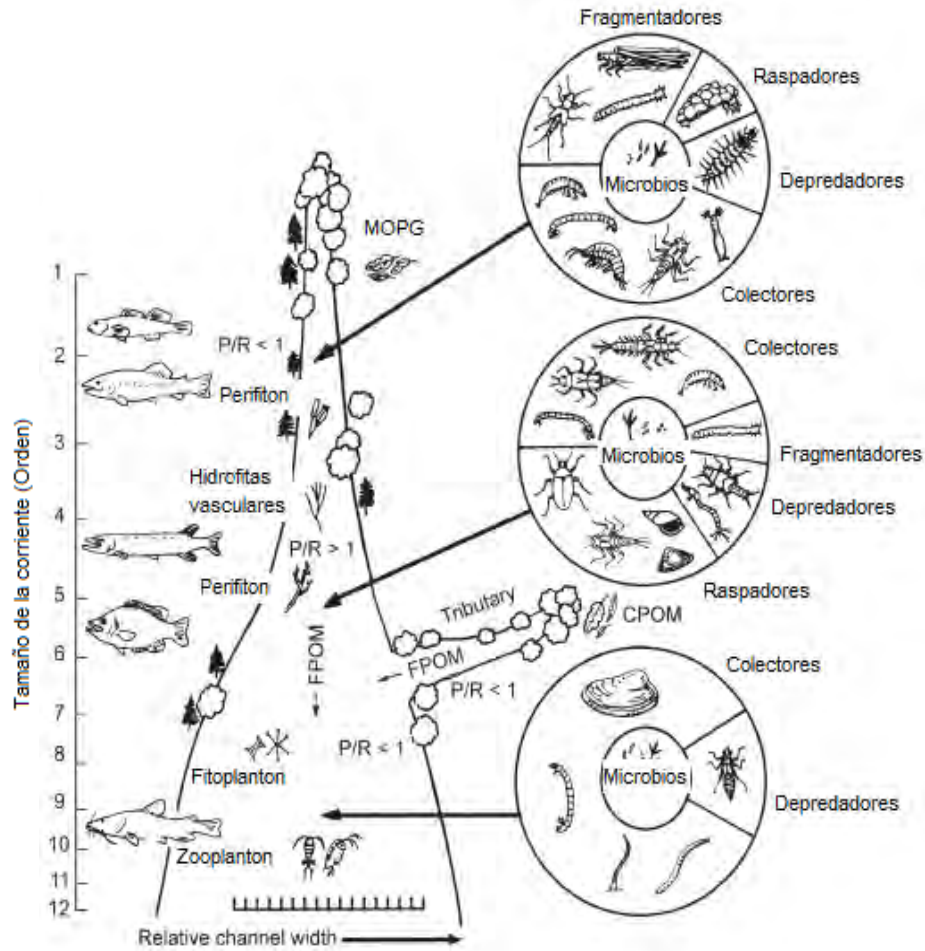


Figura 3. El concepto del río continuo según el concepto de Vannote et al., 1980.

3.5. Colonización de macroinvertebrados acuáticos en ecosistemas lóticos

Los ríos y las quebradas, también denominados ecosistemas lóticos, se caracterizan por presentar un flujo de agua unidireccional, forma lineal, caudal fluctuante, canal y morfología del cauce inestable, alta interacción con el ambiente terrestre circundante, alto grado de heterogeneidad temporal-espacial y una biota asociada única (Giller & Malmqvist, 1998). Las características hidrológicas, físicas y químicas, así como los disturbios y la heterogeneidad

espacial y temporal en los ríos, definen la distribución, la dispersión, la respuesta de los organismos al medio y la colonización (Fisher, 1996).

Esta última es una secuencia de sucesos ambientales y biológicos que conducen al establecimiento, movimiento o sucesión de individuos, poblaciones, o asociaciones, en lugares donde están presentes o ausentes temporalmente (Machado & Sanches , 2004; Olomukoro & Tochukwu, 2008). Partiendo de lo anterior, en aquellos medios difíciles donde la corriente, profundidad e irregularidad de los fondos no permiten la utilización de técnicas habituales de muestreo, se hace preciso recurrir al empleo de sustratos artificiales que una vez depositados en el curso de agua, constituyen un espacio vacío que se ofrece a la colonización por los macroinvertebrados (Herranz Sanz & Gonzáles del Tánago , 1986), permitiendo evaluar diferentes procesos ecológicos como las tasas de descomposición de hojarasca y los macroinvertebrados asociados a estas (Benfield & Webster, 1985).

3.5.1. Utilización de los recursos por los macroinvertebrados

Los macroinvertebrados cumplen importantes funciones en la transformación de la materia orgánica fina y gruesa, por ende, son un componente fundamental en la dinámica y funcionamiento del río. Para adquirir los alimentos estos organismos han desarrollado una serie de adaptaciones morfo-comportamentales que permite clasificarlos en grupos funcionales fragmentadores, recolectores, raspadores, perforadores y predadores (Cummins, 1974). (Figura 4).

Fragmentadores: Se alimentan de materia orgánica particulada gruesa, colonizada previamente por microorganismos como bacterias y hongos, es decir, que esté acondicionada. La biomasa microbiana especialmente de hongos es una fuente nutricional importante ya sea por la asimilación

directa de esta biomasa o por la utilización del sustrato previamente transformado por estos microorganismo asociados. Los macroinvertebrados carecen de enzimas digestivas hidrolizantes de polímeros y por tal motivo dependen de una predigestión parcial del tejido vegetal realizado por hongos y bacterias, para asimilar y metabolizar más rápidamente los compuestos estructurales de las hojas, por lo cual los fragmentadores dependen en gran medida de esta simbiosis.

Colectores: Los colectores exhiben una amplia gama de adaptaciones morfo-comportamentales para la adquisición de partículas finas. Por un lado se encuentran los colectores filtradores que se alimentan de MOPF y MOPU en transporte o suspensión usando redes de cerca que remueven el material que pasa través de la columna de agua, y por el otro lado se encuentran los colectores filtradores, los cuales asimilan la MOPF- MOPU de los intersticios del sedimento en el fondo. Esta separación resulta ser algo imperfecta ya que la MOPF puede depositarse en el fondo y en cualquier momento ser removida y continuar su curso en la columna de agua.

Raspadores: Se alimentan de biopelículas, lo cual implica una serie de adaptaciones morfo-conductuales para raspar la superficie de las rocas y vegetación sumergida. Estas adaptaciones incluyen mandíbulas en forma de cuchara con un borde cortante, aplanamiento dorso- ventral o una “ventosa” ventral formada por branquias y estructuras radiculares raspadoras. Esto les permite mantener su posición sobre las corrientes turbulentas que fluyen rápidamente y al mismo tiempo consumir el alimento.

Perforadores: Su alimentación está basado en macrofitas con adaptaciones morfológicas en el aparato bucal y tamaño reducido para subir entre las cadenas de las algas macrofitas, perforando los tejidos y absorbiendo los fluidos.

Depredadores: Incluye todos los macroinvertebrados que están adaptados específicamente a capturar presas vivas, incluido representantes de otros grupos funcionales como fragmentadores, colectores y raspadores. Su abundancia en sistemas estables tiende a ser baja y poseen preferencia por presas abundantes o con dificultad de locomoción.

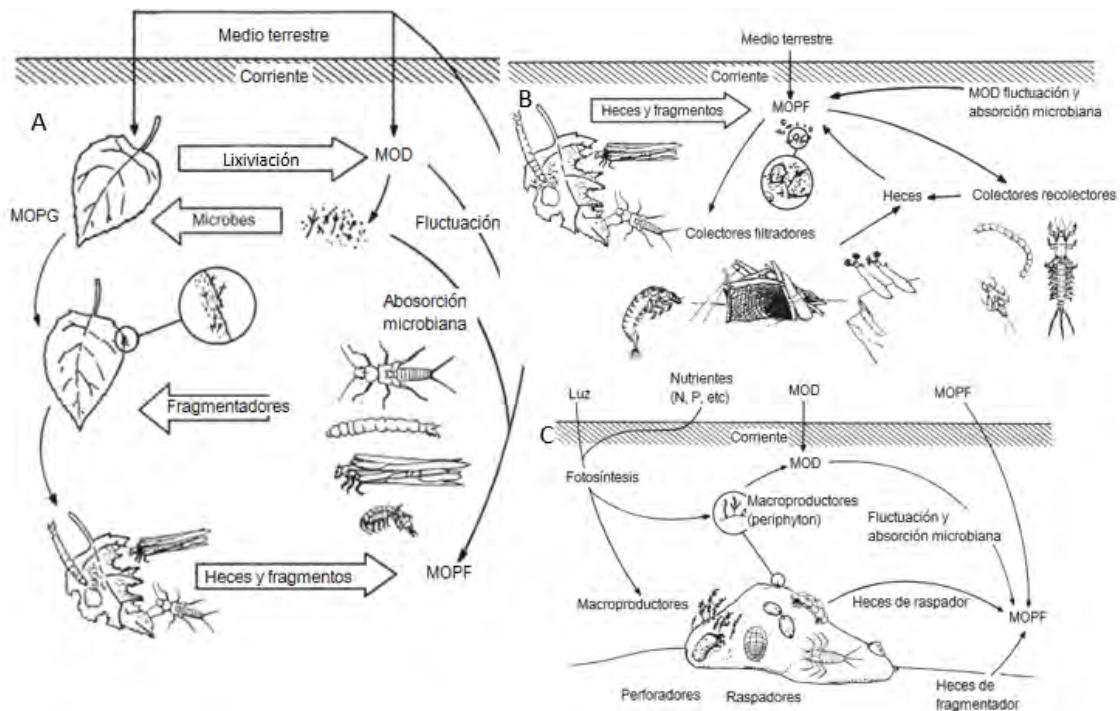


Figura 4. Macroinvertebrados acuáticos: a) fragmentadores b) Filtradores y c) Raspadores.

Allan (1995).

4. ESTADO DEL ARTE

Diversos autores han demostrado que la principal fuente de materia orgánica que entra a ríos pequeños y medianos, proviene de la hojarasca de la vegetación ribereña (Vannote *et al.*, 1980; Elozegi & Sabater, 2009; Hoffman, 2005). La descomposición de hojarasca ha sido ampliamente reconocida como un proceso esencial de retorno de la materia orgánica y flujo de nutrientes tanto en ecosistemas terrestres como acuáticos (Graça & Canhoto, 2006).

Sin embargo, la mayoría de estudios enfocados a los procesos de la dinámica de la materia orgánica se han generado en las zonas templadas, encontrando estudios pioneros en sistemas lóticos, entre los que se puede mencionar los realizados por (Lindeman, 1942), quien estableció las bases para comprender la dinámica de transferencia de energía entre los ecosistemas fluviales y la vegetación ribereña. Más adelante (Odum, 1956), estudio la productividad primaria también como un recurso importante para las cadenas tróficas acuáticas. Años más tarde Cummins & Klug (1979), relacionan el procesamiento de los recursos energéticos por los macroinvertebrados acuáticos, como eslabones en la cadena de utilización de este recurso. Estos estudios sirvieron como base para el trabajo de Vannote en 1980, para generar la teoría del río como un continuo, y la estrecha dependencia entre la dinámica de las corrientes y el aporte de vegetación ribereña en el desarrollo de las comunidades acuáticas.

Posteriormente Merritt & Lawson (1992) desarrollan un método para la evaluación de colonización de macroinvertebrados y tasas de descomposición de hojarasca mediante el uso de sustratos artificiales en arroyos y llanuras inundables; sus resultados indican las diferencias entre

la composición de grupos tróficos, enfocándose principalmente en el papel de los descomponedores. Mediante el uso de sustratos artificiales Leff & McArthur (1989), compararon los patrones de descomposición de paquetes de hojarasca con una sola especie y paquetes mixtos con dos o más especies; determinando que algunas especies aumentan la integridad estructural de las trampas, aunque este efecto difiere entre sitios con diferentes regímenes hidrológicos, mientras que la comunidad de macroinvertebrados no fue el principal agente en la descomposición.

McArthur, Aho, Rader, & Mills (1994), compararon paquetes de hojarasca con una sola especie y paquetes mixtos, cuyo fin era probar la importancia de la integración potencial entre especies de hojas de descomposición lenta y rápida sobre las tasas de descomposición en corrientes y en llanuras inundables, demostrando que hojas de rápida descomposición no aumentaron la velocidad de descomposición de aquellas que se degradan más lentamente, y que aquellos paquetes mixtos no se descomponen más lentamente que las trampas de hojarasca con una sola especie.

Más adelante Shah (2010), determinó la preferencia de la comunidad de macroinvertebrados examinando la colonización y descomposición en hojas de cuatro especies ribereñas, encontrando una preferencia determinada por una mayor abundancia y diversidad de macroinvertebrados en Arce (*Acer macrophyllum*), y menor en Secuoya (*Sequoia sempervirens*), se encontró que la riqueza del grupo funcional de alimentación y la pérdida de masa asociada a la hojarasca fueron uniforme en todos los tipos de hojas.

Trabajos en ecosistemas acuáticos se han centrado en la relación entre la riqueza de especies vegetales en las trampas y las tasas de descomposición, las cuales no pueden ser predichas debido

a efectos aditivos o no aditivos que producen algunas especies. Abelho (2009), utilizando trampas con especies únicas y mixtas, encontró que las tasas de descomposición fueron aditivas, es decir, las tasas de descomposición observadas no fueron diferentes a las esperadas. La comunidad de macroinvertebrados que colonizaban las mezclas no eran más ricas y más diversas que en trampas de una sola especie; por el contrario, la mezcla de especies foliares tuvo un efecto negativo sobre la colonización de macroinvertebrados.

En el trópico son pocos los estudios realizados en ríos de alta montaña, dentro de los primero estudios enfocados en estos sistemas se destaca el estudio de Benstead (1996), quien analizó como se ensamblaba la comunidad de macroinvertebrados y el proceso de descomposición de hojarasca en bolsas de tela en un río tropical de bajo orden. Este autor encontró que la mezcla de hojas de varias especies ribereñas presentaba una tasa de descomposición rápida (2,5% por día) en comparación con corrientes de zona templada; con respecto a la dinámica de colonización se observaron diferencias entre los distintos grupos funcionales, donde la abundancia de organismos colectores incrementó linealmente, mientras la abundancia de fragmentadores y depredadores incrementó logarítmicamente.

