

República Bolivariana de Venezuela
Universidad de Los Andes
Facultad de Ciencias
Departamento de Biología
Laboratorio de Ecología de Insectos

Evaluación de tres técnicas de recolección de macroinvertebrados acuáticos en cuerpos de agua corriente altiandinos.

Trabajo Especial Grado para Optar al Título de Licenciada en Biología

Br. Dexis Neudedis Hurtado Camargo
Tutor: Prof. Samuel Segnini

Mérida, Octubre 2022

Reconocimiento-No comercial-Compartir igual

AGRADECIMIENTOS

A Dios, Padre Celestial y a nuestro hermano Jesucristo por darme día a día salud, fuerza y sabiduría que permitieron realizar y culminar mi carrera.

A mi familia por ser mi base de apoyo en todo momento, a mi madre Rosa Camargo por darme la vida, gracias a ti soy lo que soy, gracias por tu apoyo, te amo; a mi esposo Juan Romero por su gran paciencia y su apoyo incondicional, te amo; a mis dos grandes tesoros, Victoria y Juan David Romero por estar presente en este camino, por ser mis mayores motivo, por su gran amor, a ustedes se los dedico, los amo inmensamente. Mi hermano Pedro Hurtado, por creer en mí y apoyarme siempre con tu conocimiento durante mi inicio de carrera, así como mis hermanos Samuel Hurtado y Yonathan Yari no pueden faltar, esto también es de ustedes, gracias por sus apoyo.

Al profesor Samuel Segnini, mi tutor, por apoyarme y haberme asesorado en esta investigación, por su gran paciencia; su “cometa Halley” se lo agradece en el alma.

Al Laboratorio de Ecología de Insectos, por abrirme sus puertas, y al equipo de trabajo, en especial Ingrit Correa y Roberto Casado por sus consejos y apoyo que me llenaron de ánimo para culminar mi meta, por su apoyo en la recolección de muestras, mil gracias. También, quiero agradecer a una persona que fue parte de este laboratorio y de mi trabajo, Santiago que aunque ya no estas físicamente, fuiste una gran persona, te agradezco tu apoyo durante la realización del trabajo de campo.

A mis Amigas de estudios, Laura Díaz y Marie Cuervo por su gran amistad y consejos, y por los trasnochos, así como mis demás compañeras y amigos ecólogos que siempre me dieron su apoyo al momento de estudiar así como en las salidas de campos. Mil gracias.

RESUMEN

Se evaluó tres técnicas de recolección de macroinvertebrados acuáticos: red de Surber, red D-net y red D-cuadrícula, en cuanto a la efectividad para estimar la composición, la riqueza, la diversidad, la densidad, la abundancia relativa de taxa y la calidad biológica del agua en ríos de montaña en cuenca alta del río Chama, Mérida. Realizamos muestreo en la época de lluvia y sequía en el año 2014, recolectándose una total de 108 unidades de muestras repartidas en dos fechas, tres ríos, dos tramos por río y nueve puntos de muestreo por tramo. Se extrajeron, identificaron y cuantificaron los macroinvertebrados presentes en las muestras. Los resultados indican que los tres dispositivos de muestreo (Surber, D-net y D-cuadrícula) de macroinvertebrados acuáticos no son igualmente efectivos para estimar algunas propiedades estructurales de dicha comunidad. Sin embargo, se recomienda el uso de las redes D-net y D-cuadrícula para la recolección de macroinvertebrados bentónicos en cuerpos de agua corriente altiandino, por ser las más eficientes para estimar la composición, riqueza, diversidad de taxa y para evaluar la calidad del agua; siendo el muestreador Surber el menos eficiente por subestimar la riqueza, y por ser inconsistente en la determinación de la calidad del agua. No obstante, la decisión sobre cual dispositivo de muestreo de macroinvertebrados bentónicos a usar, dependerá principalmente de los objetivos de la investigación.

Palabras claves: Surber, D-net, D-cuadrícula, macroinvertebrados acuáticos, ríos altiandino.

www.bdigital.ula.ve

INDICE GENERAL

I. Introducción	1
II. Hipótesis	7
III. Objetivos	8
3.1. Objetivo general	8
3.2. Objetivos específicos	8
IV. Materiales y métodos	8
4.1. Área de estudio	8
4.2. Trabajo de campo	9
4.2.1 Muestreo de macroinvertebrados	9
4.3. Trabajo de laboratorio	11
4.4. Tratamiento de los datos y análisis estadísticos	12
4.4.1. Caracterización ambiental de los ríos y sitios estudiados en la cuenca alta del río Chama	12
4.4.2. Eficiencia del muestreo: curvas de acumulación de taxa	12
4.4.3. Composición taxonómica general	13
4.4.4. Riqueza y diversidad de taxa de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos presente en los ríos estudiados	13
4.4.5. Comparación de los métodos de muestreo en términos de la estimación de la riqueza, composición, densidad de taxa de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos	13
4.4.6. Comparación de los tres dispositivos de muestreo con relación a la estimación de la calidad biológica del agua	14
V. Resultados	16
5.1. Caracterización ambiental de los ríos y sitios estudiados	16
5.2. Eficiencia del muestreo	21
5.3. Caracterización de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos	21
5.3.1. Composición taxonómica de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos durante el período de estudio	21
5.3.2. Variación estacional de las abundancias relativas de taxa	22
5.3.3. Composición taxonómica de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos entre y dentro de los ríos	24
5.3.4. Riqueza y diversidad de taxa de macroinvertebrados acuáticos presente en los ríos estudiados	24
5.4. Comparación de muestreadores	25
5.4.1 Comparación de muestreadores: composición taxonómica	25
5.4.2 Comparación de muestreadores: riqueza	26
5.4.3 Red de Surber vs. D-cuadrícula: densidad absoluta	27
5.4.4 Comparación de muestreadores: calidad biológica del agua	28

VI.	Discusión	32
6.1.	Caracterización ambiental de los sitios y ríos estudiados	32
6.2.	Eficiencia del muestreo	34
6.3.	Composición taxonómica general	34
6.4.	Variación estacional de las abundancias relativas de taxas	35
6.5.	Composición, riqueza y diversidad taxonómica de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos	35
6.6.	Comparación de muestreadores	36
6.6.1.	Comparación de muestreadores: composición taxonómica.....	36
6.6.2.	Comparación de muestreadores: riqueza taxonómica.....	36
6.6.3.	Comparación de muestreadores: densidad absoluta de taxa.....	37
6.6.4.	Comparación de muestreadores: calidad biológica del agua.....	37
VII.	Conclusiones	38
VIII.	Referencias Bibliográficas	39
IX.	Apéndices	47

www.bdigital.ula.ve

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Tipos de comunidades acuáticas y organismos asociados, de acuerdo al hábitat donde viven.....	2
Figura 2. Macroinvertebrados bentónico y los distintos taxa que incluye (Platelmintos, Moluscos, Anélidos y Artrópodos).....	3
Figura 3. Redes manuales comúnmente usadas para la recolección de macroinvertebrados acuáticos.....	4
Figura 4. Red de Surber utilizada para la recolección de macroinvertebrados acuáticos.....	5
Figura 5. Red de mano tipo D, utilizada para la recolección de macroinvertebrados acuáticos.....	6
Figura 6. Red de mano con cuadrícula, utilizada para la recolección de macroinvertebrados acuáticos.....	6
Figura 7. Los tres ríos de estudios, la Carbonera (A la izquierda), Albarregas (en el centro) y La Pedregosa (a la derecha).....	9
Figura 8. Esquema de trabajo de campo, para la colecta de los macroinvertebrados bentónicos con el muestreador D-Cuadrícula (Modificado por Segnini 2013, comunicación personal). Este procedimiento de recolecta también fue aplicado para Surber y Dnet.....	10
Figura 9. Métodos de recolección de macroinvertebrados bénticos acuático con sus adaptaciones (a, Surber; b, D-net; y c, D-Cuadrícula).....	10
Figura 10. Ordenamiento de los sitios y ríos estudiados en la cuenca alta del río Chama, en los ejes 1 y 2 del ACoP, en función de las variables ambientales medidas durante la época de lluvia y sequía. Los vectores indican las variables ambientales: Velocidad (Veloc), Caudal (Caud), Ancho del cauce (AnchCau), Altitud (Alt), Profundidad (Prof), Índice de Hábitat (ÍHáb), Temperatura (Temp), Conductividad (Conduc), Alcalinidad (Alca), Dureza (Dur) y pH.....	20
Figura 11. Curvas de acumulación de taxa observada y estimada (según Chao 1 y Jacknife 1er Orden) para la comunidad de macroinvertebrados acuático en todo el período de estudio en ríos de la cuenca alta del río Chama.....	21

Figura 12. Abundancia relativa de los órdenes de macroinvertebrados acuático registrados en ríos de la cuenca alta del río Chama.....22

Figura 13. Abundancia relativa de los diferentes grupos de macroinvertebrados bentónicos en las épocas de lluvia y sequía, registrados en ríos de la cuenca alta del río Chama.....23

Figura 14. Abundancia relativa de los órdenes de macroinvertebrados bentónicos en las épocas de lluvia y sequía, registrados en ríos de la cuenca alta del río Chama.....23

Figura 15. Ordenamiento multidimensional no métrico (nMDS) para los sitios y ríos estudiados en la Cuenca alta del río Chama, en base a la composición de taxa durante los dos muestreos.....24

Figura 16. Escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) para los sitios y ríos estudiados en la Cuenca alta del río Chama, en base a la composición de taxa de acuerdo a los tres muestreadores utilizados durante las dos épocas de muestreo.....26

Figura 17. Ordenamiento multidimensional no métrico (nMDS) para todos los sitios y ríos, en función de la densidad de taxa de acuerdo a los muestreadores Surber y D-Cuadrícula utilizado durante las dos épocas de muestreo.....28

Figura 18. Ordenamiento de los muestreadores Surber, D-net y D-Cuadrícula, en los ejes 1 y 2 del ACoP, en función del índice biótico ABI para el período de muestreo. ABI= Índice Biótico Andino, Carb = Río Carbonera, Alba= Río Albarrega, Río Pedrg= Río Pedregosa.....30

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Datos cartográficos de los ríos estudiados.....	8
Tabla 2. Valores de tolerancia/sensibilidad de las familias de macroinvertebrados acuáticos para el índice Biótico Andino (ABI).....	15
Tabla 3. Categorías del Cociente de Calidad Ambiental (CCA) para diferentes grados de intervención en los ríos.....	16
Tabla 4. Valores mínimos y máximos de las variables ambientales medidas en los sitios estudiados en la cuenca alta del río Chama de acuerdo a la época estacional.....	17
Tabla 5. Valores generales (promedio, mínimo, máximo y coeficiente de variación) de las variables ambientales medidas en los sitios estudiados en la cuenca alta del río Chama.....	18
Tabla 6. Promedios y valor de significación de la prueba de Mann-Whitney entre las variables ambientales registradas en la época de lluvia y sequía.....	18
Tabla 7. Correlaciones (Cs) entre las variables ambientales y los dos primeros ejes del PCoA.....	20
Tabla 8. Riqueza y diversidad de las comunidades bentónicas presente en los ríos estudiados (*)......	25
Tabla 9. Valores de riqueza observada, estimada e índice de completitud por métodos de muestreos de las comunidades bentónicas para cada río estudiado.....	27
Tabla 10. Valores del índice biótico ABI por muestreador y sitio estudiados en la Cuenca alta del río Chama.....	28
Tabla 11. Valores del Cociente de Calidad Ambiental CCA para cada muestreador y sitio en los ríos estudiados.....	29
Tabla 12. Clasificación de los 6 sitios de los ríos de la Cuenca Alta del Rio Chama, de acuerdo a la Intervención y Condición del Agua medida con el Índice Biótico ABI según el Muestreador Surber.....	31
Tabla 13. Clasificación de los 6 sitios de los ríos de la Cuenca Alta del Rio Chama, de acuerdo a la Intervención y Condición del Agua medida con el Índice Biótico ABI según el Muestreador Dnet.....	31

Tabla 14. Clasificación de los 6 sitios de los ríos de la Cuenca Alta del Rio Chama, de acuerdo a la Intervención y Condición del Agua medida con el Índice Biótico ABI según el Muestreador D-Cuadrícula.....32

www.bdigital.ula.ve

1. INTRODUCCION

Los ecosistemas acuáticos continentales se pueden clasificar en cuerpos de agua estancada (Serie Lenítica o Léntica) y cuerpos de agua corriente (Serie Lótica). La primera categoría incluye lagos, lagunas, pantanos, embalses y esteros, entre otros, que se caracterizan por ser ambientes acuáticos cerrados, con aguas almacenadas en un mismo sitio, cuyos movimientos se orientan en diferentes direcciones aunque restringidos a los límites de la cubeta o depresión que contiene la masa de agua. Los sólidos y nutrientes son recirculados localmente y cuando son profundos se produce un gradiente de cambio de condiciones fisicoquímicas desde la superficie hacia el fondo. Las comunidades biológicas dominantes, como el plancton y los peces, están asociadas a la columna de agua (Roldan, 1992; Cuffney *et al.*, 1993; Paaby *et al.*, 1998; Elosegui y Sabater, 2009; Hanson *et al.*, 2010).

La segunda categoría incluye ríos, quebradas, arroyos y otros cuerpos de aguas fluviales. Debido a la dificultad de establecer un conjunto de características que permitan diferenciar claramente estos tipos de ambientes lóticos, en el contexto de este documento todos los cuerpos de agua corriente a estudiar los denominaremos como ríos independientemente de su tamaño o del nombre popular que tengan. La característica más notable de los ríos es la presencia de un flujo o corriente permanente de agua en una dirección determinada siguiendo un gradiente altitudinal. Este movimiento unidireccional es el factor determinante de muchas de las propiedades de los ríos como son: la mezcla constante del agua, su alto contenido de oxígeno, el continuo transporte de materiales suspendidos aguas abajo, la permanente modelación del paisaje por la constante erosión tanto del fondo como de las riberas y la existencia de un gradiente altitudinal de condiciones físicas y químicas tanto del agua como de las riberas. Para el caso de los nutrientes más que un reciclaje se produce un transporte escalonado o en espiral de los mismos aguas abajo.

Además de la dimensión longitudinal, los ríos poseen otras dos dimensiones físicas (ancho y profundidad) y una temporal que actúa modelando la estructura de las tres anteriores provocando modificaciones del paisaje en el tiempo (Ward, 1989). Desde esta perspectiva, hay una integración espacio-temporal del funcionamiento de los ríos (Roldan, 1992; Cuffney *et al.*, 1993; Paaby *et al.*, 1998; Hanson *et al.*, 2010).

Desde el punto de vista bioenergético, los ríos son ecosistemas abiertos que mantienen un constante intercambio de materia y energía con los ambientes terrestres ribereños, además de albergar una biota muy diversa conformada por bacterias, hongos, algas, invertebrados, peces, anfibios, reptiles y otros vertebrados, los cuales pueden agruparse en diferentes comunidades de acuerdo al tipo de hábitat donde viven (Figura 1). Así se tienen: a) la comunidad del *Bentos*, integrada por todos aquellos organismos que viven en el fondo, adheridos a piedras, rocas, troncos, resto de vegetación y otros sustratos; b) la comunidad del *Neuston*, compuesta por los organismos que viven en la superficie, en la interfase agua-aire, c) la comunidad del *Necton*, compuesta por los organismos acuáticos que se desplazan en forma autónoma en la columna de agua y d) la comunidad *Hiporreica* formada por los organismos que viven en las primeras capas del fondo de los ríos (Roldán, 1992, 1999; Hanson *et al.*, 2010). No obstante, en esta gran diversidad biológica, unos de los grupos más importantes debido a su presencia universal, diversidad y abundancia es la fauna bentónica o de fondo, cuya composición está asociada al gradiente altitudinal de condiciones fisicoquímicas, manifestándose como una sucesión espacial de organismos que se distribuyen acorde a su capacidad de adaptación a las nuevas condiciones presentes a lo largo del recorrido del cuerpo de agua, desde las cabeceras hasta la desembocadura (Vannote *et al.*, 1980).

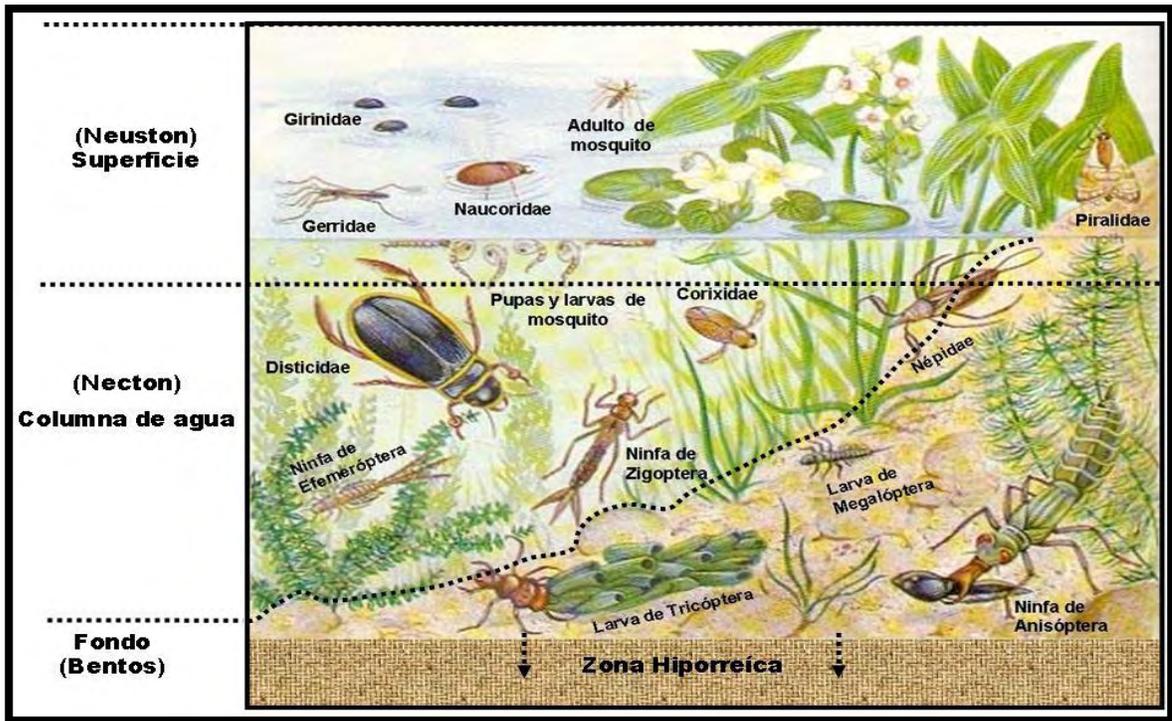


Figura 1. Tipos de comunidades acuáticas y organismos asociados, de acuerdo al hábitat donde viven (Segnini, S., modificado de http://nsf.gov/news/mmg/media/images/extinction6_f.jpg).

Dentro de la comunidad de fondo uno de los componentes más importantes son los macroinvertebrados bentónicos (Cuffney, *et al.*, 1993; Paaby *et al.*, 1998; Allan y Castillo, 2007). Este grupo incluye diferentes taxa como: platelmintos, moluscos, anélidos y artrópodos (Figura 2); estando estos últimos representados mayoritariamente por insectos de los órdenes: Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Megaloptera, Diptera, Odonata, Coleoptera y Lepidoptera (McCafferty, 1981; Roldan, 1992; Segnini, 2003; Hauer y Resh, 2006; Hanson *et al.*, 2010). El prefijo macro los define como animales que se puedan ver a simple vista, por tener un tamaño superior a 0,5 mm de longitud (Roldan, 1992; Stark, 1993).

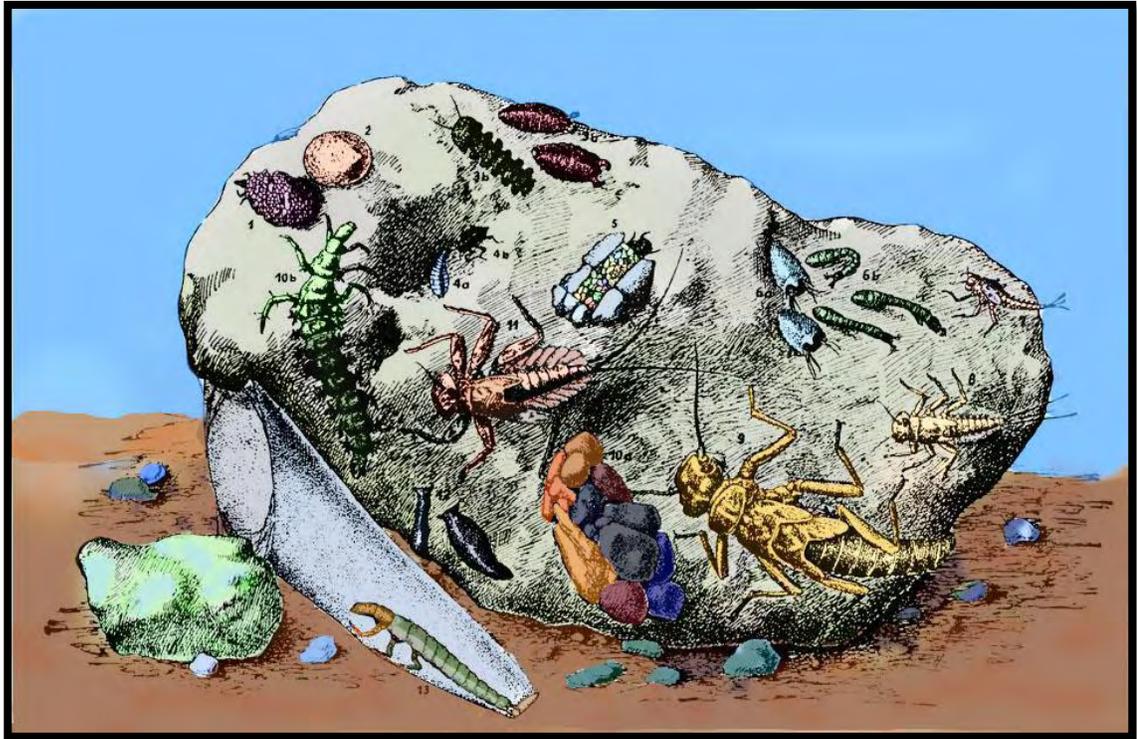


Figura 2. Macroinvertebrados bentónico y los distintos taxa que incluye (Platelmintos, Moluscos, Anélidos y Artrópodos) (Samuel Segnini, modificado de Ruttner, 1966).

Este grupo de organismos, juega un papel preponderante en la estructuración y dinámica de los ambientes fluviales. Entre las funciones más resaltantes se pueden mencionar las siguientes: a) aumentan la tasa de descomposición de la materia orgánica gruesa liberando sus nutrientes; b) actúan como eslabones tróficos intermediarios entre los productores primarios y consumidores siendo alimento de vertebrados y de otros invertebrados; c) mediante la herbivoría y la depredación controlan los parámetros y los procesos y poblacionales de sus presas, y d) aumentan la tasa de transferencia de nutrientes y gases desde el cuerpo de agua hacia los ecosistemas terrestres (Rosenberg y Resh, 1993; Stark, 1993; Covich *et al.*, 1999; Roldán, 2003; Segnini, 2003; Hanson *et al.*, 2010).

Dada la importancia que tienen los macroinvertebrados bentónicos para el funcionamiento de los ríos, ellos han sido estudiados con diversos propósitos como es el conocimiento de las historias de vida de las diferentes especies, las relaciones intra e inter especies, la dinámica de sus poblaciones, la diversidad y composición de taxa de las comunidades, las relaciones con otros ambientes, el efecto del impacto humano, y el estado ecológico de los ambientes acuáticos donde habitan. Esta amplia diversidad de propósitos, requiere de protocolos metodológicos eficientes tanto de campo como de laboratorio, que permitan el logro de resultados representativos de las propiedades que se quieren evaluar. En este sentido, una de las etapas más importantes de cualquier diseño metodológico de campo lo constituye la toma de muestras, en la que se incluyen, tanto los dispositivos como los procedimientos de muestreo usados, a los cuales nos referiremos a continuación:

1.1. Métodos para el muestreo de macroinvertebrados:

Existe una gran diversidad de métodos para recolectar macroinvertebrados acuáticos (Darrigran *et al.*, 2007; Fossati *et al.*, 2008) que dependen de diversos factores tales como el tipo de dispositivos usado, la naturaleza del análisis (cualitativo o cuantitativo), las condiciones físicas en los sitios de recolección (profundidad y ancho del cauce, velocidad de la corriente, etc.), la diversidad de hábitats (remansos, torrentes, corredores, etc.), el tipo de sustrato (arena, grava, rocas, etc.) y el presupuesto disponible (Merritt y Cummins, 1984, 1996; Cuffney *et al.*, 1993; Stark, 1993; Darrigran *et al.*, 2007; Fossati *et al.*, 2008; Ramírez, 2010).

Dentro de las técnicas o métodos de recolección de macroinvertebrados acuáticos usadas en ríos de poca profundidad (ríos vadeables), destacan aquellas que están basadas en el uso de redes manuales, cuyo poro de malla es por lo general no menor a 250 μm (Figura 3). Entre estos métodos se encuentran las redes de mano tipo D (D-net), la red de patada (Kicking net), la red de Surber, la red de Hess y la red de deriva (Drift net) (Merritt y Cummins, 1984, 1996; Darrigran *et al.*, 2007; Fossati *et al.*, 2008; Ramírez, 2010). Por lo general, estas técnicas suelen diferenciarse en dos tipos: 1) métodos de recolección cualitativos basados en el uso de dispositivos como la red de mano tipo D y la red de patada, muy utilizados en los inventarios de fauna, cuyo objetivo principal es conocer la composición de taxa, y 2) métodos de recolección cuantitativos basados en el uso de redes como la de Surber, de Hess y de deriva, que además de la composición, permiten cuantificar la densidad de invertebrados en relación a una unidad de superficie o volumen (Merritt y Cummins, 1984, 1996; Cuffney *et al.*, 1993).



Figura 3. Redes manuales comúnmente usadas para la recolección de macroinvertebrados acuáticos.

Entre las redes mencionadas anteriormente la de Surber y la D-net son las más utilizadas. La red de Surber, permite definir el área de muestreo y, por tanto, estimar la densidad absoluta de los organismos recolectados; sin embargo tiene el inconveniente que al estar formada por dos marcos de metal unidos por bisagras requiere de un fondo con una superficie relativamente homogénea, como los formados de grava o rocas pequeñas, arenosos o con limo, que permitan que el marco que encierra el área de muestreo quede perfectamente asentado sobre la superficie sin dejar espacios libres entre el marco horizontal y el fondo. En el caso de sustratos muy irregulares la red de Surber pierde efectividad puesto que resulta difícil asentarla sobre la superficie del fondo. La red D-net es más versátil y puede usarse en superficies mucho más heterogéneas que las requeridas por la red de Surber, pero sólo se puede estimar la abundancia relativa de los organismos. También se ha usado una combinación de ambos tipos de redes que consiste en usar la D-net con un marco separado e independiente de la manga de la red para controlar el tamaño del área a muestrear (Ramírez, 2010). Esta red la denominaremos D-cuadrícula. Esta adaptación facilita la instalación, tanto del marco que delimita la superficie de muestreo como el marco de la manga, en superficies irregulares como la de los fondos rocosos (Romero, 2016). A continuación detallaremos el diseño de estos tres tipos de redes.

La Red de Surber (Figura 4) se usa para muestreos cuantitativos de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos. Consiste de dos marcos de metal que están unidos por una bisagra que permite que ambos marcos se plieguen uno sobre otro, facilitando su transporte. Uno de los marcos está unido a una manga de aproximadamente un metro de largo formada por una red de tela con una porosidad que puede variar entre 250 y 500 μm , el otro marco conforma una cuadrícula que define el tamaño del área de fondo a muestrear. Al momento de utilizarse, la cuadrícula libre se coloca horizontalmente sobre el sustrato del fondo del río marcando los límites del área de muestreo, y el marco con la manga se coloca verticalmente para que la corriente del agua fluya través de la manga. El número de macroinvertebrados recolectados se expresan en términos de densidad absoluta (N° de individuos/unidad de superficie) (Salas y Malandrini, 2001; Roldán, 2003; Álvarez, 2005; Torralba y Ocharan, 2007; Alonso, 2010; Palma y Arana, 2014).