Otros estudios en las zonas tropicales como los realizados por Moretti *et al.*, 2007 en la región de El Cerrado Brasileño, se enfocaron en determinar las diferencias en la tasas de descomposición entre trampas de hojas mixtas y únicas. Encontrado que los procesos de descomposición no fueron estadísticamente diferentes en las trampas. Estos resultados sugieren que la descomposición de las hojas no se altera cuando los parches bentónicos de la hojarasca están compuestos por una mezcla

de especies en las mismas proporciones que ocurren en las caídas de las hojas de ribera. En Ecuador Rios (2008), evaluó la dinámica de la hojarasca y su relación con las comunidades de macroinvertebrados (ensamblajes y hábitos alimenticios). Determinó que la materia orgánica particulada gruesa y fina fueron los alimentos más importantes en la dieta de la mayoría de los taxa de macroinvertebrados, incluidos aquellos que no se consideran trituradores o recolectores.

Entre los pocos estudios efectuados en Colombia se encuentran los realizados por Mathuriau & Chauvet (2002), en donde se evalúan la tasa de descomposición de dos especies arbóreas que difieren en su composición química, la actividad de esporulación de hifomicetos acuáticos y macroinvertebrados asociados, mediante trampas de descomposición incubadas en un río de alta montaña durante seis semanas. Establecieron que el grupo de fragmentadores fue el más abundante pero el aporte de biomasa fúngica fue más alto, lo que sugiere que los hongos contribuyeron considerablemente a la pérdida masa foliar. Las diferencias en la tasas de descomposición de las especies, se atribuyeron a la rápida colonización de los macroinvertebrados, la esporulación de los hongos y a las características físicas, en donde tasas de descomposición más altas se presentaron en especies con alto contenido de nitrógeno y bajo de contenido de taninos.

Chará, Baird, Telfer & Giraldo (2007), realizaron una caracterización trófica de la entomofauna asociada a paquetes de hojarasca en tres quebradas de la cuenca media del río Otún. Los resultados de esta investigación indican que la alta diversidad y abundancia de macroinvertebrados asociados a los paquetes de hojarasca demuestran que este recurso es fundamental en estos ecosistemas, principalmente en las épocas en las que este recurso es escaso. En el 2010 Meza & Rubio,

evaluaron la composición y estructura trófica de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca alta del río Chinchiná, para esto emplearon bolsas de malla con dos tipos de hojas (nativa e introducida). Sus resultados indicaron que no existían diferencias en cuanto a la riqueza de los macroinvertebrados, y que el proceso de colonización de estos organismos no estaba determinado por el tipo de sustrato empleado.

González (2009) compara la tasa de descomposición de dos especies de hojas así como la comunidad de macroinvertebrados asociadas al proceso en dos quebradas con diferentes condiciones de nutrientes mediante el uso de sustratos artificiales. Las tasas de descomposición de las hojas no presentaron diferencias significativas entre quebradas lo cual indica que las condiciones físicas y químicas de las corrientes no son el principal modulador del proceso de descomposición. Los grupos funcionales dominantes fueron colectores y filtradores, lo cual sugiere una organización trófica de la comunidad en torno a la materia orgánica fina.

Recientemente Gutiérrez (2015), evaluó la dinámica de colonización de macroinvertebrados acuáticos y su potencial influencia sobre las tasas de descomposición de hojas de especies nativas e introducidas en una zona con impacto ganadero en la parte alta del río Chinchiná (Manizales, Caldas), mediante el uso de sustratos artificiales con hojas de árboles nativos de la zona y una mezcla. Encontrando una mayor participación de colectores y coeficientes de descomposición más relacionados con una mayor pérdida de material foliar en sustratos mixtos.

Para Nariño los estudios relacionados con macroinvertebrados han sido enfocados en mayor medida como bioindicadores en la calidad del agua (Gómez & Hidalgo, 2007; Ortega, 2007;

Gonzales & Jurado, 2014) y los estudios relacionados con tasas de descomposición se han realizado para ecosistemas terrestres (Ramos & Benavides 2015). La relación entre el bosque ribereño y macroinvertebrados acuáticos se limita a la investigación realizada por Martínez & Caicedo en 2011, quienes evalúan el ancho del bosque ribereño en la ecología trófica de los macroinvertebrados bentónicos en la cuenca alta del río Pasto (quebrada las Tiendas), encontrando que la disminución de la amplitud de vegetación afecta directamente las características ambientales como la distribución de luz, el oxígeno disuelto y la temperatura en la corriente y variación en la estructura trófica de la comunidad de macroinvertebrados al parecer en respuesta a la disminución de la vegetación ribereña, encontrando que la comunidad de macroinvertebrados fue dominada por detritívoros.

5. OBJETIVOS

5.1. Objetivo general

- Evaluar colonización de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos durante la descomposición de paquetes de hojarasca mixtos aportados por bosques ribereños en tramos de una corriente altoandina.

5.2. Objetivos específicos

- Estimar las tasas descomposición de paquetes de hojarasca mixtos en el tiempo (periodo de tres meses) en tramos de una corriente altoandina.
- Evaluar la colonización de macroinvertebrados en términos de composición, riqueza, abundancia y biomasa en paquetes de hojarasca mixtos.

6. METODOLOGÍA

6.1. Área de estudio

La microcuenca de la Vereda Aguapamba, conocida por los pobladores como La Chorrera, es tributaria de la cuenca alta del río Pasto y se encuentra ubicada al sur-oriente del Municipio de Pasto, departamento de Nariño. Limita al norte con la vereda San Miguel Alto, al oeste con la localidad El Oso, al este con la localidad el Garrapatero y al sur con la Vereda Aguapamba. Se encuentra entre los 2.700 y 3.150 msnm y comprende el sector de la Laguna Centro, las veredas de Alto San Pedro y Barbero. El cauce principal no tiene nombre (Figura 5).

La vegetación ribereña está compuesta por un total de 28 familias, 41 géneros y 51 especies (Anexo 1). Las familias más representativas en cuanto a número de especies son Rubiaceae con un 21%, seguido por Melastomataceae y Urticaceae con 17%, y Ericaceae y Solanaceae con un 14% según el presente estudio, basado en la evaluación de cuatro parcelas paralelas al cauce (25x10m), separadas 100 m entre sí, que cubrieron en total 0.1 hectáreas. Se colectaron los individuos con un DAP mayor a 1,5. Se elaboró una colección de referencia que será depositada en el herbario PSO de la Universidad de Nariño. La toma de muestras vegetales se realizó bajo la resolución No. 126 del 19 de febrero del 2015, por medio de la cual CORPONARIÑO otorga permiso para la Recolección de Especímenes Silvestres de la Diversidad Biológica con fines de Investigación científica no comercial.

Teniendo en cuenta la facilidad de acceso, la presencia de vegetación ribereña y el fin de mantener la homogeneidad ambiental en las márgenes de la quebrada, se establecieron dos tramos de estudio de 100 metros de longitud distanciados 100 metros entre sí. El primer tramo se ubicó en las coordenadas geográficas $1^{\circ}13'38.73''\text{N}$ $77^{\circ}06.01'07.6''\text{W}$ a 3196 metros de altura y el segundo tramo en $1^{\circ}13'38.60''\text{N}$ $77^{\circ}11.14'14.04''\text{W}$ a 2973 msnm.

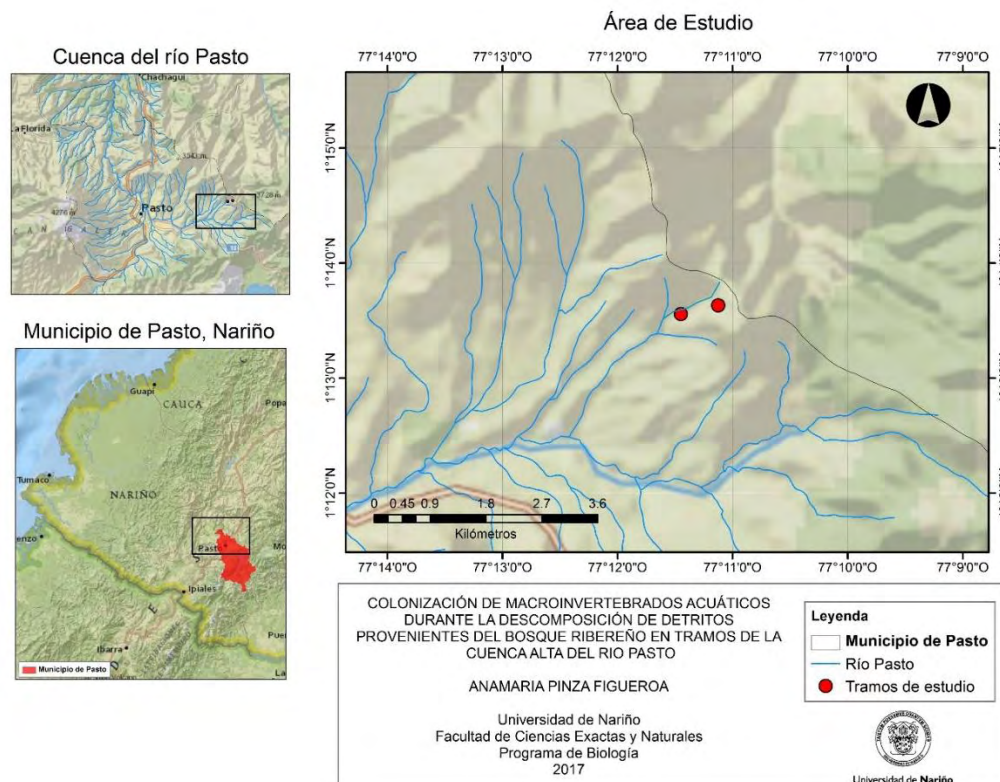


Figura 5. Mapa del área de estudio y ubicación de los dos tramos en la microcuenca La Chorrera, vereda Aguapamba.

Fuente: Este estudio

6.1.1. Variables hidrológicas y fisicoquímicas

Los tramos de estudio se caracterizan por presentar un promedio de ancho total de 168,72 cm \pm 9,07DS, ancho mojado de 136,66cm \pm 6,42 DS, profundidad de 21,55 cm \pm 3,67DS y velocidad de corriente de . Se tomaron muestras de un litro de agua para determinar los parámetros fisicoquímicos de pH, color total, color aparente, turbiedad, conductividad, dureza total, oxígeno disuelto, DBO, DQO, carbono orgánico total, nitritos, nitratos, amonio, sulfatos y fosfatos (Tabla 1). Los análisis fueron realizados en los laboratorios especializados de la Universidad de Nariño, Acreditado por el IDEAM bajo la Resolución 3566 del 2014, bajo la metodología estandarizada de Carranzo (2012).

Tabla 1. Características fisicoquímicas de la microcuenca de estudio.

Parámetro	Valor
Amonio	0,0 mg N-NH ₄ /L
Color aparente	11,6 UPC
Color verdadero	9,2 UPC
Conductividad	40.1 μ s/cm
Demando Bioquímica de Oxígeno	\leq 2,00 mg O ₂ /L
Demando Química de Oxígeno	\leq 20 mg O ₂ /L
Dureza total	19,5 mg CaCO ₃ /L
Fosfatos	\leq 0,1 mg P-PO ₄ /L
Nitratos	\leq 0,2 mg N-NO ₃ /L
Nitritos	\leq 0,005 mg N-NO ₂ /L
Oxígeno disuelto	7,10 mg Co/L
pH	7,08 pH
Sulfatos	\leq 5 mg SO ₄ /L
Temperatura	10°C
Turbiedad	0,80 NTU

6.2. Determinación de las tasas de descomposición

6.2.1. Selección de las especies vegetales para las trampas de descomposición.

La selección de plantas se realizó con base en la aporte de biomasa de las especies vegetales presentes en la ribera a la fuente hídrica, este aporte se cuantificó por medio de tres tipos de trampas de hojarasca: verticales, laterales y de deriva que fueron instaladas en la longitud de cada tramo.

Trampas Verticales: Se utilizaron diez trampas en forma de canasta con una medida de 50x50 cm, con una captación de 0,25 m². Estas trampas estuvieron cubiertas con malla con un poro de 1mm y presentaron un marco de fijo de tubo de ½" a los costados, para impedir su movimiento por acción del viento. Estas trampas fueron suspendidas por encima de la microcuenca atadas a los extremos de los arboles cercanos a la orilla (Figura 6.A).

Trampas laterales: Se utilizaron diez trampas rectangulares de 30 x 20 cm de longitud y 1mm de ojo de malla elaboradas con tul y marco de plástico con una longitud de captura de 30cm y se ubicaron al nivel máximo del incremento de la columna de agua en la ladera de la quebrada. Fueron dispuestas en pares a cada lado de la orilla de la quebrada y ancladas mediante estacas orientadas hacia el ambiente terrestre (Figura 6.B).

Trampas de deriva: Para estimar la cantidad de material que transporta el río se instalaron dos redes Surber de, con un ojo de malla de 1mm al final de cada tramo, esta medida dependió del

ancho mojado del cauce con la finalidad de cubrir la totalidad el ancho de la microcuenca (Figura 6.C).



Figura 6. Trampas de hojarasca A) Vertical, B) Lateral, C) Deriva dispuestas en los dos tramos de estudio a lo largo de la microcuenca.

Fuente: este estudio

Las trampas fueron revisadas con una periodicidad de 15 días en el mes de junio del 2016. Las medidas de las trampas y la disposición se basaron en los trabajos realizados por Martínez & Caicedo, 2011; Rodríguez, Ospina & Guitiérrez, 2008; Salazar *et al.*, 2014. Los detritos se separaron de forma manual y se identificaron con base en la colección de referencia de la vegetación ribereña elaborada en el presente estudio.

La entrada de materia orgánica total registrada mediante las trampas de hojarasca fue de 191.92 gr de pesos seco (PS), 144,73gr correspondieron a las trampas verticales, 32,02 gr y 15,17gr a las

trampas laterales y de deriva respectivamente. Las especies vegetales con mayor participación de hojarasca fueron: *Freziera reticulata* con un aporte 80,31 gr PS, *Miconia thezans* con 14, 46 gr PS, seguido por *Brunellia bullata* y *Miconia sp* con 16, 82 gr PS y 21, 06 gr PS respectivamente. Estas cuatro especies fueron las escogidas para ser dispuestas en las trampas de descomposición de 10 gr, a lo largo de los tramos de estudio por presentar el mayor aporte de biomasa.

6.2.2. Diseño de trampas de descomposición

Las trampas de descomposición se elaboraron siguiendo la metodología propuesta por Mathuriau & Chauvet, 2002. Se recolectaron hojas de las especies vegetales seleccionadas anteriormente disponibles en el suelo del bosque, tomando como indicador el color y textura para distinguir las hojas frescas de las viejas. Las hojas se depositaron en bolsas nylon de 20cm de largo con una abertura de malla de 7mm. Cada bolsa tuvo un peso de 10 g de hojarasca mixta, que fueron pesadas con una balanza electrónica de referencia OHAUS Scout Pro (Figura 7).

En cada tramo de estudio se instalaron siete puntos de muestreo con tres trampas de descomposición sujetadas a las raíces de los árboles o tallos y fueron ubicadas en un rango de 8 a 15 cm de profundidad (Figura 8). La frecuencia de retirada de las trampas se realizó durante los días 8, 16, 24, 32, 47, 62 y 92 que corresponde al mayor porcentaje de pérdida de biomasa, siguiendo las recomendaciones de Moretti *et al.*,2007 y Oliveira *et al.* ,2014.



Figura 7. Diseño de trampas de descomposición mixtas empleadas durante el muestreo en la microcuenca La Chorrera

Fuente: este estudio.

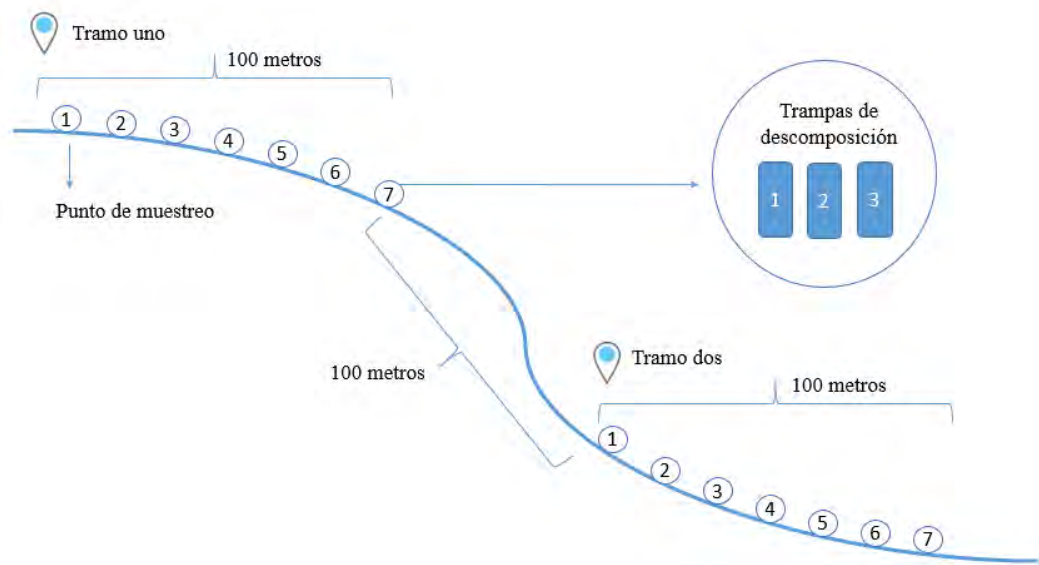


Figura 8. Disposición de las trampas de descomposición mixtas a lo largo de los dos tramos en el área de estudio.

Fuente: este estudio

Durante cada muestreo se retiraron tres trampas de descomposición por tramo para un total de seis trampas por evento de retirada. Las trampas fueron transportadas en bolsas plásticas individuales etiquetadas y llevadas a laboratorio donde se removió todo el material no vegetal adherido. Las hojas limpias fueron puestas en bolsas de papel, con su correspondiente información y fueron secadas a 60°C durante 5 días, una vez el material este seco este fue pesado (Oliveira *et al.*,2014). Con base al peso inicial y final de las trampas a lo largo del muestreo se calculó las tasas de descomposición.

6.3. Colonización de macroinvertebrados acuáticos

Los macroinvertebrados acuáticos proceden de las trampas de descomposición que fueron retirados en los días 8, 16, 24, 32, 47, 62 y 92. Los macroinvertebrados se separaron de la trampa con agua corriente en el laboratorio, usando un tamiz con un ojo de malla de 1 mm. Y fueron conservados en alcohol al 70%. Posteriormente, se inspeccionaron usando el microscopio de disección marca Carl Zeiss LEICA DM500 y se identificaron en lo posible hasta género, usando claves taxonómicas para familias de Domínguez & Peters, 1992; Merritt & Cummins, 1996; Muñoz & Ospina, 1999; Rodán Pérez, 1988. Para género se usaron las revisiones actuales dependiendo del taxón de estudio. Los individuos fueron contados, medidos, agrupados por taxón y grupo funcional según las propuestas de Merritt & Cummins, 1996 y Tomanova 2006.

6.4 Análisis estadístico

6.4.1. Tasas de descomposición

Se calculó el coeficiente de descomposición acuática de la hojarasca utilizando el modelo exponencial negativo propuesto por Petersen & Cummins, 1973:

$$M_t = M_i e^{-kt}$$

Donde M_t es la masa remanente en el tiempo, M_i es la masa inicial, $-k$ es el coeficiente exponencial de descomposición y t el lapso durante el cual se llevara a cabo el proceso. Se realizó una prueba no paramétrica de Kruskal- Wallis para determinar si existen diferencias significativas entre el promedio de las tasas de descomposición entre los eventos de retirada, posteriormente se usó una prueba no paramétrica U de Mann-Withney.

6.4.2. Colonización de macroinvertebrados acuáticos.

Se analiza la colonización en términos de composición, riqueza, abundancia y biomasa de los macroinvertebrados durante el proceso de desintegración de hojarasca en paquetes de hojarasca a lo largo de 92 días.

- Composición: corresponde a la lista de orden, familia y géneros de macroinvertebrados.
- Riqueza: la riqueza observada se considera como el número total de taxones en la muestra y se comparó a un mismo nivel de cobertura de muestreo (Chao & Jost, 2012). La significancia estadística se obtiene mediante la comparación de los límites de confianza. Existen diferencias estadísticamente significativas si los límites no se solapan. Se

determinó el número de taxones esperados en el muestreo mediante los índices de Chao 1, basado en abundancias y Jackknife 1 basado en la presencia-ausencia (Colwell & Coddington, 1994), los cálculos se realizaron con el programa RStudio. La representatividad del muestreo se evaluó construyendo curvas de acumulación de especies, mediante el método no lineal de Clench en el programa STATISTICA 7 (Jiménez & Hortal, 2003).

- Abundancia y biomasa: se considera la abundancia como el número total de individuos por taxon en cada muestra y la biomasa como el peso en miligramos de cada taxón en cada muestra. La biomasa se estimó mediante el uso de regresiones lineales de longitud- peso (Benke, Huryn, Smock, & Wallace, 1999). Se realizó una prueba no paramétrica de Kruskal- Wallis para determinar si existen diferencias significativas entre el promedio de la abundancia y biomasa entre los eventos de retirada, posteriormente se usó una prueba no paramétrica U de Mann-Whitney para determinar entre que eventos se encuentran las diferencias.

Con el fin de evaluar la interdependencia entre las tasas descomposición, biomasa, abundancia, riqueza se realizó una correlación múltiple de Spearman. Las pruebas de hipótesis se realizaron en el software R 3.4.3.

8. RESULTADOS

8.1 Tasas de descomposición

La descomposición de hojarasca después de ocho días exposición, presentó una reducción promedio de $0,84 \text{ gr} \pm 0,10 \text{ SD}$ y tomó aproximadamente 46 días reducir la mitad de su masa inicial, llegando a valores de $57,1 \text{ gr} \pm 4,36 \text{ SD}$. Solo el 30% de la masa inicial se conservó al final del experimento (Figura 9A).

Las tasas de descomposición durante el primer muestreo fueron las más altas, con valores promedio de $0,0455 \text{ k d}^{-1} \pm 0,0135 \text{ SD}$. Las tasas de descomposición más bajas se registraron en el día de retirada 24, con $0,0087 \text{ k d}^{-1} \pm 0,0037 \text{ DS}$. Se observó un incremento significativo en los días de retirada 47 y 92 con valores de $0,0137 \text{ k d}^{-1} \pm 0,0098 \text{ SD}$ y $0,0136 \text{ k d}^{-1} \pm 0,0032 \text{ SD}$ (Figura 9B). Las diferencias estadísticamente significativas se presentan entre el primer evento de retirada con respecto a los demás muestreos ($H_c=22.241$, $gl=6$, $p\text{-valor}=0,001095$), siendo significativamente menor el día de retirada 62 con respecto a los días 46 y 92, ($W= 2$, $p\text{-value: } 0.008$, $W= 5$, $p\text{-value: } 0.0113$, respectivamente).

Las primeras hojas en degradarse totalmente fueron de *Miconia thezans*, en el día 32, seguida por *Miconia sp*, en el día 47 y *Brunellia bullata* en el día 62, la hojarasca de la especie *Freziera reticulata* fue reconocibles hasta al final del muestreo.

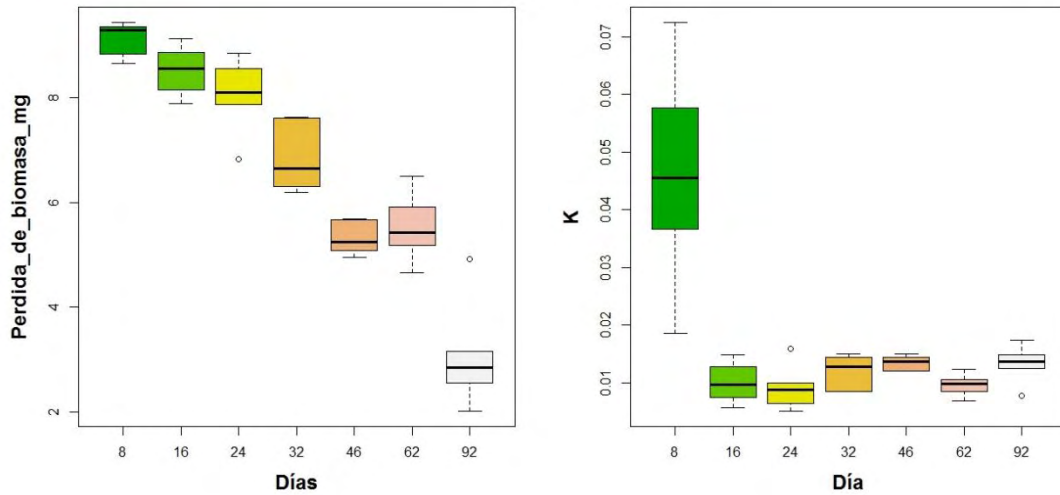


Figura 9. Izquierda: Masa seca restante de las trampas de descomposición mixta. Derecha: Valores de tasa de descomposición de la hojarasca mixta ($K = \text{mg/día}$).

Fuente: este estudio

8.2. Colonización de macroinvertebrados acuáticos.

8.2.1. Composición

Se colectaron un total de 1171 ejemplares distribuidos en siete órdenes, 20 familias, 20 géneros (Tabla 3). Los órdenes más representativos en cuanto a número de géneros fueron Trichoptera, Coleoptera y Ephemeroptera, con menor representación se observaron Tricladida y Lepidoptera. Los géneros *Anacroneuria*, *Contulma*, *Farrodes*, *Leptohyphes*, *Phylloicus* y *Scirtes* estuvieron presentes en todo los eventos de retirada, géneros como *Anchytarsus*, *Andesiops*, *Heterelmis*, *Hyaella*, *Smicridea* y *Tipula* no aparecen en uno o dos muestreos. *Dugesia*, *Neotriplectides*, *Pyralidae*, *Simulium* y *Stilobezzia* no tienen un patrón definido y *Chironomidae*, *Molophilus*, *Tipulidae* 1 y 2 son registrados al final del muestreo, *Chimarra* solo aparece una vez en el evento de retirada del día 16.

Tabla 2. Composición taxonómica y abundancia de macroinvertebrados acuáticos asociados a trampas de descomposición en tramos de una corriente altoandina- Pasto.

Orden	Familia	Genero	GFF	Día							Total	
				8	16	24	32	47	62	92		
Amphipoda	Hyalellidae	Hyalella	Rec	3	0	11	10	1	20	1	46	
Coleoptera	Baetidae	Andesiops	Rec	0	0	0	2	0	0	0	2	
	Elmidae	Heterelmis	Rec	0	4	11	0	15	12	9	51	
	Ptilodactylidae	Anchytarsus	Frg	9	0	3	0	4	15	5	36	
	Scirtidae	Scirtes	Rec	7	6	11	5	10	1	6	46	
Diptera	Ceratopogonidae	Stilobezzia	Dpd	0	0	7	0	0	3	0	10	
	Chironomidae	Chironomidae	Rec	0	0	0	2	0	4	0	6	
	Simulidae	Simulium	Rec	0	0	3	0	2	0	3	8	
	Tipulidae	Molophilus	Rec	0	0	0	0	0	0	3	0	3
		Tipula	Frg	2	4	11	10	0	0	11	36	
		Tipulidae1	Fil	0	0	0	0	0	1	1	2	
		Tipulidae2	Fil	0	0	0	0	0	1	0	1	
Ephemeroptera	Baetidae	Andesiops	Rec	0	3	1	0	0	1	2	7	
	Hydropsychidae	Smicridea	Rec	0	0	0	0	0	0	11	11	
	Leptohiphidae	Leptohyphes	Rec	0	0	0	0	9	20	3	32	
	Leptophlebiidae	Farrodes	Rec	4	17	16	15	6	6	8	72	
Lepidoptera	Pyralidae	Pyralidae	Frg	0	0	1	0	0	5	2	8	
Plecoptera	Perlidae	Anacroneuria	Dpd	8	21	31	15	17	10	9	111	
Trichoptera	Anomalopsychidae	Contulma	Rasp	7	45	23	9	7	27	5	123	
	Calamoceratidae	Phylloicus	Frg	94	78	80	76	47	19	41	435	
	Hydropsychidae	Smicridea	Rec	0	13	24	4	4	0	4	49	
	Leptoceridae	Neoatritectides	Fil	0	0	1	0	2	0	0	1	
	Leptohiphidae	Leptohyphes	Rec	5	33	15	13	0	0	0	66	
	Philopotamidae	Chimarra	Rec	0	4	0	0	0	0	0	4	
Tricladida	Planariidae	Dugesia	Dpd	0	1	0	1	0	0	0	1	
Total general				139	230	249	162	124	148	119	1171	

Representatividad del muestreo

La riqueza estimada para la comunidad de macroinvertebrados según los estimadores Chao 1 y Jackknife 1, fue entre 22 a 23,7 taxones respectivamente correspondientes a 92.6% y al 100% de representatividad del muestreo. Según la estimación no lineal de Clench el muestreo permitió registrar el 90% de la fauna esperada, como se observa en la Figura 10, la curva de acumulación de especies tiende a estabilizarse mientras que los singletons y doubletons tienden a disminuir al final del muestreo.