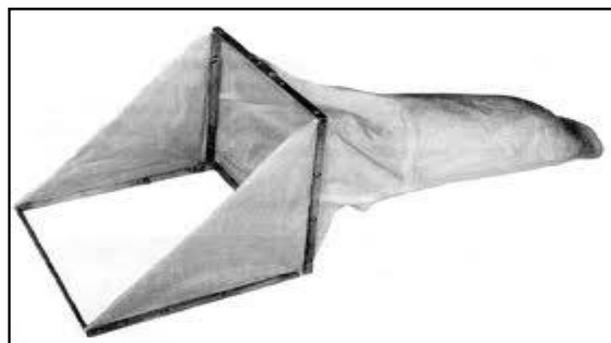


Figura 4. Red de Surber utilizada para la recolección de macroinvertebrados acuáticos (Tomado de <http://www.rickly.com/as/images/SURBER.JPG>).

La red de mano tipo D (Figura 5) se usa para efectuar inventarios cualitativos o semicuantitativos de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos. Está formada por un marco de metal en forma de semicircunferencia cuya base tiene 30 cm de ancho. Unida a este marco se encuentra una manga o red

de longitud variable con una porosidad que varía entre 250 y 500 μ m. Igualmente, al marco se encuentra unido un mango de metal de unos 100 cm de largo que facilita la manipulación de la red, en una amplia variedad de hábitats (sustratos rocosos, arenosos, de grava, vegetación, etc. Los resultados obtenidos en la recolección de macroinvertebrados con éste método se pueden expresar en términos de la abundancia relativa de los distintos organismos (Roldán, 2003; Álvarez, 2005; Torralba y Ocharan, 2007; Alonso, 2010; Sermeño *et al.*, 2010; Palma y Arana, 2014).



Figura 5. Red de mano tipo D, utilizada para la recolección de macroinvertebrados acuáticos (Tomado de <http://envco.co.nz/catalog/product/invertebrate-nets/turtox%C2%AE-d-frame-dip-nets.html>).

La red de mano con cuadrícula o D-cuadrícula (Figura 6) combina las características principales de los dos dispositivos anteriores y puede usarse en estudios cualitativos, semicuantitativos y cuantitativos de la fauna bentónica. La conforman dos componentes: a) una semi-circunferencia metálica con una base de 30 cm de longitud unida a una manga de tela de 30 cm de largo con poros que pueden variar entre 250 y 500 μ m, la cual se coloca perpendicularmente sobre el fondo y a contracorriente del flujo del agua, y b) un marco metálico separado del marco con la manga, con lados de 30 cm de longitud, que se coloca horizontalmente sobre el fondo para delimitar el tamaño del área de muestreo.



Figura 6. Red de mano con cuadrícula, utilizada para la recolección de macroinvertebrados acuáticos (modificado de Roldan, 1988).

Dada la variedad de métodos de muestreo de macroinvertebrados acuáticos, uno de los problemas que es necesario resolver, es la selección del método que mejor se ajusta al tipo de estudio que se desea realizar. Este problema ha sido abordado por diversos investigadores (Meehan y Elliott, 1974; Stark, 1993; Paaby *et al.*, 1998; Pringle y Ramírez, 1998; Genoni y Estrada, 2000; Carter y Resh, 2001; Perán *et al.*, 2001; Silva *et al.*, 2005; Kikuchi *et al.*, 2006; Torralba y Ocharan, 2007; Buss y Borges, 2008; Stein *et al.*, 2008; Chen y Morales, 2010; Letovsky *et al.*, 2012). Algunos estudios, evalúan comparativamente la efectividad de la red Surber con la red de mano tipo D (Torralba y Ocharan, 2007; Chen y Morales, 2010) que son los métodos más utilizados actualmente en los estudios relacionados con los macroinvertebrados acuáticos.

Así se tiene, que Torralba y Ocharan (2007) compararon el muestreador Surber con la red manual, en 15 estaciones de muestreo distribuidas en la red fluvial de Aragón (España), y encontraron que ambos métodos proporcionaron resultados similares en cuanto al número de taxones capturados y para los valores de dos índices bióticos que evalúan la calidad biológica del agua (IBMWP y el ASPT). Cabe destacar, que el muestreador Surber presentó una mayor eficiencia media en el número total de taxones capturados que la red manual, recolectando un número ligeramente mayor de taxones. Por su parte, Chen y Morales (2010), seleccionaron 22 estaciones de muestreos en el “Corredor Biológico de Uso Múltiple Texiguat” (Honduras), donde evaluaron comparativamente diferentes métodos de recolecta (Surber, Red D y Colador) de macroinvertebrados acuáticos, y reportaron que los métodos de recolección utilizados en el estudio no mostraron diferencias en los resultados. No obstante, con el método Surber la abundancia de individuos fue mayor, pero con la Red D y el Colador fue mayor la riqueza y diversidad de taxa.

Los estudios anteriores han estado orientados a comparar la red de Surber contra la red manual. No existen estudios que hayan incluido la comparación con la red D-cuadrícula. Dado que este último tipo de red es el que se ha estado utilizando en los estudios sobre macroinvertebrados bentónicos que se están efectuando en el Laboratorio de Ecología de Insectos del Departamento de Biología, de la Facultad de Ciencias de la Universidad de Los Andes, en los ríos de la cuenca del río Chama, en los Andes venezolanos, este estudio tiene como objetivo principal la comparación de esta red D-cuadrícula contra la red de Surber y la red D-net, en cuanto a la efectividad para estimar algunas propiedades estructurales de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos, así como para evaluar la calidad biológica del agua, en ríos de montaña en la cuenca alta del río Chama, en Mérida.

2. HIPÓTESIS:

En esta investigación se propone que los tres dispositivos usados en este estudio para la recolección de macroinvertebrados acuáticos en ambientes fluviales: red de Surber, red de mano (D-net) y red con cuadrícula (D-cuadrícula), no presentan diferencias en cuanto a la calidad y abundancia de individuos presentes en las muestras obtenidas.

3. OBJETIVOS:

3.1. Objetivo general:

Comprobar si existen diferencias en la calidad y abundancia de macroinvertebrados bentónicos en muestras obtenidas con tres dispositivos usados en la recolección de fauna acuática bentónica: red de Surber, red de mano y red con cuadrícula.

3.2. Objetivos específicos

- Determinar la composición, la densidad, la abundancia relativa, la riqueza y la diversidad de taxa de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos durante la época lluviosa y seca en muestras obtenidas con los tres tipos de muestreadores.
- Verificar la eficacia de los tres dispositivos de muestreo para determinar la abundancia relativa, la riqueza, y la diversidad de taxa de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos.
- Comparar los valores de densidad absoluta de macroinvertebrados bentónicos obtenidos con la red de Surber y la red cuadrícula.
- Establecer si los tres dispositivos de muestreo presentan diferencias en la evaluación de la calidad biológica del agua usando los macroinvertebrados bentónicos.

4. MATERIALES Y MÉTODO

4.1. Área de estudio:

Con el propósito de seleccionar los sitios para realizar este estudio, se efectuó un reconocimiento de los tributarios del río Chama. Los ríos y sitios de muestreo se ubicaron cartográficamente. Fueron seleccionados los ríos siguientes: Río La Carbonera, afluente del río Mucujún, Río Albarregas, afluente del río Chama y Río La Pedregosa, afluente del río Albarregas (Tabla 1 y Figura 7). Estos ríos se localizan dentro de la unidad ecológica Selva Nublada Montano Baja (Ataroff y Sarmiento, 2004). Dentro de cada río se seleccionaron dos sitios que presentaban en apariencia diferente grado de impacto antropogénico. Los sitios mencionados se escogieron tomando como referencia investigaciones existente en cuantos a sus características ambientales, en especial para el río La Carbonera y Albarregas (Durant y Arellano, 1998; Segnini y Chacón, 2005; Rivas y Ramoni, 2007; Segnini *et al.*, 2009), y respecto al río La Pedregosa se realizó una inspección previa en el mismo.

Tabla 1. Datos cartográficos de los ríos estudiados.

Río	Latitud N	Longitud W	Altitud (m.s.n.m.)	Río Principal
Carbonera 1	8°40'55''	71°06'46''	2370	Mucujún
Carbonera 2	8°39'60''	71°06'11	2080	Mucujún
Albarregas 1	08°37'51''	71°09'37''	1996	Chama

Albarregas 2	8° 37'19''	71°08'43	1795	Chama
Pedregosa 1	8° 35'52''	71°11'35''	1620	Albarregas
Pedregosa 2	8° 34'27''	71°11'37''	1390	Albarregas

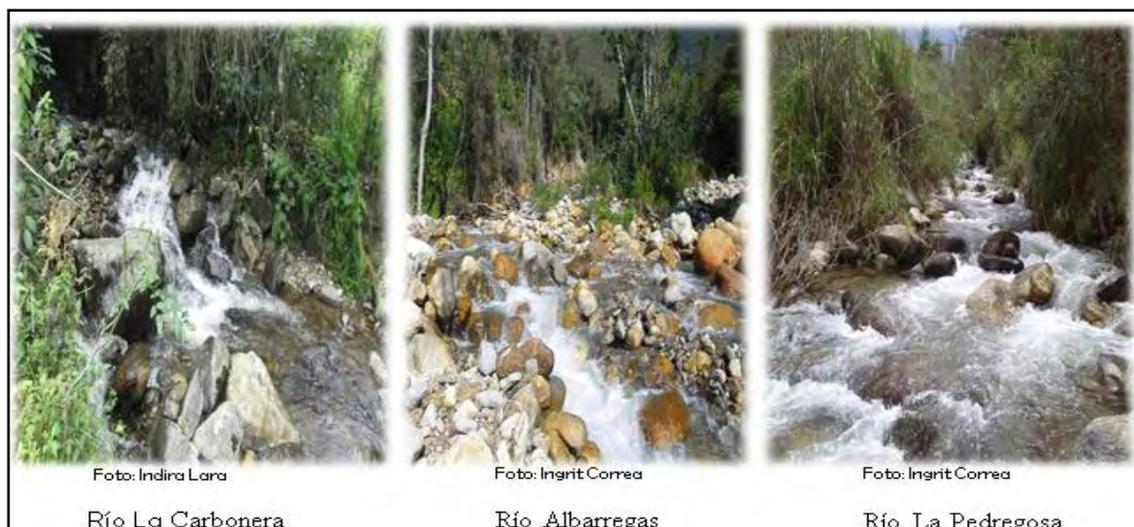


Figura 7. Los tres ríos de estudios, la Carbonera (A la izquierda), Albarregas (en el centro) y La Pedregosa (a la derecha).

4.2. Trabajo de campo

Se hicieron dos campañas de muestreo: una a finales del mes abril correspondiente a la época de lluvia y otro a principio del mes de julio, correspondiente a la época de sequía en el año 2014.

4.2.1. Muestreo de macroinvertebrados

En cada río seleccionado se escogieron dos tramos del cauce a diferente altitud. Cada tramo tenía una longitud de aproximadamente 30 metros (Figura 8) y fue dividido en tres secciones de unos de 10 m de largo. Dentro de cada sección se seleccionaron tres puntos con corriente rápida donde se recolectaron los macroinvertebrados del fondo y en cada punto se usó uno y sólo uno de los tres tipos de red.

Dentro de cada tramo, el muestreo se inició en la sección de menor altitud y finalizó en la de mayor altitud a fin de eliminar la perturbación que podría causar el material que es arrastrado aguas abajo al usar los dispositivos de muestreo. El material recolectado cada vez con cada tipo de red fue vertido en una bandeja donde se hizo una selección de macroinvertebrados durante 30 minutos. Los individuos recolectados se acumularon en una pequeña bolsa de plástico con alcohol al 70%, cada una de las cuales la denominará de ahora en adelante, como una unidad de muestra. Este procedimiento se repitió en cada una de las tres secciones que dividen el tramo elegido. Por lo tanto, para cada fecha y cada tramo se obtuvo un total de nueve unidades de muestra, es decir tres unidades de muestra para

cada tipo de red. Para todo el estudio se recolectó un total de 108 unidades de muestras, repartidas en dos fechas, tres ríos, dos tramos por río y nueve puntos de muestreo por tramo.

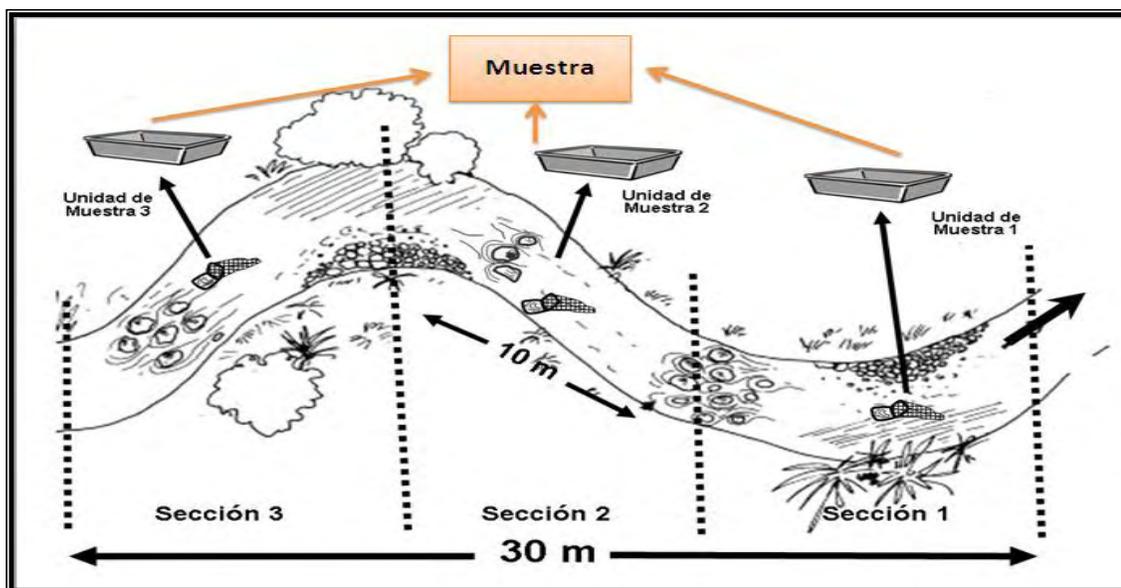


Figura 8. Esquema de trabajo de campo, para la colecta de los macroinvertebrados bentónicos con el muestreador D-Cuadrícula (Modificado por Segnini 2013, comunicación personal). Este procedimiento de recolecta también fue aplicado para Surber y Dnet.