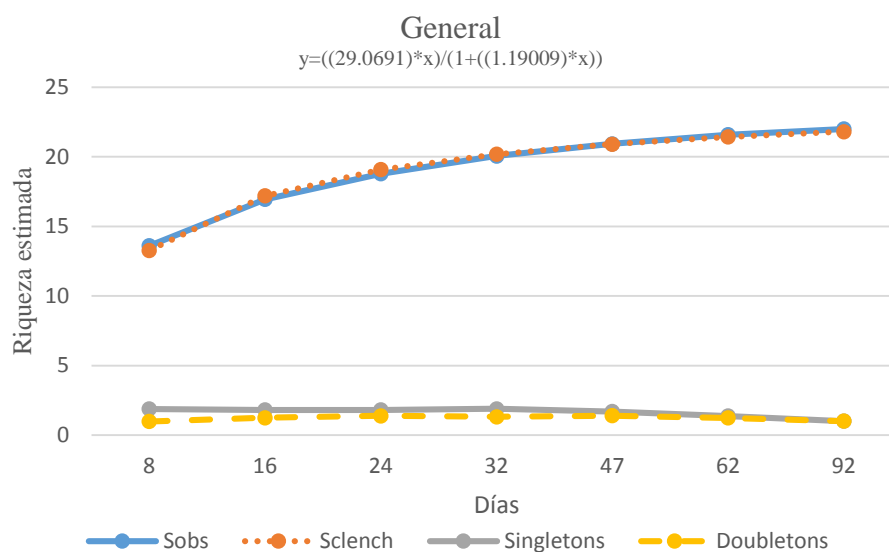


Figura 10. Curva de acumulación de géneros de macroinvertebrados acuáticos asociados a trampas de descomposición en la microcuenca La Chorrera

Fuente: este estudio

8.2.2. Riqueza

La riqueza presenta su valor mas bajo en el primer evento de retirada con 8 taxa, la riqueza estimada al menor nivel de cobertura muestra que existen diferencias significativas en los diferentes eventos de muestreo, siendo significativamente mayor los valores de los eventos 24 y

62 debido a que sus límites de confianza no se solapan. El día de retirada 24 presenta valores de 15 y 13 taxa para la riqueza observada y estimada y el día de retirada 62 se puede observar 16 taxa (Figura 11).

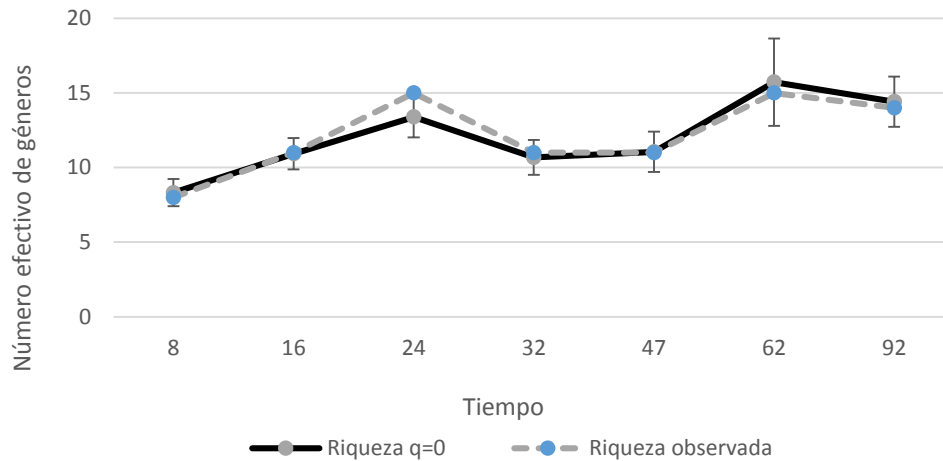


Figura 11. Riqueza de géneros observada y estimada mediante el orden de diversidad $q=0$ de macroinvertebrados acuáticos asociados a trampas de descomposición mixtas en tramos de la microcuenca La Chorrera.

Fuente: este estudio

8.2.3. Abundancia

Los órdenes más abundantes respecto al número de individuos fueron Trichoptera, Coleoptera, Ephemeroptera y Plecoptera con 680, 135, 122 y 111 individuos respectivamente, los órdenes menos representados fueron Tricladida, Amphipoda y Diptera con tres, 46 y 66 individuos por orden. Las familias más abundantes fueron Calamoceratidae (*Phylloicus*) con 435 individuos que representan el 37,14%, seguido de Anomalopsychidae (*Contulma*) con 123 individuos que representan el 10,50% y Perlidae (*Anacroneuria*) con 111 individuos que equivalen al 9,47%, el resto de familias represento el 42,89% del total del muestreo (Tabla 3).

La abundancia presenta valores iniciales muy bajos y en el día de retirada 24 se observó el valor más alto con 249 individuos, a medida que avanza el muestreo la abundancia tiende a disminuir y en el último muestreo presenta su valor más bajo con 118 individuos. Se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre los promedios de la abundancia durante todos los eventos de muestreo ($H_c = 13.172$, $gl = 6$, $p\text{-value} = 0.040$). Las diferencias se encuentran entre el día 24 y 92 ($W = 31, 2$, $p\text{-value} = 0,034$) y entre el 24 y el 47 ($W = 32$, $p\text{-value} = 0,025$) (Figura 12).

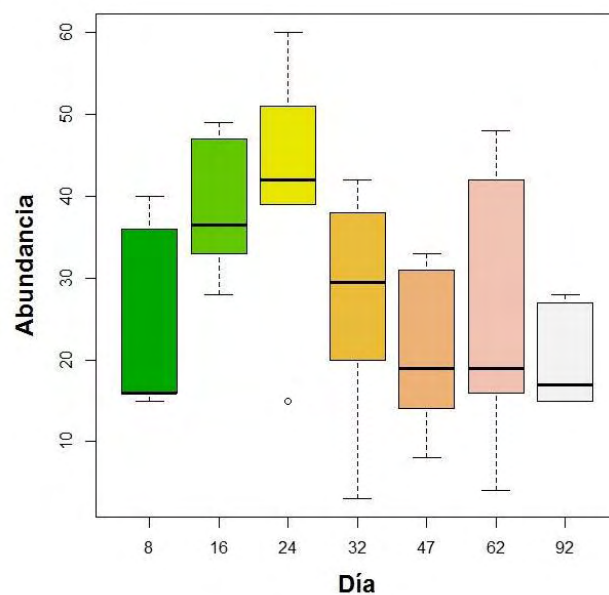


Figura 12. Abundancia de macroinvertebrados acuáticos asociados a trampas de descomposición mixtas en tramos de la microcuenca La Chorrera.

Fuente: este estudio

8.2.4. Biomasa

Trichoptera, Ephemeroptera y Diptera fueron los géneros con mayor aporte de biomasa con valores de 5,1403gr, 2,778 gr y 1.0643gr respectivamente, el resto de ordenes representaron un

total de 0.7995 gr. Los taxa dominantes fueron Calamoceratide (*Phylloicus*) y Tupulidae (*Tipula*) con 3,640gr y 2,764gr respectivamente, estos dos géneros representaron el 65% de la biomasa total aportada dentro del muestreo. Se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre los promedios de la biomasa durante todos los eventos de muestreo (Hc= 13,776, gl = 6, p-value = 0.032). 24 con 47(W= 36, p-value= 0,002) (Figura 13).

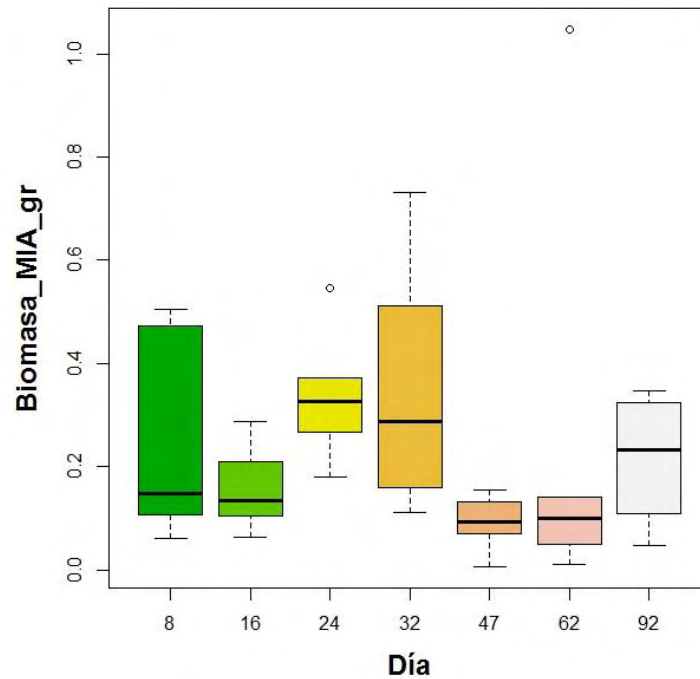


Figura 13. Biomasa de macroinvertebrados acuáticos asociados a trampas de descomposición mixta en tramos de la microcuenca La Chorrera.

Fuente: este estudio

El coeficiente de correlación de Spearman calculado para el conjunto de datos de las variables riqueza observada, abundancia, biomasa de macroinvertebrados , pérdida de biomasa de hojarasca muestreadas arrojó como resultado una correlación significativa negativa del 81.9% entre la riqueza observada y la tasa de descomposición (p- value: 0.024)(Figura 14).

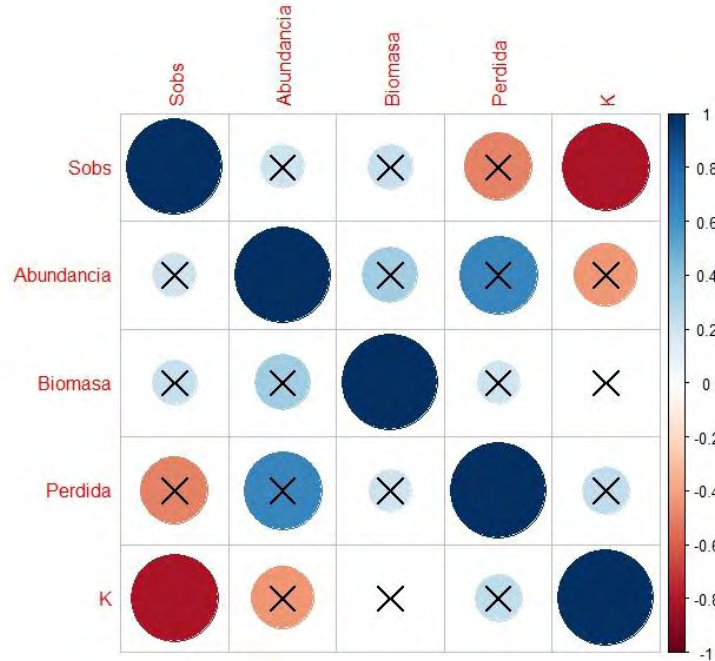


Figura 14. Correlación de las variables evaluadas: Riqueza observada (Sobs), abundancia, biomasa, perdida (biomasa) y tasa de descomposición (k).

Fuente: este estudio

8.2.5. Grupos funcionales de alimentación.

Los grupos taxonómicos de macroinvertebrados asociados a las bolsas de descomposición en los tramos de estudio pertenecieron a cuatro grupos funcionales: fragmentadores, recolectores, raspadores y depredadores. Durante el muestreo la riqueza observada y promedio indica entre cuatro y cinco grupos funcionales de alimentación. La riqueza promedio de cuatro grupos funcionales de alimentación se mantiene a lo largo del muestreo, mientras que la riqueza observada es mayor en los días de retirada 24, 62 y 92 con cinco grupos de alimentación (Figura 15).

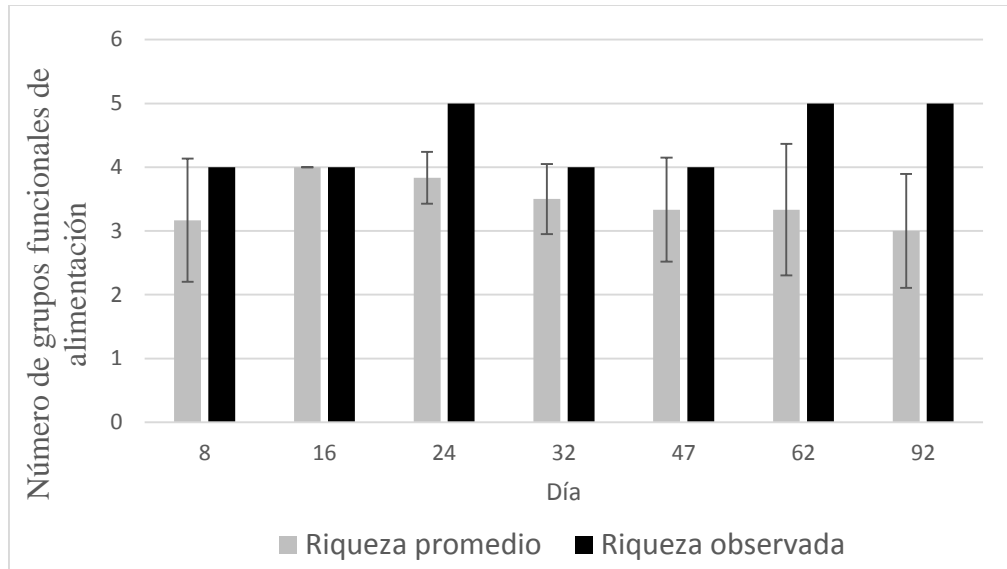


Figura 15. Variación de riqueza de grupos funcionales de alimentación de macroinvertebrados acuáticos asociados a trampas de descomposición mixta en tramos de la microcuenca La Chorrera.