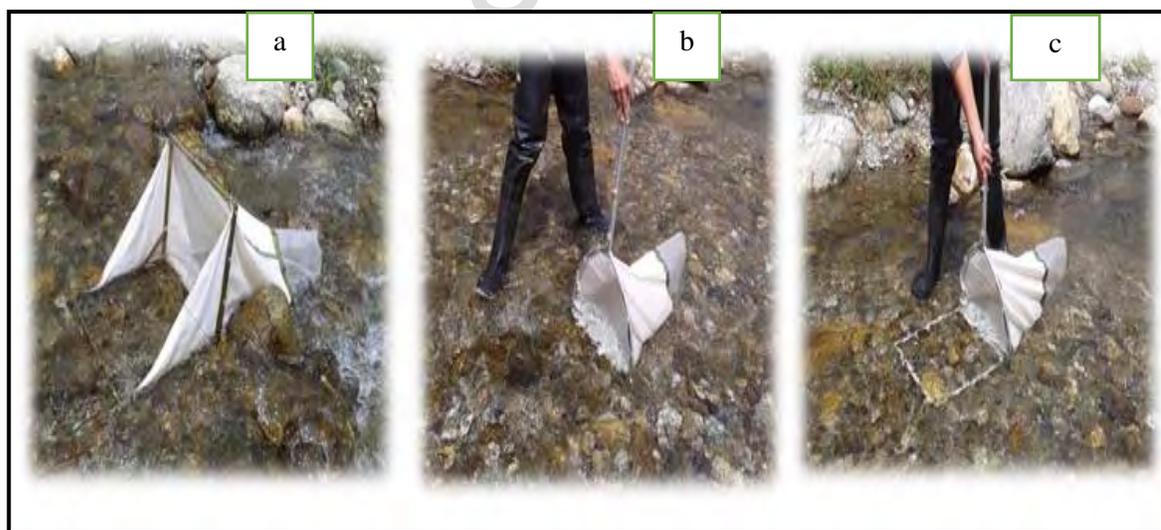


Figura 9. Métodos de recolección de macroinvertebrados bénticos acuático con sus adaptaciones (a, Surber; b, D-net; y c, D-Cuadrícula).

La técnica de uso de los tres tipos de muestreadores es muy parecida. Las redes se colocaron a contracorriente sobre el fondo del río en ambientes de rápidos y seguidamente se limpiaron las piedras grandes con las manos y se removió el sustrato del fondo en el caso de los dos métodos

cuantitativos (Surber y D-Cuadrícula) estaba delimitado por la cuadrícula metálica. En el caso del método cualitativo como es el de la red de mano, el procedimiento de recolecta es el mismo, pero removiéndose la parte inmediata anterior a la boca de la red, que aunque carece de un área delimitada para muestrear se trató que fuera similar al área muestreada con los otros dos tipos de red. El tiempo de remoción con cada muestreador se estandarizó en 90 segundos.

Durante este proceso de remoción y limpieza, se desprenden gran cantidad de los invertebrados que viven adheridos al material sólido sobre o dentro del sustrato del lecho del río, la mayoría de los cuales, son arrastrados hasta el fondo de la red por la corriente del agua. El contenido de cada red fue vertido dentro de un recipiente con agua. Luego, se seleccionaron los macroinvertebrados, por aproximadamente 30 minutos, con la ayuda de pinzas y goteros, Este tipo de técnica la dominamos Selección Rápida. Los organismos escogidos se introdujeron en pequeñas bolsas de plástico que contenían alcohol al 70 %. Cada bolsa se identificó con los siguientes datos: localidad (nombre del río), fecha y número de muestra. El resto de material recolectado, fue transportado al laboratorio para una extracción más minuciosa de los macroinvertebrados que no fueron extraídos en la selección rápida. Esta segunda extracción de macroinvertebrados la denominamos Selección Exhaustiva.

Simultáneamente al muestreo de los macroinvertebrados bentónicos se midieron en cada sitio, y dentro del tramo de 30 metros, un conjunto de variables ambientales externa al cauce (Altitud, pendiente del cauce e índice de hábitat), variables hidrológicas (Ancho del cauce, profundidad, y velocidad de la corriente), y variables físico-químicas (Temperatura, conductividad, alcalinidad, dureza, pH, oxígeno disuelto y turbidez) en cada época de muestreo. Para la medición de las variables ambientales se siguió la metodología empleada por Segnini y Chacón (2005). Cabe mencionar, que el índice o calidad de hábitat es una variable que estima el grado de deterioro del hábitat acuático y ribereño de un determinado sitio, y para determinarla se siguió el protocolo desarrollado por la Agencia Ambiental de Los Estados Unidos (EPA) (Barbour *et al.*, 1999), el cual está basado en la valoración de varios parámetros del cuerpo de agua y de su entorno, como son la heterogeneidad de sustratos que soporten la fauna acuática; el grado de cobertura que sobre el sustrato rocoso produce el sedimento fino; la relación profundidad y velocidad de la masa de agua, la acumulación de sedimentos dentro del cauce, el nivel del flujo de agua con relación al tamaño del cauce, la modificación artificial del cauce; la frecuencia de rápidos; la estabilidad de los márgenes; la presencia y el grado de cubrimiento de las riberas por la vegetación nativa así como la amplitud de la franja de vegetación ribereña. A cada uno de estos parámetros se le asignó un valor en una escala del 1 al 20, y la suma total se expresó como un porcentaje (%) del valor máximo posible (Apéndice 1). El puntaje obtenido es una medida integrada de la calidad del hábitat de un determinado sitio, donde mayores valores del índice indicaran que son mejores las condiciones del hábitat para soportar la biota acuática (Segnini *et al.*, 2009).

4.3. Trabajo de laboratorio

La separación e identificación taxonómica de los macroinvertebrados acuáticos se hizo para cada unidad de muestra. La identificación de los organismos se hizo hasta el nivel de familia con la ayuda de las claves de Merritt y Cummins (1996) y Fernández y Domínguez (2001). Una vez identificados, se cuantificó el número de individuos de cada grupo taxonómico, y se registraron los datos de identificación de la unidad muestra, del sitio y del método de colecta. Este material fue preservado en alcohol al 70% y depositado en la colección de macroinvertebrados acuáticos del Laboratorio de Ecología de Insectos, Facultad de Ciencias, Universidad de Los Andes, Venezuela.

4.4. Tratamiento de los datos y Análisis estadístico.

Los datos del número de individuos registrados en cada una de las tres unidades de muestra recolectadas en cada tramo fueron consolidados en una única muestra. En segundo lugar, se consideró que al ser el objetivo de estudio una comparación de tres de los métodos de muestreo que se usan en la bioevaluación rápida, que es la técnica usada en las investigaciones que sobre los macroinvertebrados bentónicos se realizan en el Laboratorio de Ecología de Insectos (LEI), se decidió efectuar la comparación de los tipos de muestreo usando los resultados de la selección previa (sp) tomadas en el campo, a fin de mantener la compatibilidad con el protocolo de muestreo usado en las investigaciones del LEI en la bioevaluación rápida de los ríos andinos.

4.4.1. Caracterización ambiental de los ríos y sitios estudiados en la cuenca alta del río Chama

Con los datos registrados de las variables ambientales medidas *in situ*, se construyó una matriz ambiental de sitios vs. variables. Inicialmente se efectuó un análisis descriptivo de los datos (promedio, mínimo, máximo), con el fin de evaluar el grado de heterogeneidad, de cada propiedad ambiental mediante el coeficiente de variación (CV%).

Posteriormente, con el propósito de analizar las relaciones existentes entre las variables ambientales, los sitios estudiados y las épocas de muestreo, se usó un Análisis de Coordenadas Principales (PCoA), con la ayuda del programa PRIMER versión 6 (Clarke y Warwick, 2001). El PCoA es un análisis multivariado que ordena los sitios en el espacio en función de la similitud que muestren en cuanto a las variables ambientales. La representación espacial se hace usando ejes de coordenadas que se disponen de forma que las proyecciones de los puntos o sitios sobre cada eje recojan la mayor cantidad posible de variación determinada por la separación que existe entre todos los sitios (Clarke y Warwick, 2001). El PCoA se construyó a partir de una matriz de similitud entre los sitios estudiados usando como medida de similitud la Distancia Euclidiana (Clarke y Warwick, 2001; Clarke y Gorley, 2006). Previamente a la aplicación del PCoA, los datos de las variables ambientales fueron transformados ($\log(x+1)$) y estandarizados (media igual a 0 y desviación estándar igual a 1) para minimizar los efectos derivados de tener variables con diferentes unidades de escalas. Para cuantificar las relaciones entre las variables con los ejes del PCoA se utilizó el coeficiente de correlación por rango de Spearman (r_s),

Para verificar si existían o no diferencias significativas al comparar los valores promedio de cada variable ambiental entre las épocas del año, se utilizó el test no paramétrico de Mann-Whitney, usando el Paquete estadístico InfoStat versión 2008.

Para la comparación estadística entre los grupos de ríos generados con el PCoA considerando los dos muestreos estacionales se empleó un Análisis de Varianza Multivariado con base en Permutaciones (PERMANOVA) (Clarke y Warwick, 2001).

4.4.2. Eficiencia del muestreo: curvas de acumulación de taxa.

Para comprobar si el muestreo fue lo suficientemente exhaustivo en la detección de la mayoría de los taxones presente en los tres ríos, se construyeron curvas de acumulación a partir del número de taxa tanto observados en todos los ríos y sitios, igualmente se usó esta información para construir curvas de acumulación estimadas usando modelos teóricos. A partir de estas curvas se pudo estimar la

riqueza de taxa basada en el esfuerzo de muestreo, así como la efectividad del trabajo realizado en el campo. La curva se construyeron con la ayuda del programa EstimateS (Versión 9.1.0; Colwell, 2013). Los modelos usados en la estimación esperada de taxa fueron los índices de Chao 1 y Jackknife 1er Orden. El estimador de Chao1 se basa en el número de singletons (especies representadas por un único individuo por muestra) y en el número de doubletons (especies representadas por dos individuos por muestra) (Southwood y Henderson, 2000; Escalante, 2003; Colwell 2013); el índice de Jackknife 1 se basa en el número de especies que solo ocurre en una muestra (Moreno, 2001; Colwell, 2013). Ambos estimadores son considerados entre los más confiables de los modelos no paramétricos, para estimar la riqueza de especies (Krebs, 1999; Southwood y Henderson, 2000).

4.4.3. Composición taxonómica general

A partir de los datos de abundancia de cada taxón por sitio, se calculó la abundancia relativa de los distintos grupos encontrados (Clase y Orden) en base al número total de individuos de dicha comunidad de macroinvertebrados acuáticos, tanto de manera general para todo el estudio como para cada época.

Para comparar la composición de taxa de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos dentro de los ríos y entre ríos y sitios, se construyó una matriz de similitud entre sitios, usando el índice Bray-Curtis, considerando sólo la presencia o ausencia de los taxa. Con base en esta matriz, se realizó un Análisis de Escalamiento Multidimensional No Métrico (nMDS) (Kruskal y Wish, 1978), técnica multivariante que nos permitió representar gráficamente en un espacio geométrico las similitudes existentes entre los ríos estudiados. El ajuste entre la matriz de similitud y su representación gráfica se evalúa mediante una función denominada Stress: un Stress $<0,05$ indica que la representación es excelente, $<0,1$ corresponde a una buena ordenación, $<0,2$ indica una ordenación útil (aunque los valores extremos no quedan bien representados, y $> 0,3$ indican que las muestras están ordenadas arbitrariamente en el espacio (Clarke y Warwick, 2001). Igualmente se utilizó el PERMANOVA para comparar la similitud en composición de taxa de los macroinvertebrados bentónico entre los ríos y sitios, y dentro de cada río.

4.4.4. Riqueza y diversidad de taxa de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos presente en los ríos estudiados

La riqueza de cada sitio se cuantificó como el número de taxa, en tanto que la diversidad se estimó calculando la diversidad verdadera o número efectivos de especies (Hill 1973; Jost 2009; Moreno *et al.*, 2011; Jost y González-Oreja, 2012). Los valores promedio de cada atributo de la comunidad entre los ríos y entre las épocas del año, se compararon mediante el test no paramétrico de Kruskal-Wallis, usando el Paquete estadístico InfoStat versión 2008.

4.4.5. Comparación de los métodos de muestreo en términos de la estimación de la riqueza, composición, densidad de taxa de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos.

La comparación entre los tres muestreadores, Surber, D-net y D-Cuadrícula (para cada río y en general), con relación a la riqueza de taxa observadas y estimadas (según el estimador de Chao 1), se hizo usando el índice de completitud. Además, se calculó el intervalo de confianza para el estimador

Chao I. La comparación de la composición y densidad, entre los métodos usados se efectuó con un análisis de ordenamiento multidimensional no métrico (nMDS).

4.4.6. Comparación de los tres dispositivos de muestreo con relación a la estimación de la calidad biológica del agua.

Finalmente, se compararon los muestreadores con relación a la determinación del estado de salud de los ríos mediante el ABI (Índice Biótico Andino), (Acosta, 2009; Río-Touma *et al.*, 2014). Este es un índice cualitativo que corresponde a una modificación del *Biological Monitoring Working Party* (BMWP) (Armitage *et al.*, 1983; Alba-Tercedor y Sánchez-Ortega, 1988), adaptado para los ríos andinos ubicados entre los 2000 y 4000 msnm en los Andes de Ecuador y Perú (Acosta *et al.*, 2009). Este índice asigna puntajes a cada familia, según su tolerancia/sensibilidad a las condiciones ambientales y/o contaminación. El rango de dichos valores varía entre 0 y 10 (Ríos *et al.*, 2014) (Tabla 2). Los valores bajos indican tolerancia alta a la contaminación, mientras que los valores altos son indicadores de una alta sensibilidad (baja tolerancia) a la contaminación.

www.bdigital.ula.ve

Tabla 2. Valores de tolerancia/sensibilidad de las familias de macroinvertebrados acuáticos para el índice Biótico Andino (ABI).