Fuente: este estudio.

El grupo funcional fragmentador fue el que mayor porcentaje relativo presentó en el muestreo, manteniendo valores superiores al 35%, en el día ocho se observa su máximo valor con un porcentaje superior al 70%. El grupo recolector se observa con un porcentaje muy bajo en el primer muestreo, pero en los demás muestreos se observa valores superiores al 30%. El grupo depredadores y raspadores poseen una baja representatividad en el muestreo con valores menores al 20%. El grupo filtrador aparece solo en el día de retirada 24 y 62 (Figura 16).

Los fragmentadores fueron el grupo que mayor aporte de biomasa proporcionaron con un total de 6.5448 gr, seguido por raspadores y depredadores con 2.576 gr y 1.0715 gr respectivamente, recolectores y filtradores tan solo aportan 0.7209 gr y 0.1841 gr, cada uno (Figura 17).

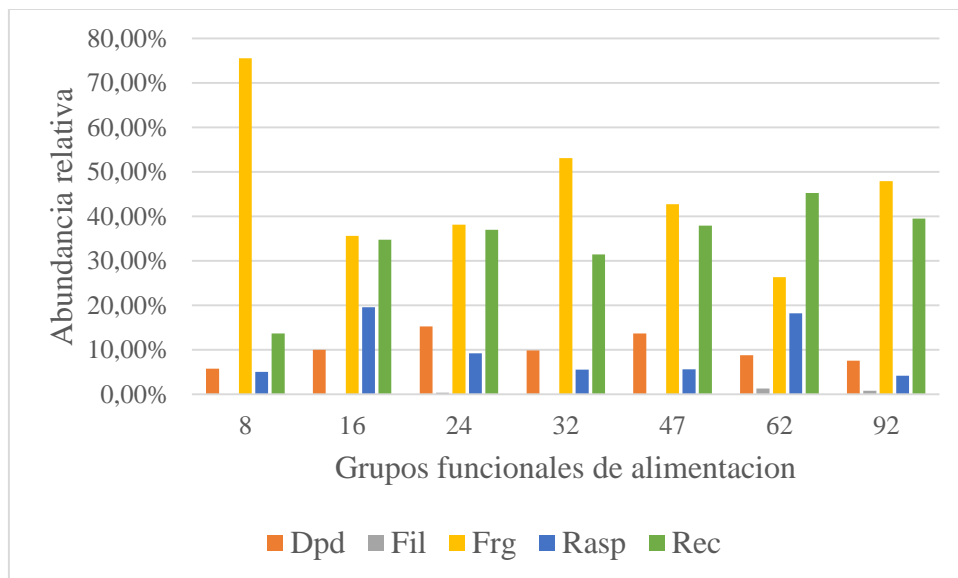


Figura 16. Abundancia relativa de los grupos funcionales de alimentación de macroinvertebrados acuáticos asociados a trampas de descomposición mixta en tramos de la microcuenca La Chorrera. Dpd= Depredadores, Fil= Filtradores; Frg= Fragmentadores; Rasp= Raspadores

Fuente: este estudio

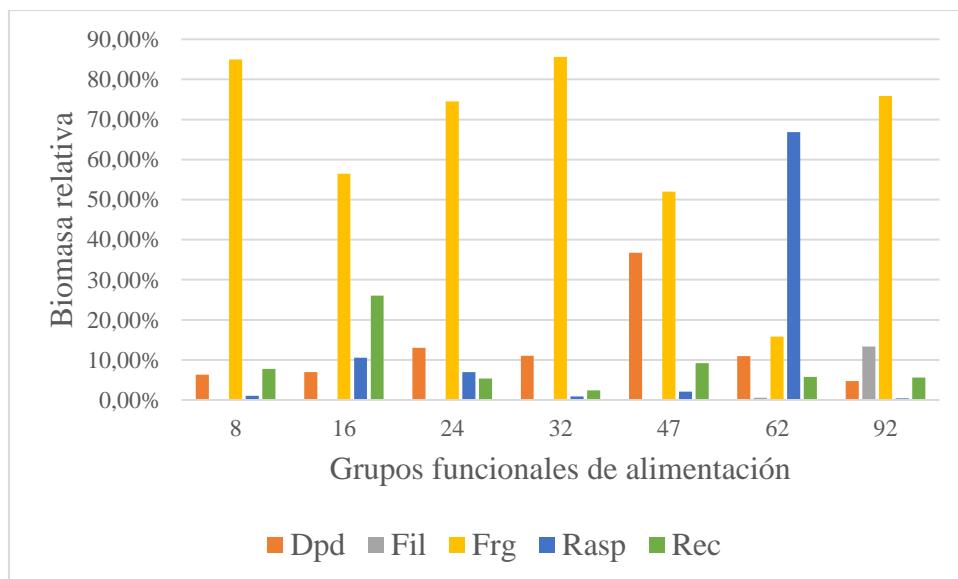


Figura 17. Biomasa relativa de los grupos funcionales de alimentación de macroinvertebrados acuáticos asociados a trampas de descomposición mixta en tramos de la microcuenca La Chorrera.. Dpd= Depredadores, Fil= Filtradores; Frg= Fragmentadores; Rasp= Raspadores

Fuente: este estudio

9. DISCUSIÓN

9.1 Tasa de descomposición

De acuerdo con el esquema de clasificación de descomposición foliar de Petersen & Cummins (1973), las tasas de descomposición obtenidas fueron rápidas con un valor $\geq 0.010 \text{ k d}^{-1}$ estos resultado concuerda con tasas de descomposición reportadas en zonas templadas. Swan & Palmer (2004) determinaron tasas de descomposición de $0,450 \text{ k d}^{-1}$ en paquetes de hojarasca mixtos compuestos de las especies sicómoro (*Platanus occidentalis*), arce (*Acer negundo*), olmo (*Ulmus rubra*), sauce negro (*Salix nigra*), arce blanco (*Acer saccharinum*) y nogal negro (*Juglans nigra*); Abelho (2009) reporta tasas de descomposición de $0,0267 \text{ k d}^{-1}$ correspondientes a paquetes mixtos de hojas de aliso (*Alnus glutinosa*), castaño (*Castanea sativa*) y encina (*Quercus ilex*). No obstante se han realizado reportes de tasas de descomposición lentas, como en el estudio de Leff & McArthur (1989), donde se mezclan hojas de arce rojo (*Acer rubrum*) y ciprés (*Taxodium distichum*) para dos sitios de muestreo con regímenes hidrológicos diferentes.

Benstead (1996) en corrientes tropicales reportó tasas de descomposición altas para hojarasca mixta, sin embargo, Moretti *et al.*, 2007 observo que la descomposición foliar de cinco especies nativas del cerrado brasileño, *Myrcia guianensis*, *Ocotea sp.*, *Miconia chartacea*, *Protium brasiliense* y *Protium heptaphyllum* en dos arroyos con distintas propiedades fisicoquímicas, fue bajo. Las diferencias en tasas de descomposición en los estudios realizados difieren por los sitios de muestreo, las características fisicoquímicas del agua, de las hojas y al tipo de comunidades asociadas (hongos y macroinvertebrados). En términos generales se esperarías que las tasas de

descomposición sean más altas en corriente tropicales, debido a que la temperatura del agua es un factor importante que daría lugar a un rápido acondicionamiento microbiano de la hojarasca, con un potencial aumento subsiguiente en la tasa de consumo por macroinvertebrados fragmentadores (Dudgeon, 1982; Benstead, 1996). (Tabla 2).

Tabla 3. Resumen de los resultados de algunos estudios sobre las tasas de descomposición en arroyos tropicales y templados.

Localidad	Especies	Tasa de descomposición $k d^{-1}$	Fuente
Maryland USA, Howard, corriente Chesapeake Bay.	<i>Platanus occidentalis</i> <i>Acer negundo</i> <i>Ulmus rubra</i> <i>Salix nigra</i> <i>Acer saccharinum</i> <i>Juglans nigra</i>	0,45	Swan & Palmer (2004)
Portugal, Coimbra, ribera Botão.	<i>Alnus glutinosa</i> <i>Castanea sativa</i> <i>Quercus ilex,</i>	0,02679	Abelho (2009)
Corolina del Sur USA, Barnwll, dos sitios distanciados por 15 km.	<i>Acer rubrum</i> <i>Taxodium distichum</i>	0,00088 0,00032	Leff, & McArthur (1989)
Costa Rica, Provincia de Heredia, corriente de la Quebrada Platanilla	Hojarasca	0.025	Benstead (1996)
Brazil, Sierra, Espinhaço, corriente Indalá y Garcia.	<i>Myrcia guyanensis,</i> <i>Ocotea sp</i> <i>Miconia chartacea</i> <i>Protium brasiliense</i> <i>Protium heptaphyllum</i>	0,00348 Indalá 0,00522 Garcia	Moretti <i>et al</i> ..(2007)
Ecuador, Provincia Azuay, tres microcuencas del Rio Tomebamba.	<i>Alnus acuminata</i>	0,0391 Mazan	Rincón <i>et al</i> ..(2017)
		0,0140 Laviuco	
		0,0150 Matadero	
	<i>Miconia bracteolata</i>	0,0192 Mazan	

Localidad	Especies	Tasa de descomposición $k d^{-1}$	Fuente
		0,0146 Laviuco	
		0,0156 Matadero	
Cauca, Cabuyal, corriente las Ovejas.	<i>Croton gossypifolius</i>	0,0651	Mathuriau & Chauvet (2002)
	<i>Clidemia sp</i>	0,0235	
Colombia, Bogotá, Reserva Forestal Caminos de Santa Ana. Dos corrientes.	<i>aquilinum</i>	0,012 Pequeña	Gonzales (2009)
		0,013 Garrapata	
	<i>Miconia latifolia</i>	0,016 Pequeña	
		0,014 Garrapata	
Colombia, Leticia, Rio Amazonas.	<i>Cecropia latifiloba</i>	0,031	Rueda <i>et al.</i> , (2006)
	<i>Cecropia integrifolia</i>	0,019	
	<i>Symmeria paniculata</i>	0,010	
Colombia, Nariño, vereda Aguapamba.	<i>Freziera reticulata</i>	0,0163 Tramo uno 0,0117 Tramo dos	Este estudio
	<i>Brunella bullata</i>		
	<i>Miconia thezans</i>		
	<i>Miconia sp</i>		

La hojarasca de las trampas tuvo una tasa de descomposición más alta durante los primeros ocho días del experimento como se ha observado en otras investigaciones (Mathuriau & Chauvet, 2002; Rueda Delgado *et al.*, 2006; Gonzáles , 2009), esta rápida descomposición esté relacionada con procesos de lixiviación y una rápida pérdida de material inicial que ocurre durante las primeras 24 horas a siete días y en donde se da una liberación de compuestos solubles por lavado con un porcentaje de disminución entre el 5- 25% del peso seco inicial de las hojas (Petersen & Cummins, 1973; Webster & Benfield, 1986; Abelho, 2001). A nivel ecosistémico el registro de una tasa de descomposición alta durante los primeros días implica una alta capacidad de procesamiento de la materia orgánica fina y un rápido ciclaje de nutrientes en el mismo (Gonzáles , 2009).

Webster & Benfield (1986), señalan que la fragmentación de las hojas se ve afectado por factores internos, como las características químicas y físicas de las hojas y factores ambientales externos, estos factores pueden explicar la permanencia y reducción del material foliar a lo largo del tiempo. Chara *et al.*, (2007), sugiere que la suavidad de las hojas es otra variable a tener en cuenta en la tasa de descomposición, en su investigación la especie con una suavidad mayor, registro los valores más altos de descomposición respecto a otras especies evaluadas, con una dureza superior. Por el contrario, muchas plantas tropicales tienen hojas con cutículas muy gruesas, una adaptación que previene la lixiviación por las altas precipitaciones y que actúa como disuasivo para algunos herbívoros y por lo tanto son más difíciles de fragmentar (Benstead, 1996).

Esto puede explicar lo ocurrido con las hojas de *Freziera reticulata*, con una consistencia coriácea que permanecieron constantes durante el periodo de muestreo, esta especie puede ser denominada como una especie lenta y refractaria según McArthur *et al.*, 1994, hojas resistentes, confieren mayor estabilidad a otras hojas más delgadas que son rápidamente procesadas, crean hábitat para organismos acuáticos, promueve la estabilidad física del canal de la corriente y retardan la pérdida de fuentes de alimentos más fácilmente disponibles (Webster & Benfield, 1986). La presencia de este tipo de hojas con descomposición lenta puede generar efectos positivos al generarse una descomposición más rápida que la que normalmente harían algunas hojas sin la presencia de estas especies que presentan una estructura física más estable, o pueden presentarse efectos negativos en las tasas de descomposición de la hojarasca mixta, ya que disminuye la tasa de descomposición general, al reducir la ruptura mecánica provocada por el agua (Leff & McArthur, 1989; McArthur *et al.*, 1994).

En contraste las hojas suaves de *Miconia thezans* y *Miconia sp*, presentaron una rápida ruptura esto puede estar asociado a contenidos más bajos de compuestos inhibidores, que facilitan la colonización microbiana y permiten que las hojas sean más palatables para los invertebrados acuáticos (Mathuriau & Chauvet, 2002; Rosemond, Pringle, Ramírez, Paul, & Meyer, 2002). Este resultado consistente con el estudio de Moretti, *et al* (2007), en el cual las hojas de *Ocotea sp.*, con menor contenido de polifenoles y menor tenacidad, se descompone rápidamente. Texturas suaves están asociadas a bajo contenido de taninos y un mayor contenido de nitrógeno, como lo observado por Mathuriau & Chauvet (2002), en una corriente tropical, quienes encontraron que las hojas de *Croton sp.* se descomponían más rápido por su suavidad. Por ultimo las hojas de *Brunella bullata*, disminuyeron en gran medida a los 47 días de exposición, su retraso se da porque debe eliminar total o parcial de cutículas, que normalmente son gruesas y cerosas, para acelerar la solubilización de polifenoles, la colonización de hifomicetos y la descomposición (Canhoto & Graça, 1996).

Disminuciones temporales de la tasa de descomposición de las trampas mixtas observadas en algunos días de retirada a lo largo del muestreo están asociadas al crecimiento de biopelículas en la superficie de las hojas, así como el aumento de biomasa microbiana (González , 2009). Chara *et al.*, 2007, sugiere que esto puede estar relacionado con el flujo constante de partículas en suspensión que se adhieren a las trampas y disminuyen el intercambio de agua y gases, lo que provoca condiciones anaeróbicas. Esto fue reportado en hojarasca de la especie *Syzygium cordatum*, en el trabajo realizado por Mathooko, Magana, & Nyang'au (2000). Por el contrario, incrementos en la tasa de descomposición están vinculados con periodos de variación de la corriente, Rueda *et al* (2006), demostró en la región Caribe y Amazónica que la tasa de descomposición de las especie *Miconia latifolia* se relaciona directamente con el caudal.

9.2. Colonización de macroinvertebrados acuáticos

La composición de macroinvertebrados acuáticos está sujeta al lugar de muestreo, tipo de corriente y sustrato empleado como trampa de descomposición, como lo han demostrado los últimos estudios. Janke & Trivinho (2007), indicaron que la colonización de hojarasca por macroinvertebrados se diferenció por la calidad de los recursos disponibles en las trampas, esto también se observó en otros estudios (Graça *et al.*, 2001; Dudgeon & Wu, 1999). Es así como la calidad del recurso tiene especial importancia para la atracción de macroinvertebrados (Graça, 2001; Dobson, 1991; Richardson , 1992).

Asimismo, la calidad del agua influye en gran medida en el tipo de organismo que coloniza las trampas de hojarasca, como lo encontrado en Gonzáles en el 2009, quien usando hojarasca de *Pteridium aquilium* y *Miconia latifolia*, en dos quebradas con diferentes condiciones de nutrientes, determinó que la diferencia en grupos taxonómicos encontrados dependía de las condiciones del agua independientemente del sustrato, registrándose ya sea organismos propios de cuerpos de agua con algún tipo de alteración u organismo de aguas con condiciones ambientales menos estresantes y niveles altos de oxígeno.

Sin embargo la riqueza de macroinvertebrados acuáticos también depende de las condiciones ambientales presentes durante el muestreo y un número alto de taxa puede ser favorecido por la disminución de la precipitación (Rodríguez, Descriptores funcionales en un sistema fluvial de

montaña. Santa Marta, Colombia (Tesis Doctoral) Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, 2011), como lo demuestra Ramírez & Pringle, 1998 y Rodríguez *et al* (2007), quienes encontraron para quebradas tropicales de montaña una tendencia al incremento en la riqueza durante periodos de sequía. A diferencia de esto, Rueda Delgado, 2012 explica que una mayor riqueza de géneros puede ser encontrada en la hojarasca pero en momentos de estrés hidrológicos tanto en arroyos de montaña como de selva, apoyando la hipótesis de que la hojarasca actúa como refugio de la fauna de macroinvertebrados. Bajo estas premisas el principal motor del procesamiento de hojarasca es la fuerza hídrica la cual regularía entre otros la posibilidad de colonización de este sustrato por los invertebrados (Royer & Minshall, 2003).

Abelho (2009), encontró que la riqueza de la comunidad de macroinvertebrados alcanzó valores máximos cuando el porcentaje de masa seca restante fue de aproximadamente 40% en la mayoría de los tratamientos además Leroy & Marks, 2006 y Abelho (2008), señalan que el conjunto de macroinvertebrados que colonizan las hojas en descomposición están más influenciados por el tiempo de inmersión que por las especies de hojas y la riqueza de macroinvertebrados en trampas mixtas no afecta las tasas de descomposición como lo demuestra Leff, & McArthur en 1989. Esto explicaría la relación negativa que se presenta entre las tasas de descomposición y la riqueza de macroinvertebrados acuáticos presentes.

En general la abundancia de organismos fue baja respecto a otras investigaciones de arroyos tropicales (Mathuriau & Chauvet 2002), lo cual apoya la conclusión de Chara *et al* (2007), quien afirma que un bajo número de macroinvertebrados puede ser una característica común de los flujos de cabecera en los Andes. Pese a la baja abundancia, se observó una rápida colonización de

macroinvertebrados en las bolsas de hojarasca, lo que indica la importancia de este recurso como microhabitat para los invertebrados de corrientes tropicales (Abelho, 2009).

Diminuciones temporales relacionadas con la abundancia pueden explicarse por reducciones de la cantidad de hojarasca en las trampas y por incrementos en el caudal, generando un lavado de las comunidades biológicas (macroinvertebrados y otros microorganismos) que se encontraban en las trampas de descomposición (Amaya, 2000; Abelho, 2009). El estudio desarrollado por Flecker & Fifarek (1994), se demuestra como las crecientes o aumentos repentinos de caudal de los arroyos del neotrópico (momentos de estrés hidrológico), son los principales causantes de disturbio en la comunidad bentónica. De hecho se ha establecido que las crecientes o pulsos de inundación generan arrastre de fauna y homogenizan el lecho de los arroyos, alterando así los hábitat colonizables por la fauna de macroinvertebrados (Bunn & Arthington, 2002; Goulart, M, Melo, A, & Callisto, M, 2003).

La biomasa registrada en este estudio es diferente a los valores de biomasa reportados en el trabajo de Rodríguez Barrios, Ospina Torres, & Ovalle (2007), en un tramo de una quebrada tropical de montaña ubicada en los cerros orientales de Bogotá y durante eventos de altas y bajas precipitaciones, en donde se reportó un total de 320 mg. Estas diferencias de la biomasa quizá se deban al tamaño de los organismos que habitan ambientes determinados, a discrepancias en la disponibilidad de nutrientes, a las variaciones en las características físicas y químicas, a la heterogeneidad de los distintos hábitat o las interacciones bióticas particulares de cada caso.

Según Allan y Castillo (2007), el material vegetal experimenta cambios estructurales y bioquímicos durante la descomposición que proporcionan una calidad diferente de sustrato y lo

hacen más apetecible, estos cambios son aprovechados por diferentes grupos funcionales de alimentación, como los fragmentadores que utilizan parte de este material vegetal al convertirlo de partículas orgánicas gruesas en partículas orgánicas finas. La dominancia de este grupo observada en esta investigación coincide con otros estudios en los que resaltan el papel de estos en ríos tropicales. Graça (2001), observó que una alta densidad de fragmentadores era responsable de la gran pérdida de masa de hojas de *Protium brasiliense*, en una corriente tropical, por lo tanto, la actividad de este grupo es importante porque promueve la desintegración de las hojas y contribuye al flujo de materia y energía desde las cabeceras a las áreas aguas abajo. Swan & Palmer (2005), determinaron que los fragmentadores responden de forma independiente a la calidad de las hojas dentro de una mezcla, los efectos directos darían lugar a una rápida colonización inicial y las abundancias permanecerían altas mientras pasan a consumir un sustrato menos apetecible como lo observado en los primeros muestreos.

La importancia ecológica de fragmentadores muchas veces no se refleja en su abundancia sino en la biomasa aportada, Rodríguez (2011), encontró que fragmentadores dominaron con el 52.3% de la biomasa, seguidos de los depredadores con el 36% y el 12% restante fue para los colectores-recolectores, los colectores-filtradores y los raspadores, respectivamente. Cheshire, Boyero , & Pearson, 2005 y Rodríguez (2011), determinaron en ríos del trópico que los fragmentadores dominan en biomasa con un 36% y para Colombia, Chará *et al.* (2010) reportan que el 64% corresponde a fragmentadores. Un claro ejemplo de un gran aporte de biomasa con bajas abundancias fue *Tipula*, como los encontrado en los trabajo de Rodríguez *et al.*, 2011; Charáserna *et al.*, 2012; Meza & Rubio, 2010; Gutiérrez *et al.*, 2016). Sin embargo existen organismos como *Phylloicus* (Calamoceratidae) bien representado con altas abundancias, el cual es un importante

fragmentador, cuya presencia está relacionada con un aumento en la pérdida de masa foliar y un procesamiento efectivo debido a sus tasas de consumo superiores a la media (Graça M. , 2001; Tonello, Naziloski, Tonin, & Reste, 2016).

En contraste con el grupo de fragmentadores, la abundancia y la densidad de las especies recolectoras incremento de manera lineal a lo largo del muestreo, este aumento según Benstead (1996), puede deberse a un proceso más pasivo que el de fragmentadores y su colonización es independiente de la cantidad de hojarasca restante en las bolsas de descomposición, pero es posible que su abundancia esté vinculada a la velocidad de desintegración mediante la producción de materia orgánica particulada fina mediante fragmentadores dentro de las trampas de hojarasca. Richardson (1992), comparó los patrones de colonización en paquetes de hojas naturales y artificiales (tela de poliéster) y encontró que la abundancia de recolectores estuvo en función de la cantidad de detritus de partículas finas acumuladas contenidas dentro de los paquetes de hojas.

El patrón de depredadores no fue definido, pero fue relativamente constante durante la descomposición de hojarasca como en el trabajo de Leff & McArthur (1989), en donde la presencia de este grupo en corrientes tropicales depende de las densidades de macroinvertebrados dentro de las acumulaciones de hojarasca, ya que estos representan parches concentrados de presas en un ambiente que de otra manera se caracteriza por una baja densidad de presas (Benstead, 1996). Al final del período de estudio, el número de depredadores disminuyó a pesar del aumento del número de presas, posiblemente como resultado de la disminución de la cantidad de hojarasca presente en las trampas (Benstead, 1996). Filtradores registraron valores bajos de abundancia, a pesar de que

Wallace & Merritt (1980), determinaron que son un grupo dominante en los sistemas lóticos debido a que la corriente transporta las partículas y favorece su hábito alimenticio.

Una participación menor de grupos como raspadores a lo largo del experimento puede estar relacionado con sus hábitos alimenticios, ya que estos organismos se alimentan del perifiton adherido a la superficie de los sustratos minerales u orgánicos. Según Mormul, Vieira, Pressinatte Júnior, Monkolski, & Medeiros dos Santos (2006), después de algunos días del experimento, puede haber una disminución del porcentaje de raspadores ya que parte del sustrato usado comienza a perderse por la reducción de las hojas y consiguiente derivación de estos fragmentos. Grupos como recolectores utilizan eficientemente los recursos alimenticios de la cadena detritívora, principalmente en las etapas de descomposición más avanzadas, debido al aumento de la materia orgánica fina (Capello, Marchese, & Ezcurra De Drago, 2004; Ligeiro, Moretti, Gonçalves, & Castillo, 2010), esto explicaría una mayor intervención en los últimos muestreos, estos resultados difieren de los encontrados por Gutiérrez Lopez (2015), en donde recolectores presentaron una mayor dominancia con un 81.47%, seguidos por los raspadores con 7.49%, fragmentadores con 5.84%, depredadores con 2.17% y colectores/filtradores con 1.67%.

CONCLUSIONES

- Las tasas de descomposición en los tramos estudio de la microcuenca fueron rápidas en comparación con lo observado típicamente en corrientes tropicales de montaña.
- Las hojas con textura suave fueron rápidamente incorporadas y se convirtieron en una importante fuente de alimento, mientras que hojas con texturas más duras y refractarias que permanecieron mayor tiempo cumplieron un papel estructural.
- Se observó una rápida colonización de macroinvertebrados en las trampas, lo que indica la importancia de la hojarasca como un microhábitat para estos organismos en corrientes tropicales.
- La colonización de la comunidad de macroinvertebrados estuvo determinada por el tipo de sustrato remanente en las trampas de descomposición a lo largo del periodo de estudio.

RECOMENDACIONES

- Es importante continuar la evaluación del proceso de descomposición en ecosistemas de montaña, debido a que las dinámicas asociados a estos se ven modificados por las diferencias en las variables hidrológicas, físicas y biológicas. Además el efecto de comunidades como hongos y bacterias debe evaluarse con mayor detalle con el fin de ampliar el conocimiento sobre las diferencias existentes en zonas templadas donde dichas relaciones se encuentran mejor descritas.
- En los estudios enfocados en tasas de descomposición empleado sustratos mixto es necesario evaluar las tasas de descomposición de las especies por separado para determinar si estas poseen efectos aditivos o negativos con el fin de establecer bases sobre los efectos que generan las dinámicas en trampas con especies vegetales mixtos más detalladamente.
- Es necesario evaluar la permanencia de los recursos foliares en una corriente de montaña tropical dependiendo de la calidad de la hoja, es decir, en relación a la concentración de compuestos químicos a lo largo del muestreo, esto es básico en futuros estudios con el fin de obtener resultados precisos en torno a la importancia de las características particulares de la hojarasca en la descomposición

REFERENCIAS

- Abelho, M. (2001). From litterfall to breakdown in streams: a review. *The Scientific World Journal*, 1, 656-680.
- Abelho, M. (2009). Leaf-Litter Mixtures Affect Breakdown and Macroinvertebrate Colonization Rates in a Stream Ecosystem. *International Review of Hydrobiology*, 94(4), 436-451.
- Allan, D., & Castillo, M. (2007). *Stream Ecology: Structure and function of running waters*. . Dordrecht: Springer.
- Amaya, A. (2000). *Efecto de las variables hidrológicas sobre la colonización y deriva de macroinvertebrados en un río tropical. Trabajo de grado. Universidad Javeriana (Bogotá).*
- Anderson, N. H., & Sedell, J. R. (1979). *Detritus Processing by Macroinvertebrates in Stream Ecosystems*. Retrieved from Annual Review of Entomology. vol. 24:351-377 : <https://doi.org/10.1146/annurev.en.24.010179.002031>
- Arcos, I. (2005). *Efecto del ancho los ecosistemas riparios en la conservación de la Efecto del ancho los ecosistemas riparios en la conservación de la Sesesmiles, Copán, Honduras (Tesis de maestría) CATIE, Costa Rica.*
- Bärlocher, F., & Kendrick, B. (1973). Fungi and food preferences of Gammarus pseudolimnaeus. *Arch. Hydrobiol*, 72, 501-516.
- Bärlocher, F., & Oertli, J. (1978). Inhibitors of aquatic hyphomycetes in dead conifer needles. *Mycological Society of America*, 964-974.