TURBELLARIA	5	Gripopterygidae	10	Staphylinidae	3
HIRUDINEA	3	HETEROPTERA		Elmidae	5
OLIGOCHAETA	1	Veliidae	5	Dryopidae	5
GASTEROPODA		Gerridae	5	Gyrinidae	3
Ancylidae	6	Corixidae	5	Dytiscidae	3
Physidae	3	Notonectidae	5	Hydrophilidae	3
Hydrobiidae	3	Belostomatidae	4	Hydraenidae	5
Lymnaeidae	3	Naucoridae	5	DIPTERA	
Planorbidae	3	TRICHOPTERA		Blepharoceridae	10
BIVALVIA		Helicopsychidae	10	Simuliidae	5
Sphaeriidae	3	Calamoceratidae	10	Tabanidae	4
AMPHIPODA		Odontoceridae	10	Tipulidae	5
Hyaellidae	6	Leptoceridae	8	Limoniidae	4
OSTRACODA	3	Polycentropodidae	8	Ceratopogonidae	4
HYDRACARINA	4	Hydroptilidae	6	Dixidae	4
EPHEMEROPTERA		Xiphocentronidae	8	Psychodidae	3
Baetidae	4	Hydrobiosidae	8	Dolichopodidae	4
Leptophlebiidae	10	Glossosomatidae	7	Stratiomyidae	4
Leptohyphidae	7	Hydropsychidae	5	Empididae	4
Oligoneuridae	10	Anomalopsychidae	10	Chironomidae	2
ODONATA		Philopotamidae	8	Culicidae	2
Aeshnidae	6	Limnephilidae	7	Muscidae	2
Gomphidae	8	LEPIDOPTERA		Ephydriidae	2
Libellulidae	6	Pyrilidae	4	Athericidae	10
Coenagrionidae	6	COLEOPTERA		Syrphidae	1
Calopterygidae	8	Ptilodactylidae	5		
Polythoridae	10	Lampyridae	5		
PLECOPTERA		Psephenidae	5		
Perlidae	10	Scirtidae (Helodidae)	5		

Para clasificar los ríos dentro de clases de calidad del agua, usamos las categorías propuestas por la Comisión Europea relativa a la Calidad Ecológica del Agua, basado en el empleo del Cociente de Calidad Ambiental (CCA). Debido a que el valor del ABI se obtiene sumando los valores de tolerancia, su valor máximo no tiene un límite, por lo tanto, no es posible comparar el grado de perturbación entre ríos mediante el valor absoluto del índice, puesto que su valor máximo dependerá del número y tipo de taxa presentes, los cuáles cambian de un río a otro. Para solucionar esta situación, los valores del índice se pueden estandarizar al expresarlos como una proporción de un valor de referencia, que por lo general es el mayor valor del índice dentro del conjunto de ríos estudiados. Por ejemplo, si para un dado conjunto de ríos el mayor valor del ABI fue 120 puntos, este puntaje es el referente con el cual comparar los otros puntajes puesto que se considera que un alto puntaje se corresponde con un río con buenas condiciones y el mejor de la región estudiada. Así se tiene que un río de la misma región con un valor del ABI igual 90, se representa como una proporción

del valor de referencia, que se denomina Cociente de Calidad Ambiental (eje. $CCA = 90/120 = 0,75$), esto se interpreta como que el río estudiado está alejado un 25% de la condición de referencia. De modo que es posible construir categorías para el grado de intervención o de deterioro dentro del cual se encuentra un determinado río, las categorías son intervalos dentro de dos valores del CCA que establecen un rango de alejamiento de la condición de referencia (Tabla 3)

Tabla 3. Categorías del Cociente de Calidad Ambiental (CCA) para diferentes grados de intervención en los ríos.

CCA	Intervención	Calidad	Color
> 0,95	Mínima	Alta	Azul
0,80-0,95	Leve	Buena	Verde
0,60-0,79	Importante	Media	Amarillo
0,30-0,59	Grave	Escasa	Anaranjado
<0,30	Muy Grave	Mala	Rojo

Para el caso del ejemplo, el río con un $ABI = 90$ y un $CCA = 0,75$, se encuentra en la categoría 0,60-0,79, es decir con un grado de intervención importante y una calidad media. Los colores son útiles para ubicar dentro de un mapa los ríos y su calidad ambiental.

Los límites de las categorías del CCA, también se pueden expresar en valores absolutos de ABI, multiplicando el valor de cada límite del CCA por el ABI obtenido para el sitio de referencia (Urrizalqui 2003; Segnini y Chacón, 2009). En este estudio se escogió como referente el ABI de mayor valor entre los sitios evaluados. Los otros ríos con menores valores de ABI se ubicaron en las categorías de calidad correspondientes.

En nuestro caso, para cada sitio de muestreo, una vez identificado los macroinvertebrados hasta el nivel de familia, se calculó el valor del ABI con el propósito de evaluar la calidad del agua. La comparación entre los muestreadores con el uso del índice, se efectuó a través de un Análisis de Coordenadas Principales (PCoA). Igualmente, se realizó la clasificación de los sitios de acuerdo a su calidad de agua definida en términos de los valores del ABI obtenidos con los tres muestreadores: Surber, Dnet y D-Cuadrícula.

5. RESULTADOS

5.1. Caracterización ambiental de los ríos y sitios estudiados.

En los seis sitios muestreados se midieron catorce variables ambientales en la época de lluvia y sequía. (Tabla 4 y 5). Los resultados se agruparon en tres categorías: externas al cauce, hidrológicas y

fisicoquímicas del agua. En los apéndices 2 y 3, se presentan todos los valores registrados para todas las variables discriminados por épocas y ríos.

Las variables Hidrológicas fueron las que mostraron mayor variabilidad, especialmente el caudal (CV= 111,9%) y la velocidad de la corriente (CV= 60,7%). En el caso de las condiciones fisicoquímicas del agua, el pH y el oxígeno disuelto fueron las más homogéneas (CV= 5,5% y CV= 4,1%, respectivamente). El primero presentó valores en un rango de 5,5 a 6,6, con un valor promedio de 5,8, evidenciando esto una condición ligeramente ácida a neutra. El oxígeno disuelto presentó valores relativamente altos que variaron entre 8,3 y 9,3 mg/L. La turbidez fue el factor que presentó la mayor variabilidad entre las variables fisicoquímicas (CV= 70,7%), en tanto que la dureza, alcalinidad y conductividad presentaron una variabilidad intermedia cuyos coeficientes de variación fueron 19,9%, 15,8%, y 12,8 % respectivamente. Los valores absolutos variaron entre 17,5 mg CaCO₃/L a 33,3 mg CaCO₃/L para la dureza, entre 21 mg CaCO₃/L y 34 mg CaCO₃/L para la alcalinidad y entre 50 μ s y 78 μ s para la conductividad del agua. En cuanto a las variables externas al cauce la pendiente fue la más heterogénea (21,7%), y el índice de hábitat la más homogénea (CV= 14,6%).

En lo referente a los efectos estacionales sobre las variables hidrológicas y fisicoquímicas del agua, en algunas se detectaron diferencias significativas entre las épocas lluviosa y seca ($p \leq 0,05$; Tabla 6). En el caso de las variables hidrológicas la velocidad de la corriente aumentó significativamente ($p \leq 0,05$) durante la época de lluvia; en cambio, las variables fisicoquímicas (a excepción de la conductividad y turbidez) dureza y alcalinidad aumentaron su concentración en la época de sequía ($p \leq 0,05$). En cuanto al efecto del gradiente de altitud se observó que la conductividad, la alcalinidad y la dureza, todas relacionadas con el contenido iónico del agua, durante el periodo lluvioso tendieron a aumentar al disminuir la altitud.

Tabla 4. Valores mínimos y máximos de las variables ambientales medidas en los sitios estudiados en la cuenca alta del río Chama de acuerdo a la época estacional.

Época de muestreo	Variables ambientales													
	Externas al cauce			Hidrológicas				Físico-químicas del agua						
	Altitud (msnm)	Pendiente (%)	Índice Hábitat (%)	Ancho del cauce (m)	Profundidad (m)	Velocidad de la corriente (m/seg)	Caudal (m ³ /seg)	Oxígeno disuelto (mg/L)	Temperatura (°C)	pH	Conductividad (μ s)	Alcalinidad (mgCaCO ₃ /L)	Dureza (mgCaCO ₃ /L)	Turbidez (NTU)
Lluvia	1454	8	58	3,27	0,16	0,63	0,39	8,35	15	5,5	50	21	17,5	1,9
	2385	15	89	10,73	0,31	2,01	4,66	9,3	22	5,9	68	34	26,25	5,8
Sequía	1453	7	56	2,4	0,12	0,52	0,24	8,3	14	5,5	57	28	22,75	0,5
	2330	11	90	6,57	0,46	0,74	0,76	9,25	22	6,6	78	34	33,25	4,3

Tabla 5. Valores generales (promedio, mínimo, máximo y coeficiente de variación) de las variables ambientales medidas en los sitios estudiados en la cuenca alta del río Chama.

Épocas integradas	Variables ambientales													
	Externas al cauce			Hidrológicas				Físico-químicas del agua						
	Altitud (msnm)	Pendiente (%)	Índice Hábitat (%)	Ancho del cauce (m)	Profundidad (m)	Velocidad de la corriente (m/seg)	Caudal (m ³ /seg)	Oxígeno disuelto (mg/L)	Temperatura (°C)	pH	Conductividad (µs)	Alcalinidad (mgCaCO ₃ /L)	Dureza (mgCaCO ₃ /L)	Turbidez (NTU)
Promedio	1889,8	9,4	73	5,61	0,24	1,03	1,35	8,92	18,38	5,78	63,33	27,75	25,52	2,49
Mínimo	1453	7	56	2,4	0,12	0,52	0,24	8,3	14	5,5	50	21	17,5	0,5
Máximo	2385	15	90,5	10,73	0,46	2,01	4,66	9,3	22	6,6	78	34	33,3	5,8
CV (%)	17	21,70	14,6	43,6	38,5	60,7	111,9	4,07	14,7	5,5	12,8	15,8	19,9	70,7

Tabla 6. Promedios y valor de significación de la prueba de Mann-Whitney entre las variables ambientales registradas en la época de lluvia y sequía.

Variables ambientales	Época de muestreo	
	Lluvia	Sequía
Índice de Hábitat	73,2	72,8
Ancho del Cauce	6,77	4,46
Profundidad	0,23	0,24
Velocidad de la corriente[*]	1,45	0,61
Caudal	2,23	0,47
Oxígeno disuelto	8,84	9
Temperatura	18,42	18,33
pH	5,63	5,92
Conductividad	59,67	67

Alcalinidad*	25,33	30,17
Dureza*	22,46	28,58
Turbidez*	3,45	1,53

(*) Significativo: ($0,01 \leq p \leq 0,05$)

(**) Muy significativo: ($0,001 \leq p \leq 0,01$)

(***) Altamente significativo ($p \leq 0,001$)

En cuanto al ordenamiento de los sitios y ríos en función de las variables ambientales, en la Figura 10 se puede observar el patrón de distribución de los sitios de muestreo en el primer plano de representación gráfica del ACoP, así como las variables ambientales asociadas con la dispersión de los sitios. En primer lugar, se observa que los sitios estudiados correspondientes al río La Carbonera se encuentran separados de los sitios de los otros dos ríos (Albarregas y Pedregosa) siguiendo un gradiente de condiciones asociado con el primer eje de ordenamiento. Este gradiente está definido principalmente por la altitud y la temperatura, y en menos grado por la calidad del hábitat, el ancho del cauce, la conductividad y la dureza, como lo demuestran los valores de correlación entre las variables ambientales y los ejes de ordenación del ACoP (Tabla 6). Los sitios de muestreo ubicados en el río la Carbonera están a mayor altitud y presentan mejores condiciones de hábitat, menor temperatura y menor conductividad. Lo contrario se observa para los sitios de los ríos Albarregas y la Pedregosa. Por su parte, el segundo eje de ordenamiento separa los sitios de muestreo en función de la época estacional. En el plano superior se encuentran los sitios muestreados durante la época de lluvia y en plano inferior los sitios muestreados durante la época seca. Las variables que más contribuyen a esta separación son las variables hidráulicas (ancho, caudal y velocidad) y las variables físicoquímicas (pH, conductividad y la dureza) (Tabla 7), donde la velocidad de la corriente y la dureza tienden a aumentar durante la época de lluvia y sequía respectivamente. Cabe destacar que, aunque los ríos Albarregas y Pedregosa tendieron a mantenerse juntos en el plano de ordenamiento, las diferencias ambientales observadas entre los ríos, fueron estadísticamente significativas (PERMANOVA, $p < 0,05$).

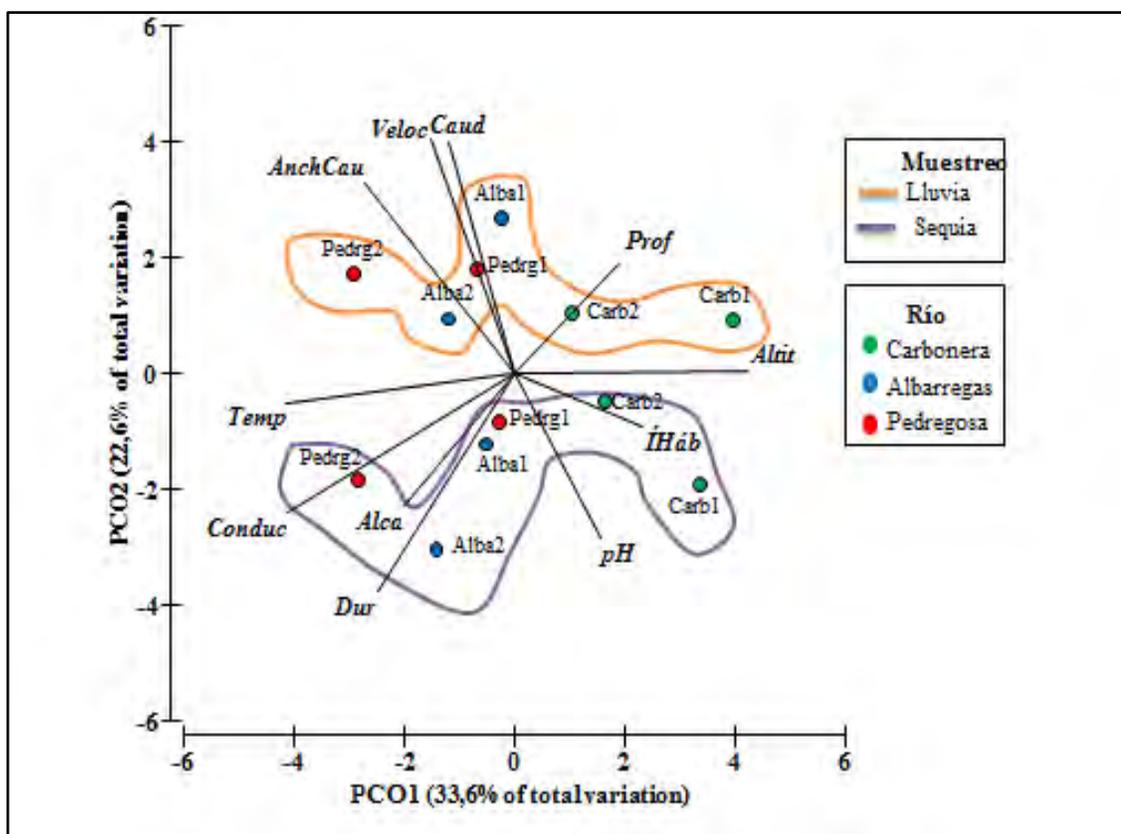


Figura 10. Ordenamiento de los sitios y ríos estudiados en la cuenca alta del río Chama, en los ejes 1 y 2 del ACoP, en función de las variables ambientales medidas durante la época de lluvia y sequía. Los vectores indican las variables ambientales: Velocidad (Veloc), Caudal (Caud), Ancho del cauce (AnchCau), Altitud (Alt), Profundidad (Prof), Índice de Hábitat (ÍHáb), Temperatura (Temp), Conductividad (Conduc), Alcalinidad (Alca), Dureza (Dur) y pH.