- Bayley, P. (1995). Understanding large river: floodplain ecosystems. *BioScience*, 45(3), 153-158.
- Becerra, K. (2013). Flora y vegetación ribereña en la Reserva Nacional Trapananda, Región de Aysén, Chile (Tesis de pregrado) Universidad Austral de Chile, Valdivia.
- Benfield, E. F., & Webster, J. R. (1985). Shredder abundance and leaf breakdown in an Appalachian Mountain stream. *Freshwater Biology*, 15(1), 113-120.
- Benfield, E. F., Webster, J. R., Hutchens, J. J., Tank, J. L., & Tuner, P. A. (2001). *Organic matter dynamics along a stream-order and elevational gradient in a southern Appalachian stream*. Retrieved from Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie Verhandlungen, :
<https://doi.org/10.1080/03680770.1998.11901454>
- Benke, A. C., Huryn, A. D., Smock, L., & Wallace, B. (1999). Length-mass relationships for freshwater macroinvertebrates in North America with particular reference to the southeastern United States. *Journal of the North American Benthological Society*, 18(3), 308-343.
- Bennett, A. (1999). *Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation*. Molbourne: UICN.
- Benstead, J. P. (1996). Macroinvertebrates and the Processing of Leaf Litter in a Tropical Stream. *Biotropica*, 367-375.
- Berg, B., & McClaugherty, C. (2008). *Plant litter. Decomposition, humus formation, carbon sequestration*. . Springer.

- Bunn, S. E., & Arthington, A. H. (2002). Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* 30, 492-507.
- Canhoto , C., & Graça, M. (1996). Decomposition of Eucalyptus globulus leaves and three native leaf species (Alnus glutinosa, Castanea sativa and Quercus faginea) in a Portuguese low order stream. *Hydrobiologia*, 333(2), 79-85.
- Capello, S., Marchese , M., & Ezcurra De Drago , I. (2004). DescomposicióN y colonización por invertebrados de hojas Salix humboldtiana en la llanura aluvial Del río Paraná Medio. *Amazoniana*, 18, 125–143.
- Carranzo. (2012). *Standar Methods for examination of water and wastewater*. Universidad Complutense de Madrir. Edicion 22 .
- Chao, A., & Jost, L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: Standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, 93(12), 2533-2547.
- Chara, J., Baird, D., Telfer, T., & Giraldo, L. (2007). A comparative study of leaf breakdown of three native tree species in a slowly-flowing headwater stream in the Colombian Andes. *International Review of Hydrobiology*, 92(2), 183-198.
- Cheshire, K. L., Boyero , R. G., & Pearson, F. G. (2005). Food webs in tropical Australian streams: shredders are not scarce. *Freshwater Biol.* 50, 748-769.
- Colwell, R. K., & Coddington, J. A. (1994). Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B*, 345(1311), 101-118.

- Covich A, P. (2006). Protección de la biodiversidad del bentos para asegurar procesamiento de materia orgánica y servicios del ecosistema: importancia de los invertebrados fragmentadores en redes de drenaje. *Ecotropicos*, 19(2), 109-127.
- Cummins. (1974). Structure and Function of Stream Ecosystems. *BioScience*, Volume 24, Issue 11, 1, 631–641. Retrieved from BioScience, Volume 24, Issue 11, 1 November 1974, Pages 631–641.; <https://doi.org/10.2307/1296676>
- Cummins, K. W., Merritt, R. W., & Berg, M. B. (1996). Ecology and distribution of aquatic insects. *An introduction to the aquatic insects of North America*, 299-353.
- Cummins, K. W., Sedell, J. R., Swanson, F. J., Minshall, G. W., Fisher, S. G., Cushing, C. E., . . . Vannote, R. L. (1983). *Organic Matter Budgets for Stream Ecosystems: Problems in their Evaluation*. Retrieved from Stream Ecology: https://doi.org/10.1007/978-1-4613-3775-1_13
- Cummins, K., & Klug, M. (1979). Feeding Ecology of Stream Invertebrates. *Annual review of ecology and systematics*, 10(1), 147-172.
- Dobson, M. (1991). An assessment of mesh bag and plastic leaf traps as tools for. *Hydrobiologia*, 22:1, 19- 28.
- Domínguez, E., & Peters, W. (1992). Clave para ninfas y adultos de las familias y géneros de Ephemeroptera (Insecta) sudamericanos. *Biología Acuática*, no. 16.
- Dudgeon, D. (1982). An investigation of physical and biological processing of two species of leaf litter in Tai Po Kau Forest stream. New Territories, Hong Kong. . *Archiv für Hydrobiologie*, 96, , 1-32.

- Dudgeon, D., & Wu, K. (1999). Leaf litter in a tropical stream: food or substrate for. *Arch. Hydrobiol.*, 146, 65-82.
- Elosegi, A., & Sabater, S. (2009). Conceptos y técnicas de ecología fluvial. In J. Pozo, A. Elegosi, J. Díez, & J. Molinero, *Dinámica y relevancia de la materia orgánica* (pp. 141-167). Bilbao: España.
- Eyes, M., Rodríguez, J., & Guitiérrez, L. C. (2012). Descomposición de la hojarasca y su relación con los macroinvertebrados acuáticos del río Gaira (Santa Marta-Colombia). *Acta Biológica Colombiana*, Vol.17, 77-92.
- Figueroa, R., Palma, A., Ruiz, V., & Niell, X. (2007). Análisis comparativo de índices bióticos utilizados en la evaluación de la calidad de las aguas en un río mediterráneo de Chile: río Chillán, VIII Región. *Revista Chilena de Historia Natural* 80, 225-242.
- Fisher. (1996). *Stream Ecology: Structure and function of running waters*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Fisher, S., & Likens, G. (1973, February). *Energy Flow in Bear Brook, New Hampshire: An Integrative Approach to Stream Ecosystem Metabolism*. Retrieved from Ecological monographs Ecological society of america: DOI: 10.2307/1942301
- Flecker, A., & Ficarek, B. (1994). Disturbance and the temporal variability of invertebrate assemblages in two Andean streams. *Freshwater Biology*, 31(2), 131-142.
- Frissell, C., Liss, W., Warren, C., & Hurley, M. (1986). A hierarchical framework for stream habitat classification: Viewing streams in a watershed context. *Environmental Management Vol: 10*, 199-214 .

- Gayoso, J., & Gayoso, S. (2003). Diseño de zonas ribereñas, requerimiento de un ancho mínimo. *Valdivia, Chile. Universidad Austral de Chile. Facultad de Ciencias Forestales.*
- Giller, P. S., & Malmqvist, B. (1998). *The biology of Streams and Rivers*. New York, USA: Biology of Habitats Series.
- Gómez Cerón, A. E., & Hidalgo Estrella, J. G. (2007). *Relación de las variables físico químicas con la diversidad de macroinvertebrados en sistemas acuáticos loticos del antiplano nariñense*. Pasto, Colombia.
- González, M. (2009). Comparación de la tasa de descomposición de hojas de *Pteridium aquilium* y *Miconia latifolia* en dos quebradas con diferentes condiciones de nutrientes (Reserva Forestal Caminos de Santa Ana) (Tesis de pregrado), Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá.
- Gonzales, & Jurado. (2014). Caracterización de la calidad del agua de las cuencas hidrográficas de Atacama y Coquimbo, Chile con base en macroinvertebrados (Tesis de pregrado) Universidad de Nariño, Pasto.
- Goulart, M, D. C., Melo, A, L., & Callisto, M. (2003). Qual a relação entre parâmetros ambientais e a diversidade de heterópteros aquáticos em nascentes de altitude? *Revista BIOS (PUC-MG), Belo Horizonte, 10, 63-76.*
- Graça, A. S., Cressa, Gessner, Feio, Callies, & Barrios. (2001). Food quality, feeding preferences, survival and growth of shredders from temperate and tropical streams. *Freshwater Biol., 46, 947-957.*

Graça, M. (2001). The role invertebrate on leaf litter decomposition in stream- a review.

International Review of Hydrobiology, 86, p 283-293, 283-293.

Graça, M., & Canhoto, C. (2006). Leaf litter processing in low order streams. *Limnetica*, 25(1-2), 1-10.

Gutiérrez Lopez, A. (2015). Colonización de macroinvertebrados acuáticos sobre hojas nativas e introducidas en una zona con impacto ganadero en la parte alta del río Chinchiná (Tesis de pregrado) UNISARC, Santa Rosa de Cabal.

Gutiérrez, D. (2006). *Caracterización del metabolismo y de la oferta de recursos de materia orgánica para la fauna de macroinvertebrados bentónicos en una quebrada de montaña de orden menor. Tesis de pregrado Universidad Nacional (Bogotá).*

Hansen, B., Reich, P., & Cavagnaro, T. (2010). Minimum width requirements for riparian zones to protect flowing waters and to conserve biodiversity: a review and recommendations with application to the State of Victoria. *Report to the Office of Water, Victorian Department of Sustainability and Environment. Monash University.*

Herranz Sanz, J. M., & Gonzáles del Tánago, M. (1986). a colonización de sustratos artificiales por macroinvertebrados bénticos en las aguas del Alto Tajo. Comparación de métodos de muestreo. *Asociación española de limnología. Limnética* 2, 163-171.

Hoffman, A. (2005). Dynamic of fine particulate organic mater (FPMO) and macroinvertebrates in natural and artificial leaf packs. *Hidrobiologia*, 167-178.

- Holzenthal, R. W., & Flint, O. (1995). Studies of Neotropical caddisflies, LI: systematics of the Neotropical caddisfly genus *Contulma* (Trichoptera: Anomalopsychidae). *Smithsonian Contributions to Zoology No 575*.
- Hoorens, B., Aerts, R., & Stroetenga, M. (2003). Does initial litter chemistry explain litter mixture effects on decomposition? *Oecologia. Vol, 137* , 578-586.
- Janke, H., & Trivinho, S. (2007). Colonization of leaf litter by aquatic macroinvertebrates: a study in a low order tropical stream. *Acta Limnologica Brasiliensia, 19(1)*, 109-115.
- Jiménez Valverde, A., & Hortal, J. (2003). Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología, 8*, 151-161.
- Kaushik. (1971). The fate of autumn-shed leaves that fall into streams. *Archiv fur Hydrobiologie, 68*, 65-515.
- Leff, L., & McArthur, V. (1989). The effect of leaf pack composition on processing a comparison of mixed and single species packs. *Hydrobiologia 248*, 65-77.
- Leroy, C. J., & Marks, J. C. (2006). Leroy, C. J., & Marks, J. C. (2006). Litter quality, stream characteristics and litter diversity influence decomposition rates and macroinvertebrates. *Freshwater biology, 51(4)*, 605-617.
- Ligeiro, R., Moretti, M., Gonçalves, J., & Castillo, M. (2010). What is more important for invertebrate colonization in a stream with low-quality litter inputs: exposure time or leaf species? *Hydrobiologia, 654*, 237-244.
- Lindeman, R. L. (1942). The trophic-dynamic aspect of ecology. *Ecology 23(4)*, 399-417.

- Little, C., & Lara, A. (2010). Restauración ecológica para aumentar la provisión de agua como un servicio ecosistémico en cuencas forestales del centro-sur de Chile. *Bosque (Valdivia)* v.31 n.3 , 175-178. Retrieved from *Bosque (Valdivia)* Vol.31 n.3 : <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002010000300001>
- Lowrance, R., Williams, R., Inamdar, S., Bosch, D., & Sheridan, J. (2001). Evaluation of coastal plain conservation buffers using the riparian ecosystem management model. *AWRA Journal of the American Water Resources Association*, 37(6), 1445-1455.
- Machado, E., & Sanches, V. (2004). Colonizaçã por macroinvertebrados bentônicos em substrato artificial e natural em um riacho da serra de Itatinga, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 2(2), 287-293.
- Martínez Revelo, D. E., & Caicedo Játiva, D. A. (2011). Efecto de la vegetación ribereña sobre la ecología trófica de los macroinvertebrados bentónicos de la quebrada las tiendas (cuenca alta del rio Pasto, Nariño) (Tesis de pregrado) Universisda de Nariño, Pasto.
- Mathooko, J. M., Magana, A. M., & Nyang'au, I. M. (2000). Descomposition of *Syzygium cordatum* in a Rift Valley stre ecosystem. *African Journal of Ecology* 2000 Vol.38 No.4 .ref.11, 365-368.
- Mathuriau, C., & Chauvet, E. (2002). Breakdown of leaf litter in a neotropical stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 21(3), 384-396.
- McArthur, V. J., Aho, J. M., Rader, R. B., & Mills, G. L. (1994). Interspecific leaf interactions during decomposition in aquatic and floodplain ecosystems. *ournal of the North American Benthological Society*, 13(1), 57-67.

- McArthur, V., & Barnes, J. (1988). Community dynamics of leaf litter breakdown in a Utah alpine stream. *ournal of the North American Benthological Society*, 7(1), 37-43.
- Merritt, R. W., & Lawson, D. L. (1992). The role of leaf litter macroinvertebrates in stream-floodplain dynamics. *Hydrobiologia*, 248(1), 65-77.
- Merritt, R., & Cummins, K. (1996). An introduction to the aquatic insects of North America. . *Kendall*.
- Meza Salazar, A. M. (2016). Estructura y función de macroinvertebrados acuáticos en zonas afectadas por actividades mineras, agrícolas y ganaderas en la cuenca del río Chininá (Caldas, Colombia). Tesis de maestría (Universidad de Caldas).
- Meza Salazar, A. M., & Rubio, J. (2010). Composición y estructura trófica de macroinvertebrados . *Caldasia*, 34(2), 443–456.
- Minshall, G. W. (1984). Aquatic insect-substratum relationships. *The ecology of aquatic insects*, 358-400.
- Moretti, M., Gonçalves, J. F., & Callisto, M. (2007). Leaf breakdown in two tropical streams: Differences between single and mixed species packs. *Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters*, 37(3), 250-258.
- Mormul, R. P., Vieira, L. A., Pressinatte Júnior, S., Monkolski, A., & Medeiros dos Santos, A. (2006). Sucessão de invertebrados durante o processo de decomposição de duas plantas aquáticas (*Eichhornia azurea* e *Polygonum ferrugineum*). *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 28(2).

- Moss, B. R. (1988). *The chemical birth of fresh waters*. In: *Ecology of Fresh Waters*. Blackwell Scientific Publications. Oxford: Man and Medium. (2nd edition).
- Muñoz, D., & Ospina, R. (1999). Guía para la identificación genérica de los Ephemeroptera de la Sabana de Bogotá, Colombia. Ninfas y algunos géneros de adulto. *Actualidades biológicas*, 21(70), 47-60.
- Naiman, R. J., Henri, D., & Michael, P. (1993). The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological applications*, 3(2), 209-212.
- Naiman, R., & Decamps, H. (1997). The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual review of Ecology and Systematics*, 28(1), 621-658.
- Naiman, R., & Decamps, H. (1997). The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual review of Ecology and Systematics*, 28(1), 621-658.
- Odum, H. T. (1956). Primary production in flowing waters. *Limnology and oceanography*, 1(2), 102-117.
- Oliveira, V. C., Gonçalves, E. A., & Alves, R. G. (2014). Colonisation of leaf litter by aquatic invertebrates in an Atlantic Forest stream. *Brazilian Journal of Biology*, 74(2), 267-273.
- Oliveira, V. C., Gonçalves, E. A., & Alves, R. G. (2014). Colonisation of leaf litter by aquatic invertebrates in an Atlantic Forest stream. *Brazilian Journal of Biology*, 74(2), 267-273.
- Olomukoro, J., & Tochukwu, O. (2008). Macroinvertebrate colonization of artificial substrata II: Weeds and plant stems. *Asian Journal of Plant Sciences* 5 (6), 990-995.

- Ortega Guerra, V. E. (2007). *Evaluación de calidad de agua brindando alternativas de protección y recuperación de zonas contaminadas en la microcuenca Genoy- Guaico Correguimiento de Genoy Municipio de Pasto*. Pasto, Colombia.
- Osborne, L., & Kovacic, D. (1993, Abril). *Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management*. Retrieved from Freshwater Biology: DOI: 10.1111/j.1365-2427.1993.tb00761.x
- Petersen, R. C., & Cummins, K. W. (1973). Leaf processing in a Woodland stream. *Freshwater Biol.* Vol. 4, 343-368.
- Ramírez, A., & Pringle, C. (1998). Invertebrate drift and benthic community dynamics in a lowland neotropical stream Costa Rica. *Hydrobiologia*, 386(1-3), 19-26.
- Ramos Tulcan, J. K., & Benavides Arteaga, M. E. (2015). Tasas de descomposición de cuatro especies leñosas en el Antiplado Nariñense. Pasto, Colombia.
- Richardson, J. S. (1992). Food, microhabitats, or both? Macroinvertebrate use of leaf accumulations in a mountain stream. *Freshwater Biol.*, 27, 169-176.
- Richardson, S. (1992). Food, microhabitats, or both? Macroinvertebrate use of leaf accumulations in a mountain stream. *Freshwater Biol.*, 27, 169-176.
- Rincón, J., Merchán, D., Sparer, A., Rojas, D., & Zarate, E. (2017). La descomposición de la hojarasca como herramienta para evaluar la integridad funcional de ríos altoandinos del sur del Ecuador. *Revista de Biología Tropical*, 65(1), 321-334.

- Rios, B. (2008). Comunidades de macroinvertebrados en un río altoandino: importancia del microhabitat, dinámica de la deriva, papel de la materia orgánica y relevancia de la ovoposición (Tesis doctoral) Universidad de Barcelona, Barcelona.
- Risser, P. (1993). Ecotones at local to regional scales from around the world. *Ecological Applications*, 3(3), 367-368.
- Riviera Usme, J. J. (2011). *Riviera Usme, J. J. (2011). Relación entre la composición y biomasa de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos y las variables físicas y químicas en el humedal Jaboque Bogotá-Colombia. Trabajo de grado doctoral. Universidad Nacional de Colombia.*
- Rodán Pérez, G. (1988). Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. *Universidad de Antioquia, Fondo FEN, Medellín.*
- Rodríguez Barrios, J., Ospina Torres, R., & Guitiérrez, J. D. (2008). Entradas Y Transporte De Materia Orgánica En Una Quebrada Tropical De Montaña. . *Caldasia*, 421-439.
- Rodríguez Barrios, J., Ospina Torres, R., & Ovalle , H. (2007). Densidad y biomasa de macroinvertebrados acuáticos derivantes en una quebrada tropical de montaña (Bogotá, Colombia). *Caldasia*, 29(2), 397-412.
- Rodríguez, J. (2011). Descriptores funcionales en un sistema fluvial de montaña. Santa Marta, Colombia (Tesis Doctoral) Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.
- Rodríguez, J., Ospina, R., Guitiérrez, J., & Ovalle, H. (2007). *Densidad y biomasa de macroinvertebrados acuáticos derivantes en una quebrada tropical de montaña.*
- Retrieved from <http://www.revistas.unal.edu.co/index.php/actabiol/article/view/27192>

- Rosemond, A. D., Pringle, C. M., Ramírez, A., Paul, M. J., & Meyer, J. L. (2002). Landscape variation in phosphorus concentration and effects on detritus-based tropical streams. *Limnology and Oceanography*, 47, 278–289.
- Royer, T. V., & Minshall, W. G. (2003). Controls on leaf processing in streams from spatial-scaling and hierarchical perspectives. *Journal of the North American Benthological Society*, 22(3), 352-358.
- Rubio, J., Meza, A., & Días, L. (2016). Colonización de macroinvertebrados acuáticos en hojas de *Miconia* sp. y *Eucalyptus* sp. en la subcuenca alta del río Chinchiná, Colombia. *Boletín científico, Centro de museos y Museo de historia Natural. Vol,20.*, 45-56.
- Rueda Delgado, G. (2012). *Estudio del procesado de hojarasca en arroyos neotropicales amazónicos y de alta montaña. Tesis doctoral (Universidad de Vigo).*
- Rueda Delgado, G., Wantzen, K. M., & Beltran Tolosa, M. (2006). Leaf-litter decomposition in an Amazonian floodplain stream: effects of seasonal hydrological changes. *ournal of the North American Benthological Society*, 25(1), 233-249.
- Salazar, M., Valencia, M. P., & Figueroa, A. (2014).). Transporte De Materia Orgánica Particulada En Una Corriente Altoandina: Quebrada Arrayanales (Cauca -Colombia). *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial* , 12(2), 160-169.
- Satancruz, T. (2016). Estudio de la dinámica y variación de las tasas de descomposición de hojarasca en ríos altoandinos con diferentes uso del suelo (Tesis de pregrado) Universidad del Azuay,Cuenca. Cuenca, Ecuador.

- Shah, V. (2010). Colonization of Leaf Litter by Benthic Macroinvertebrates in Redwood Creek of Mt. Tamalpais State Park, California.
- Swan, C. M., & Palmer, M. A. (2004). Leaf diversity alters litter breakdown in a Piedmont stream. *ournal of the North American Benthological Society*, 23(1), 15-28.
- Tomanova, S., Goitia, E., & Helesić, J. (2006). trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *idrobiologia*. 2006. Vol. 556: , 251-264 .
- Tonello, G., Naziloski, L., Tonin, M., & Reste, A. (2016). Effect of Phylloicus on leaf breakdown in a subtropical stream. *Limnetica*, 35(1), 243-252.
- Touma, B., Encalada, A., & Fornells, N. (2009). Leaf Litter Dynamics and Its Use by Invertebrates in a High-Altitude Tropical Andean Stream. *International Review of Hydrobiology*, 94(4), 357-371.
- Vannote, R., Minshall, W., Cummins, K., Sedell, J., & Cushing, C. (1980). The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*.
- Vargas Parra, L., & Varela, A. (2007, January). *Producción de hojarasca de un bosque de niebla en la reserva natural la planada*. Retrieved from Universitas Scientiarum, [S.l.], v. 12, p. 35-49: <http://revistas.javeriana.edu.co/index.php/scientarium/article/view/4872/3752>
- Waide, R. B., Willig, W. R., Steiner, C. F., Mittelbach, G., Gough, L., Dodson, S. I., . . . Parmenter, R. (1999, November). *The Relationship Between Productivity and Species Richness*. Retrieved from Annual review of Ecology and Systematics, 30(1), 257-300.: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.30.1.257>

- Wallace, J. B., & Merritt, R. W. (1980). Filter-feeding ecology of aquatic insects. *Annual review of Entomology*, 25(1), 103-132.
- Wantzen, K., Yule, C., Mothooko, J., & Pringle, C. (2008). Organic Matter Processing in Tropical Streams. *Tropical Stream Ecology*.
- Ward, J. V. (1992). *Aquatic Insect Ecology. 1. Biology and Habitat*. Wiley, New York.
- Webster, J. R., & Benfield, E. F. (1986). Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annual review of ecology and systematics*, 17(1), 567-594.
- Webster, J. R., Benfield, E. F., Ehreman, T. P., Schaeffer, M. A., Tank, J. L., Hutchens, J. J., & D'angelo, D. J. (1999). What happens to allochthonous material that falls into streams? A synthesis of new and published information from Coweeta. *Freshwater biology*.

ANEXOS

Anexo 1. Lista de familias, géneros y especies reportados a lo largo de los tramos de estudio en una microcuenca altoandina. Pasto-Nariño

Familia	Genero	Especie
Actinidiaceae	Saurauia	<i>Saurauia ursina</i> Triana & Planch.
Adoxaceae	Viburnum	<i>Viburnum sp</i>
Araliaceae	Schefflera	<i>Schefflera marginata</i> Cuatrec.
Araliaceae	Oreopanax	<i>Oreopanax sp</i>
Araliaceae	Hydrocoltyle	<i>Hydrocoltyle sp</i>
Asteraceae	Critoniopsis	<i>Critoniopsis sp</i>
Asteraceae	Mikania	<i>Mikania sp</i>
Asteraceae	Clibadium	<i>Clibadium trianae</i> (Hieron.) S.F. Blake
Brunelliaceae	Brunellia	<i>Brunellia bullata</i> Cuatrec.
Campanulaceae	Burmeistera	<i>Burmeistera sp</i>
Campanulaceae	Burmeistera	<i>Burmeistera reticulata</i>
Chloranthaceae	Hedyosmum	<i>Hedyosmum luteynii</i> Todzia
Clusiaceae	Clusia	<i>Clusia marginata</i>
Columelliaceae	Desfontainia	<i>Desfontainia spinosa</i> Ruiz & Pav.
Compositae	Cronquistianthus	<i>Cronquistianthus sp</i>
Cunoniaceae	Weinmannia	<i>Weinmannia rollottii</i> Killip
Ericaceae	Psammisia	<i>Psammisia graebneriana</i> Hoerold
Ericaceae	Macleania	<i>Macleania rupestris</i> (Kunth) A.C. Sm.
Ericaceae	Gaultheria	<i>Gaultheria erecta</i> Vent.
Ericaceae	Gaultheria	<i>Gaultheria insipida</i> Benth.
Gesneriaceae	Columnnea	<i>Columnnea strigosa</i> Benth.
Gesneriaceae	Kohleria	<i>Kohleria affinis</i> (Fritsch) E. H. Roalson & Boggan
Loasaceae	Nasa	<i>Nasa peltiphylla</i> (Weigend) Weigend
Loranthaceae	Aetanthus	<i>Aetanthus dichotomus</i> (Ruiz & Pav.) Kuijt
Melastomataceae	Miconia	<i>Miconia theaezans</i> (Bonpl.) Cogn
Melastomataceae	Tibouchina	<i>Tibouchina mollis</i> (Bonpl.) Cogn.
Myricaceae	Morella	<i>Morella parvifolia</i> (Benth.) Parra-Os.

Onagraceae	Fuchsia	<i>Fuchsia sp</i>
Onagraceae	Fuchsia	<i>Fuchsia sessilifolia</i> Benth
Pentaphragaceae	Freziera	<i>Freziera reticulata</i> Bonpl.
Piperaceae	Peperomia	<i>Peperomia phyllanthopus</i>
Phytolaccaceae	Phytolacca	<i>Phytolacca bogotensis</i> Kunth
Polygalaceae	Monnina	<i>Monnina sp1</i>
Piperaceae	Piper	<i>Piper lacunosum</i> Kunth
Piperaceae	Piper	<i>Piper laguna-cochanum</i> Trel. & Yunck.
Primulaceae	Geissanthus	<i>Geissanthus sp</i>
Rubiaceae	Notopleura	<i>Notopleura marginata</i> (Benth.)
Rubiaceae	Palicourea	<i>Palicourea elarencens</i>
Rubiaceae	Palicourea	<i>Palicourea amethystina</i> (Ruiz & Pav.) DC.
Rubiaceae	Notopleura	<i>Notopleura marginata</i> (Benth.) Bullock
Rubiaceae	Palicourea	<i>Palicourea flavescens</i> Kunth
Solanaceae	Sessea	<i>Sessea corymbosa</i> Miers
Solanaceae	Lycianthes	<i>Lycianthes acutifolia</i> (Ruiz & Pav.) Bitter
Solanaceae	Iochroma	<i>Iochroma gesnerioides</i> (Kunth) Miers
Solanaceae	Solanum	<i>Solanum asperolanatum</i> Ruiz & Pav.
Symplocaceae	Symplocos	<i>Symplocos sp</i>
Urticaceae	Pilea	<i>Pilea puracensis</i> Killip
Urticaceae	Pilea	<i>Pilea sp 1</i>
Urticaceae	Pilea	<i>Pilea sp2</i>
Urticaceae	Pilea	<i>Pilea sp3</i>
Urticaceae	Pilea	<i>Pilea sp4</i>