Tabla 7. Correlaciones (Cs) entre las variables ambientales y los dos primeros ejes del PCoA.

	Altit	ÍHáb	AnchCau	Veloc	Caud	OxigDis	Temp	pH	Conduc	Alca	Dur	Turb
PCoA1	0,853	0,465	-0,545	-0,300	-0,237	0,428	-0,829	0,310	-0,824	-0,394	-0,493	0,237
PCoA2	0,013	-0,178	0,664	0,811	-0,804	0,189	-0,098	-0,567	-0,480	-0,450	-0,751	0,391

5.2. Eficiencia del muestreo.

En el presente estudio se registraron 47 taxa, valor que está por debajo de la riqueza estimada por los dos modelos utilizados (Figura 11). De acuerdo al Índice de Chao I la riqueza estimada debió ser de 56,33 taxa y según Jackknife de 54,33 taxa. Sin embargo, el Índice de Completitud (Gotelli 2008), medida que refleja la efectividad del muestreo realizado, alcanzó un 83,44% de la riqueza estimada por Chao I y un 86,51% de la estimación con Jackknife.

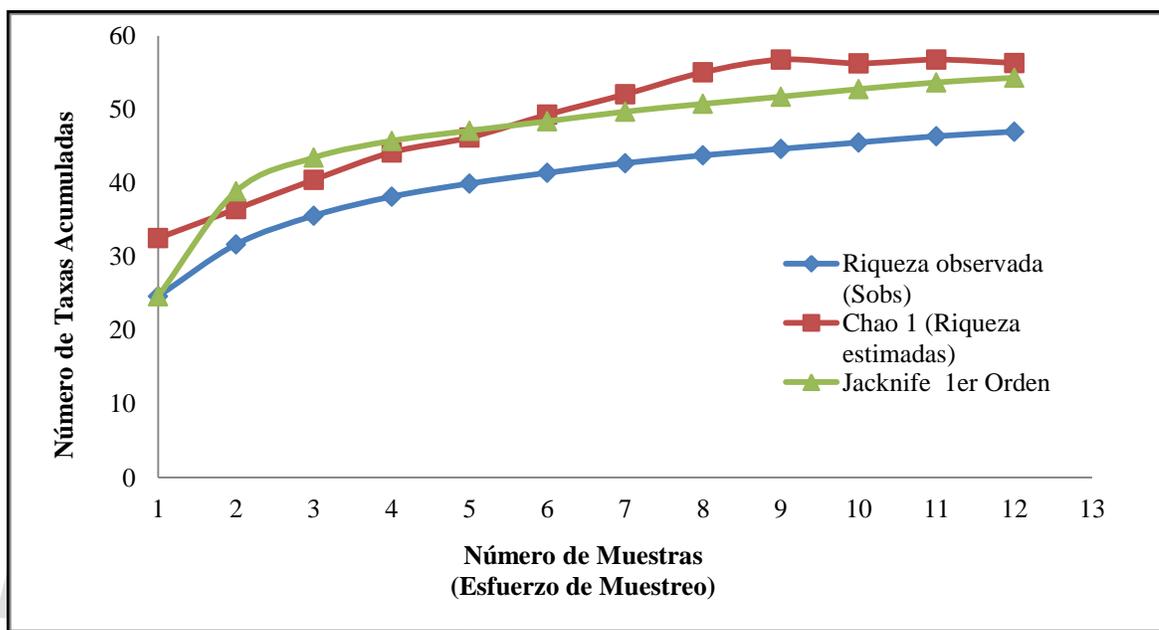


Figura 11. Curvas de acumulación de taxa observada y estimada (según Chao 1 y Jackknife 1er Orden) para la comunidad de macroinvertebrados acuático en todo el período de estudio en ríos de la cuenca alta del río Chama.

5.3. Caracterización de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos.

5.3.1. Composición taxonómica de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos durante el período de estudio.

Durante las dos épocas de muestreo, se colectaron en los sitios estudiados, un total de 14.583 invertebrados, agrupados en cuatro Phyla: (Platyhelminthes, Mollusca, Annelida y Arthropoda), seis clases, quince órdenes y 47 taxones. La clase Insecta fue la más abundante con un 91,8% del total de individuos colectados, estando representada por 9 órdenes y 40 familias. Siguió en orden de abundancia: la clase Oligochaeta (4,4 %), Turbellaria (3,1%), Arachnida (0,5 %), Gasterópoda y Crustácea con un 0,1 %.

Dentro de Clase Insecta (Figura 12), el orden más abundante fue Ephemeroptera (41%) seguido de Díptera (31%), y Trichoptera (12%). En el caso de la riqueza el orden Díptera estuvo representado

por 15 familias en comparación con el orden Ephemeroptera que estuvo repartido en 4 familias. Las abundancias relativas de los taxa capturados por sitio y época de muestreo se presentan en los Apéndices 4 y 5.

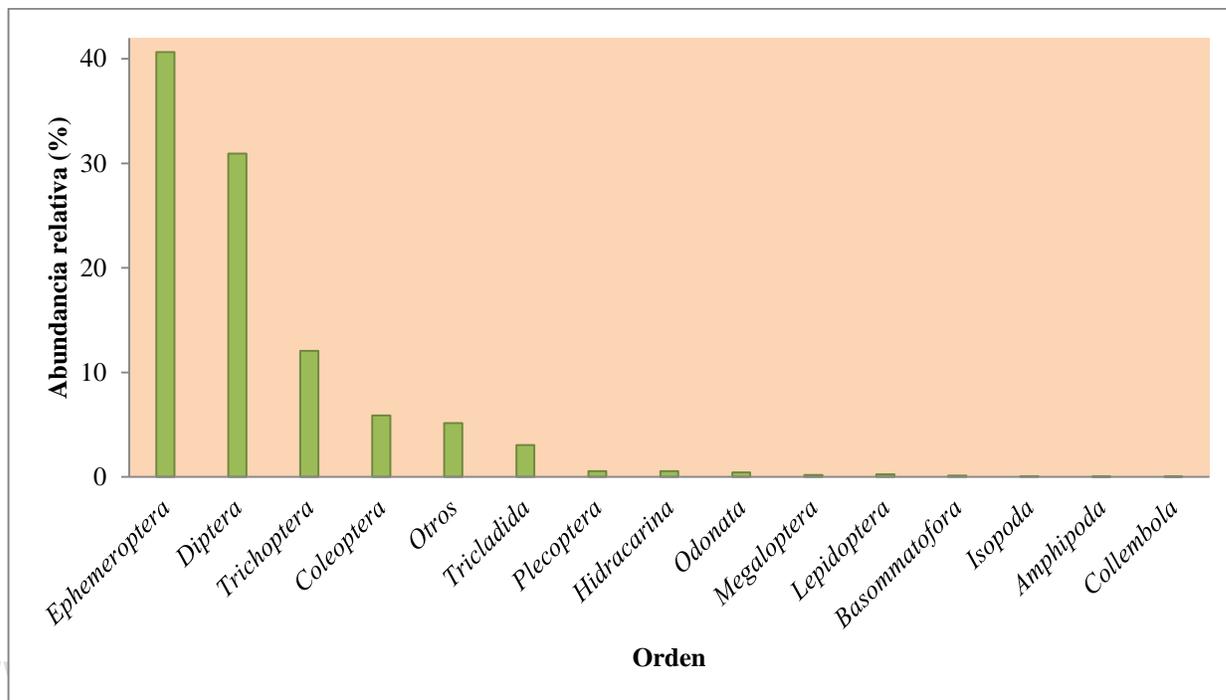


Figura 12. Abundancia relativa de los órdenes de macroinvertebrados acuático registrados en ríos de la cuenca alta del río Chama.

5.3.2. Variación estacional de las abundancias relativas de taxa.

En términos de la variación estacional, en época de lluvias se recolectaron 3500 individuos repartidos en 41 taxa (Apéndice 4) y en la época seca se recolectaron 11.083 individuos correspondientes a 43 taxa (Apéndice 5). La Clase Insecta se mantuvo con el mayor aporte numérico, tanto para el período lluvioso (91,4%) como para sequía (91,9%) (Figura 13). Cabe destacar, que para el período de lluvia el orden Díptera fue el de mayor aporte numérico (33,8%) seguido por los órdenes Ephemeroptera (28,9%) y Trichoptera (17,5%), en tanto que para el período de sequía el orden más abundante fue Ephemeroptera (44,4%), seguido por Díptera (30%) y Trichoptera (10,4%) (Figura 14). En el caso del nivel taxonómico de Familia la diferencia estacional de los grupos dominantes fue más notoria. En efecto, durante la época de lluvia dominaron las familias Simuliidae (23,4%), Baetidae (19,1%) e Hydropsychidae (9,5%), y durante la época de sequía la mayor contribución numérica correspondió a Baetidae (38,8%), Chironomidae (15,9%) y Simuliidae (12,5%).

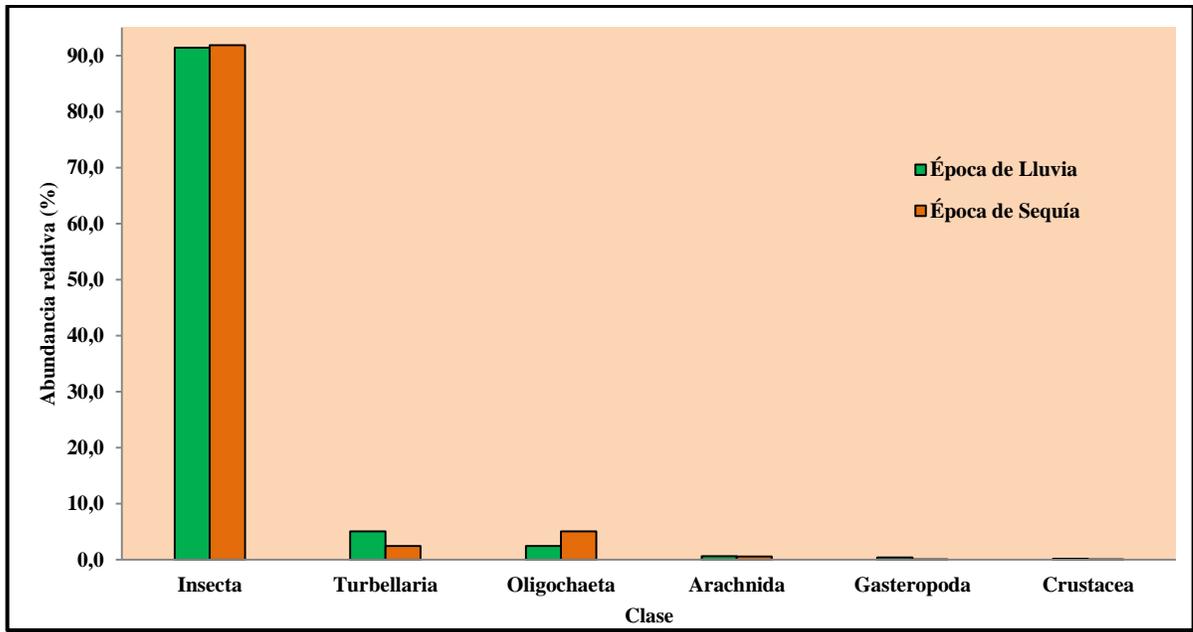


Figura 13. Abundancia relativa de los diferentes grupos de macroinvertebrados bentónicos en las épocas de lluvia y sequía, registrados en ríos de la cuenca alta del río Chama.

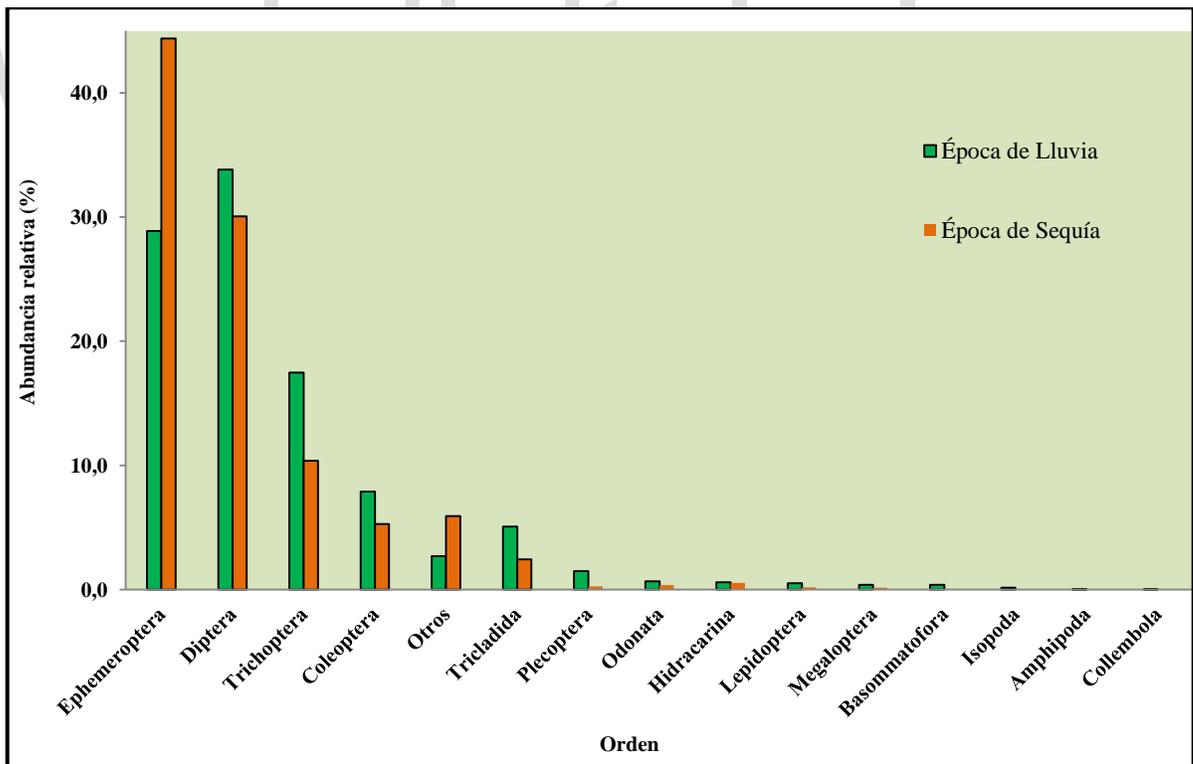


Figura 14. Abundancia relativa de los órdenes de macroinvertebrados bentónicos en las épocas de lluvia y sequía, registrados en ríos de la cuenca alta del río Chama.

5.3.3. Composición taxonómica de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos entre y dentro de los ríos

La comparación de la composición de la fauna bentónica entre ríos y entre sitios se hizo mediante un Análisis de Escalamiento Multidimensional No Métrico (nMDS) (Figura 15). El plano de ordenamiento muestra que la composición taxonómica de la fauna bentónica tiene más semejanza entre los sitios dentro de un mismo río que entre los ríos (PERMANOVA, $P > 0,05$), especialmente en la época de seca. Igualmente, no hubo diferencias significativas entre las épocas (PERMANOVA, $p > 0,05$) pero sí entre ríos (PERMANOVA; $P < 0,05$).

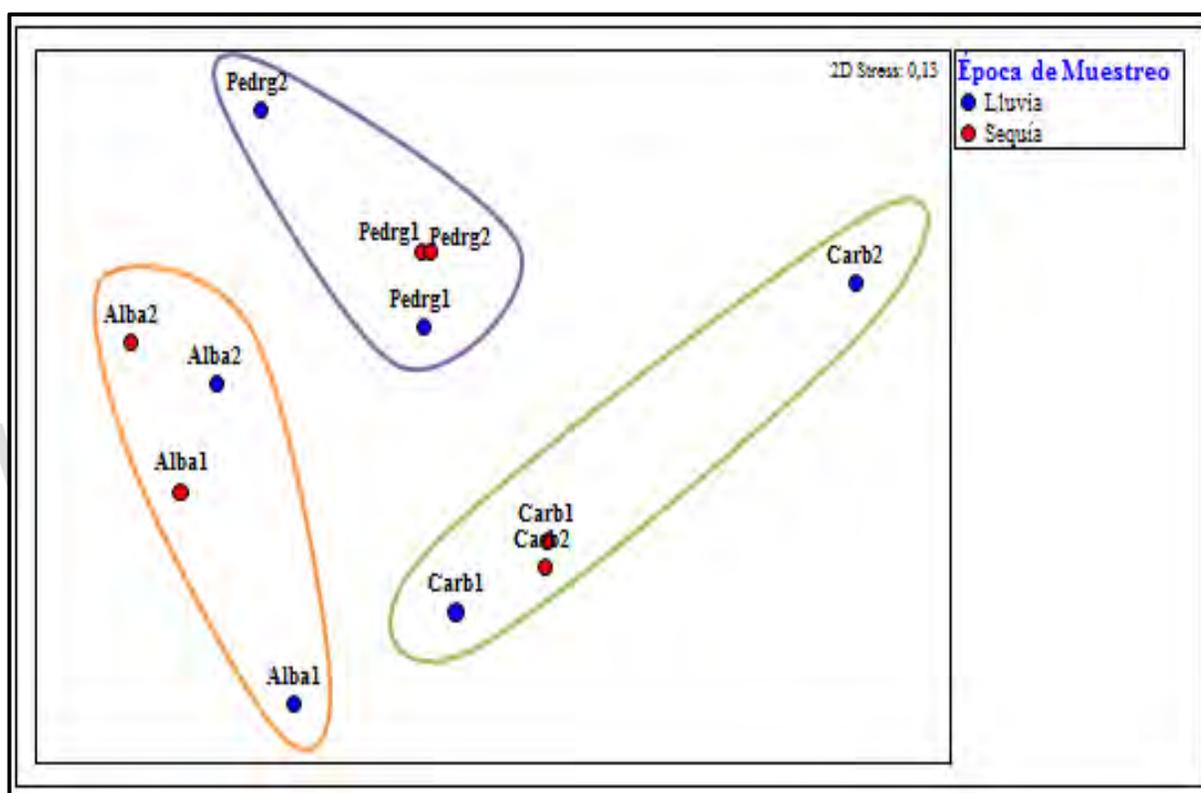


Figura 15. Ordenamiento multidimensional no métrico (nMDS) para los sitios y ríos estudiados en la Cuenca alta del río Chama, en base a la composición de taxa durante los dos muestreos.

5.3.4. Riqueza y diversidad de taxa de macroinvertebrados acuáticos presente en los ríos estudiados.

La riqueza de taxa entre ríos no mostró diferencias significativas, pero sí la diversidad. El río Pedregosa resultó ser el más diverso tanto para la época de lluvia y como para la de sequía, en tanto que los ríos Carbonera y Albarregas no mostraron diferencias de diversidad entre ellos (Tabla 8).

Tabla 8. Riqueza y diversidad de las comunidades bentónicas presente en los ríos estudiados (*)

		Carbonera	Albarregas	Pedregosa
Riqueza	Sequía	28 ^a	28 ^a	32 ^a
	Lluvia	28 ^a	32 ^a	28 ^a
	Total	35 ^a	37 ^a	25 ^a
N ₂	Sequía	3,7 ^a	2,9 ^a	6,6 ^b
	Lluvia	4,9 ^a	4,3 ^a	9,6 ^b
	Total	4,1 ^a	3,3 ^a	8,1 ^b
N ₁	Sequía	5,8 ^a	5,2 ^a	9,9 ^b
	Lluvia	8,6 ^a	6,8 ^a	12,3 ^b
	Total	6,7 ^a	5,7 ^a	11,2 ^b

(*) Los valores con el mismo exponente dentro de cada fila no se diferencian significativamente ($P > 0,05$)

5.4. Comparación de muestreadores

5.4.1. Comparación de muestreadores: composición taxonómica

Al comparar los tres tipos de muestreadores con relación a la similitud en la composición de taxa (Figura 16) se encontró que dentro de cada río no existen diferencias significativas (PERMANOVA, $p > 0,05$). En esta figura se observa que existe un agrupamiento por ríos y no por el tipo de muestreador (PERMANOVA, $p > 0,05$), lo que sugiere que las tres redes estiman por igual la composición existente en la comunidad de macroinvertebrados bentónicos.

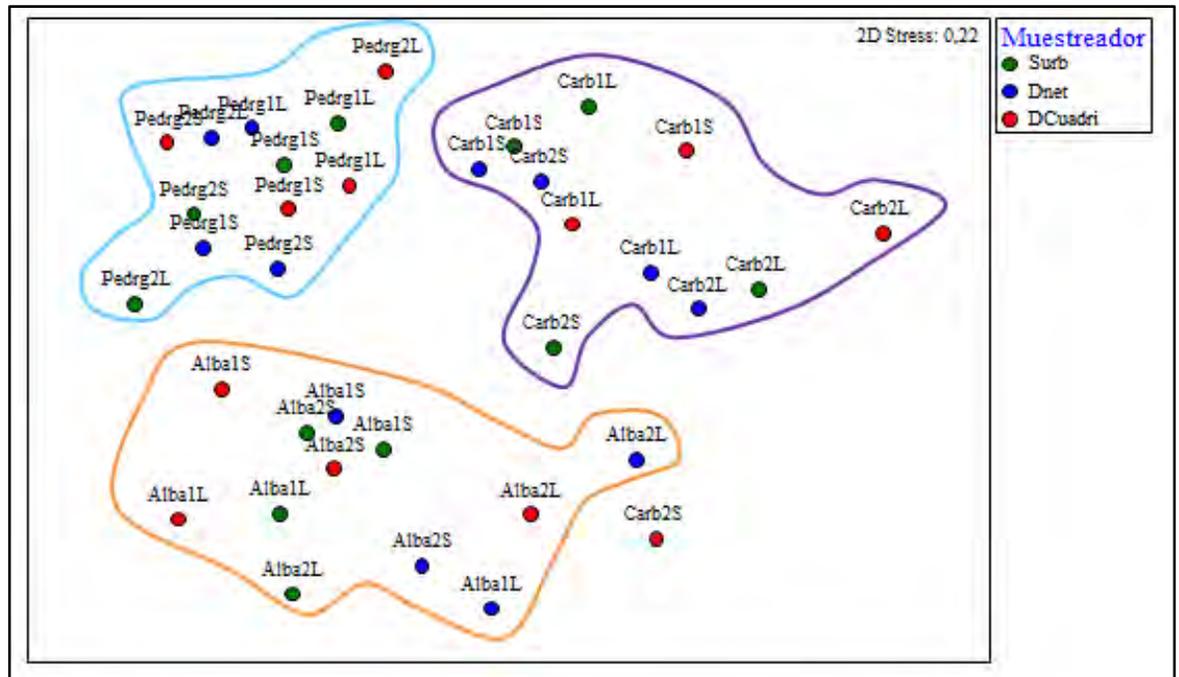


Figura 16. Escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) para los sitios y ríos estudiados en la Cuenca alta del río Chama, en base a la composición de taxa de acuerdo a los tres muestreadores utilizados durante las dos épocas de muestreo.

5.4.2. Comparación de muestreadores: riqueza

La comparación de la riqueza observada con la riqueza estimada según Chao I permitió evaluar la completitud para cada río de acuerdo a cada método de muestreo (Tabla 9). Al discriminar la riqueza observada para cada río y muestreador, la red Surber fue el único cuya riqueza no quedó incluida dentro del intervalo de confianza en ninguno de los ríos, con valores de completitud menores a 78,9%. La red D-net fue la más eficiente en todos los ríos con valores de completitud superiores al 90%, seguida de la D-cuadrícula que sólo en el caso del río la Carbonera mostró un valor de la completitud inferior al 90%, aunque en los otros ríos su completitud fue la más alta, superior a 95%. De acuerdo a estos resultados se puede afirmar que la red de Surber es el muestreador menos efectivo en la estimación de la riqueza de la comunidad.

Tabla 9. Valores de riqueza observada, estimada e índice de completitud por métodos de muestreos de las comunidades bentónicas para cada río estudiado.

Río	Método	Riqueza observada (S)	Riqueza Estimada (Chao 1)	Intervalo de Confianza (95%) (Chao I) Límite inferior- Límite superior	Compleitud (%)
Carbonera	Surber	29	50	42,5 - 57,4	58
	D-net	27	28,7	21,7 - 35,6	94,1
	D-Cuadrícula	28	37	28,2 - 45,7	75,7
Albarregas	Surber	28	35,5	29,5 - 41,4	78,9
	D-net	28	30	24,8 - 35,1	93,3
	D-Cuadrícula	27	27,1	23,3 - 30,8	99,6
Pedregosa	Surber	31	40	31,2 - 48,7	77,5
	D-net	30	33,3	28,0 - 38,5	90,1
	D-Cuadrícula	28	29,2	23,9 - 34,4	95,9

5.4.3. Red de Surber vs. D-cuadrícula: densidad absoluta

En la Figura 17 se puede observar que los valores de densidad de macroinvertebrados (Nro. de organismo/área de muestreo) medidos con las redes de Surber y D-cuadrícula que se agrupan dentro de un mismo río no se diferencian significativamente (PERMANOVA, $p > 0,05$). El análisis de las densidades estimadas por los dos muestreadores indicó que para los ríos Carbonera y Albarregas la dispersión de los puntos en el plano de ordenamiento es menor que para el caso del río la Pedregosa, aunque sin mostrar diferencias significativas en las densidades estimadas por los dos muestreadores analizados (PERMANOVA, $p > 0,05$).

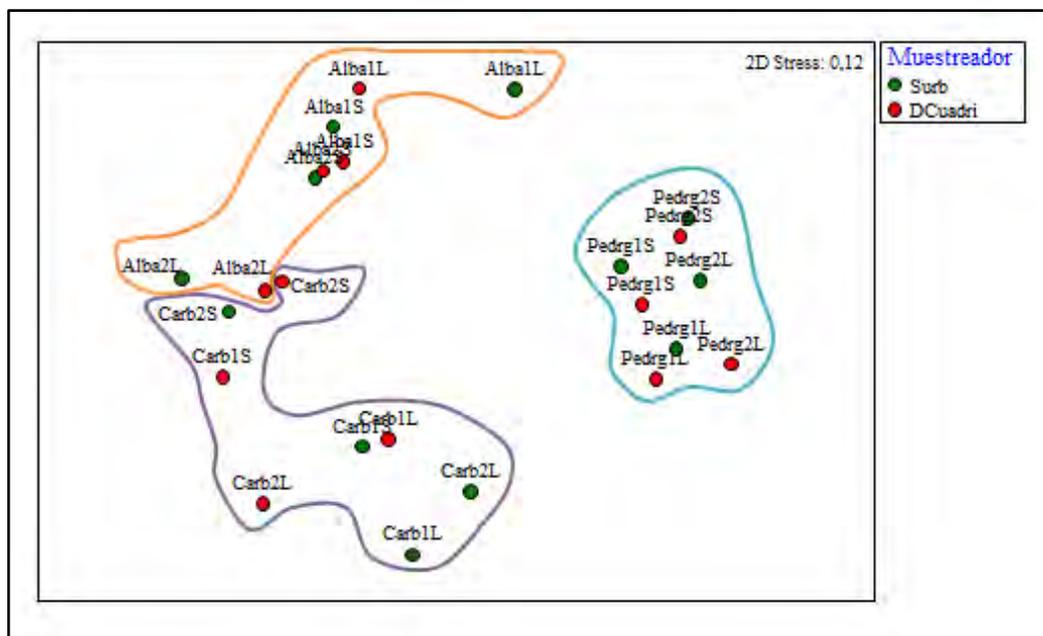


Figura 17. Ordenamiento multidimensional no métrico (nMDS) para todos los sitios y ríos, en función de la densidad de taxa de acuerdo a los muestreadores Surber y D-Cuadrícula utilizado durante las dos épocas de muestreo.

5.4.4. Comparación de muestreadores: calidad biológica del agua

En la Tabla 10, se muestran los valores del índice biótico ABI por muestreador, época, sitio y ríos estudiados.

Tabla 10. Valores del índice biótico ABI por muestreador y sitio estudiados en la Cuenca alta del río Chama.

Época	Índice Biótico Andino								
	Lluvia			Sequía			Promedio		
	Surber	Dnet	Dcuadrícula	Surber	Dnet	Dcuadrícula	Surber	Dnet	Dcuadrícula
Carb1	124	117	84	138	104	102	131	111	93
Carb2	65	73	72	49	101	66	57	87	69
Alba1	80	98	85	107	92	101	94	95	93
Alba2	84	80	61	93	89	96	89	85	79
Pedrg1	89	96	126	132	114	103	111	105	115
Pedrg2	93	96	78	99	113	93	96	105	86

Para estimar la calidad del agua, se escogió para cada muestreador un sitio de referencia, que en nuestro caso fue aquel con el mayor valor promedio entre las épocas de lluvia y sequía del índice ABI (Tabla 10). La distancia o separación de la calidad del agua del resto de sitios con respecto al valor de referencia, se calculó en términos del Cociente de Calidad Ambiental (CCA), es decir, que el valor promedio del ABI, para cada muestreador en cada río, se expresó como una proporción del valor de referencia (Tabla 11).

Tabla 11. Valores del Cociente de Calidad Ambiental CCA para cada muestreador y sitio en los ríos estudiados.

Muestreador Surber		Muestreador Dnet		Muestreador D-Cuadrícula	
Sitios	CCA	Sitios	CCA	Sitios	CCA
Carbonera 1	1 (131)*	Carbonera 1	1 (111)	Pedregosa 1	1 (115)
Pedregosa 1	0,85	Pedregosa 1	0,95	Carbonera 1	0,81
Pedregosa 2	0,73	Pedregosa 2	0,95	Albarregas 1	0,81
Albarregas 1	0,72	Albarregas 1	0,86	Pedregosa 2	0,75
Albarregas 2	0,68	Carbonera 2	0,78	Albarregas 2	0,69
Carbonera 2	0,44	Albarregas 2	0,77	Carbonera 2	0,6

* Entre paréntesis el mayor valor del ABI

Un Análisis de Coordenadas Principales (PCoA) mostró que no hay separación entre los puntos en cuanto a los valores del índice ABI para los tres muestreadores (Figura 18) ni diferencias significativas (PERMANOVA, $p > 0,05$), por lo cual se puede concluir que los tres muestreadores evalúan por igual la calidad del agua de los sitios estudiados.

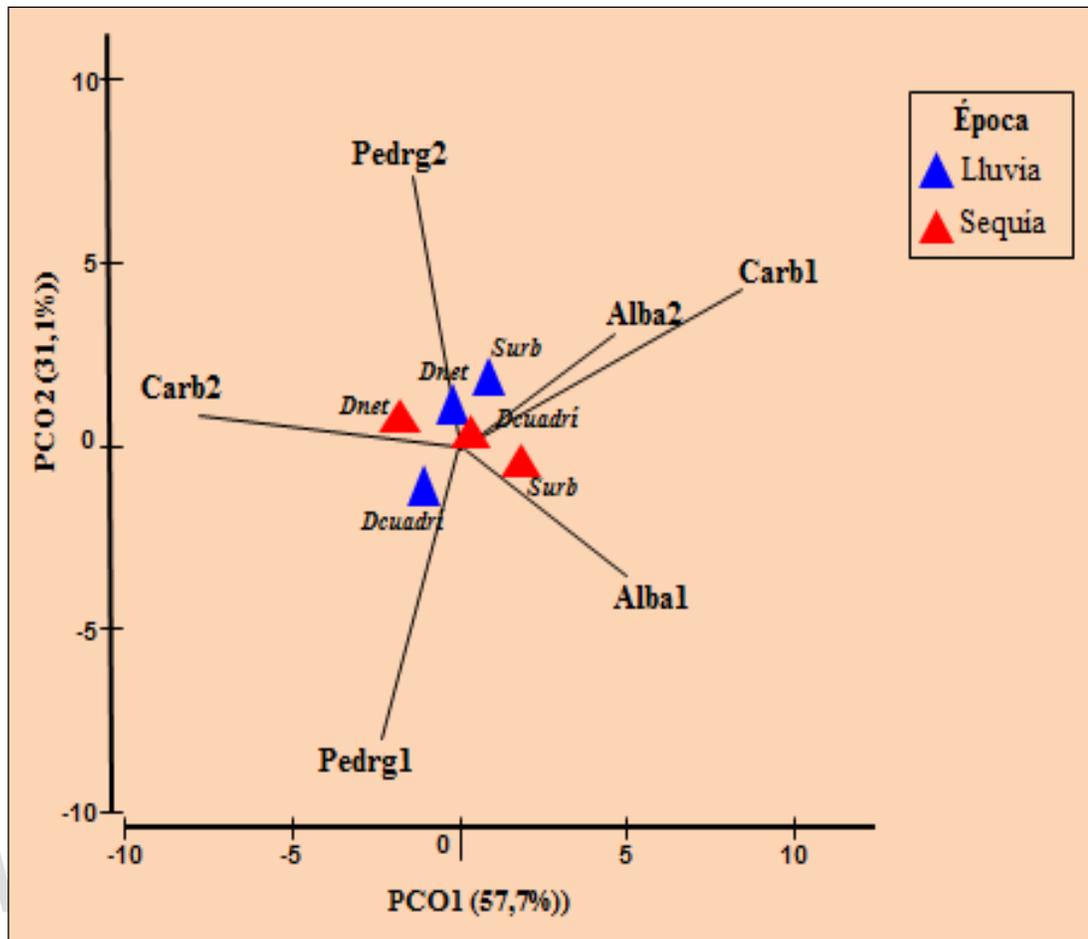


Figura 18. Ordenamiento de los muestreadores Surber, D-net y D-Cuadrícula, en los ejes 1 y 2 del ACoP, en función del índice biótico ABI para el período de muestreo. ABI= Índice Biótico Andino, Carb = Río Carbonera, Alba= Río Albarrega, Río Pedrg= Río Pedregosa.

En las Tabla 12, 13 y 14, se presentan la clasificación de los sitios de acuerdo a su calidad ambiental definida en términos de los valores del ABI con los muestreadores Surber, Dnet y D-Cuadrícula, respectivamente.

Tabla 12. Clasificación de los 6 sitios de los ríos de la Cuenca Alta del Río Chama, de acuerdo a la Intervención y Condición del Agua medida con el Índice Biótico ABI según el Muestreador Surber.

Muestreador Surber				
Sitios	CCA	Intervención	Condición	Color
Carbonera 1	> 0,95	Mínima	Alta	Azul
Pedregosa 1	0,80-0,95	Leve	Buena	Verde
Pedregosa 2 Albarregas 1 Albarregas 2	0,60-0,79	Importante	Media	Amarillo
Carbonera 2	0,30-0,59	Grave	Escasa	Anaranjado

Tabla 13. Clasificación de los 6 sitios de los ríos de la Cuenca Alta del Río Chama, de acuerdo a la Intervención y Condición del Agua medida con el Índice Biótico ABI según el Muestreador Dnet.

Muestreador Dnet				
Sitios	CCA	Intervención	Condición	Color
Carbonera 1 Pedregosa 1	> 0,95	Mínima	Alta	Azul
Pedregosa 2 Albarregas 1	0,80-0,95	Leve	Buena	Verde
Carbonera 2 Albarregas 2	0,60-0,79	Importante	Media	Amarillo

Tabla 14. Clasificación de los 6 sitios de los ríos de la Cuenca Alta del Río Chama, de acuerdo a la Intervención y Condición del Agua medida con el Índice Biótico ABI según el Muestreador D-Cuadrícula.

Muestreador D-Cuadrícula				
Sitios	CCA	Intervención	Condición	Color
Pedregosa 1	> 0,95	Mínima	Alta	Azul
Carbonera 1 Albarregas 1	0,80-0,95	Leve	Buena	Verde
Pedregosa 2 Albarregas 2 Carbonera 2	0,60-0,79	Importante	Media	Amarillo

Cada uno de los sitios se ubicó dentro de la categoría correspondiente, dependiendo del cociente de calidad ambiental (CCA) o valor promedio del ABI para las dos estaciones de precipitación. En términos generales se observa, con excepción del muestreador de Surber, que los sitios identificados con el N° 1 de todos los ríos, que son los de mayor altitud y donde la actividad antrópica debe ser menor, las condiciones de intervención varían entre leves a mínimas y los sitios identificados con el N° 2 (menor altitud), donde hay mayor impacto antrópico, estos ríos muestran condiciones de intervención que varían de leve a importante. En el caso de la red de Surber, los sitios Albarregas 1 y 2 son ubicados dentro de una misma categoría calificada con intervención importante, contrario a los otros muestreadores que los diferencias en dos categorías con diferente grado de intervención (leve o mínima).

6. DISCUSIÓN

6.1. Caracterización ambiental de los sitios y ríos estudiados

Desde el punto de vista ambiental, los ríos y sitios estudiados presentan gran heterogeneidad en las variables hidrológicas, y físicoquímicas. El caudal es la condición hidrológica con mayor variabilidad, posiblemente porque su valoración depende de tres factores altamente heterogéneos como son la velocidad de la corriente, la profundidad y el ancho del cauce, que están estrechamente asociadas con factores topográficos (pendiente y altitud), y la naturaleza del terreno (Allan, 1995; Roldán, 1992). Igualmente, la turbidez, factor físicoquímico que se relaciona con la presencia de materia orgánica, inorgánica, arcilla, lodo y plancton (Roldán, 2003), también presentó una gran variabilidad (Tabla 5), debido a que está muy relacionada con las aguas de escorrentía, especialmente durante la época lluviosa. El efecto del lavado de sólidos dentro de los cuerpos de agua naturales, es potenciado por las perturbaciones antrópicas como la construcción de caminos, la

deforestación y la actividad agrícola que dejan expuesto el terreno y facilitan el escurrimiento superficial de las aguas de lluvias con su carga de materiales disueltos y en suspensión, los que finalmente alcanzan los principales cuerpos de agua como ríos y lagunas (Roldán, 1992; Roldán, 2003).

Otras propiedades fisicoquímicas, como las relacionadas con la mineralización del agua como: la conductividad, la alcalinidad y la dureza presentaron una variabilidad intermedia durante el periodo de estudio, las cuales dependen principalmente del clima y la geología del terreno (Segnini y Chacón, 2005) como también de las actividades antrópicas. En este estudio, los cuerpos de aguas estudiados mostraron valores bajos e intermedios de estas tres variables (conductividad, alcalinidad y dureza), debido principalmente a la naturaleza del sustrato rocoso del fondo de los ríos que en este caso son resistentes a la erosión hídrica (Roldán, 2003; Segnini y Chacón, 2005; Valencia, 2011). Es importante destacar los resultados obtenidos de la conductividad en los sitios Albarregas 2 y Pedregosa 2, dado que fueron valores relativamente altos, posiblemente como consecuencia de actividades de origen antrópico como la deforestación, la agricultura, y el vertido de aguas servidas, entre otros (Segnini y Chacón, 2005; Segnini *et al.*, 2009).

Contrariamente a la mineralización del agua, el pH y el oxígeno disuelto resultaron ser variables homogéneas dentro del área de estudio. Esta baja variabilidad en el pH se explica por la capacidad buffer del agua, controlada principalmente por el sistema dióxido de carbono-bicarbonato-carbonato en el ecosistema acuático, que amortigua los cambios bruscos en el pH (Stumm y Morgan, 1996; Wetzel, 2001). Los valores de pH se mantuvieron cerca de la neutralidad, dentro del rango normal para aguas naturales (4,5 y 9,5), que también es el intervalo de alcalinidad dentro del cual vive la mayor parte de la biota acuática (Stumm y Morgan, 1996; Roldán, 2003; Ruiz, 2004; Allan y Castillo, 2007). En relación al contenido de oxígeno disuelto, sus valores fueron constantes y relativamente altos (7,0 y 9,0 mg/L) condición que favorece la vida acuática. Este contenido elevado y constante del oxígeno es consecuencia de la topografía montañosa del terreno, factor determinante en el desarrollo de corrientes de agua turbulentas que mantienen una mezcla constante del agua con el oxígeno atmosférico de (Allan, 1995; Toro *et al.*, 2002; Segnini y Chacón, 2005).

Las variables hidrológicas como velocidad de la corriente y caudal, así como las variables fisicoquímicas tales como la conductividad, alcalinidad y dureza, se vieron afectadas por la estacionalidad de la precipitación. Los valores de las condiciones hidrológicas fueron mayores durante la época de lluvia debido al alto volumen de agua en los cauces, y como consecuencia el aumento del caudal y de la velocidad de la corriente. Igualmente, las condiciones fisicoquímicas aumentaron su concentración en la época seca, efecto atribuido a la menor descarga de agua en los cauces y una mayor evaporación, haciendo que los iones y solutos se concentren (Sabater y Armengol, 1986; Membiela *et al.*, 1991; Garcia-Alzate *et al.*, 2007; Isasmendi *et al.*, 2007). Pero los cambios, de las propiedades fisicoquímicas relacionadas con el contenido iónico del agua (conductividad, alcalinidad y dureza), también son dependientes de la altitud, puesto que tienden a aumentar en la medida que los ríos descienden altitudinalmente, porque hay un mayor aporte de sólidos disueltos como consecuencia de estar estos ríos en zonas de mayor erosión e intervención humana y recibir mayor volumen de agua provenientes de otros afluentes y el agua de escorrentía (Allan y Castillo, 2007).

El ordenamiento de los ríos estudiados mostró una gran heterogeneidad de las condiciones ambientales (Figura 10). El primer eje del ACoP detectó un gradiente de condiciones hidrológica (ancho del cauce), fisicoquímica (temperatura, conductividad y dureza) y condiciones de hábitat

(altitud e índice de hábitat) que diferenció ambientalmente los sitios de muestreo seleccionados en el río la Carbonera de los ubicados en los ríos Albarregas y Pedregosa. Los puntos de muestreo de la Carbonera presentaron mejores condiciones de calidad de hábitat por ser sitios pocos intervenidos, ubicados en zonas topográficas de difícil acceso y por estar aguas arriba de los poblados y de las zonas agrícolas. Esto evidencia que la calidad ambiental de los ríos disminuye en la medida que la altitud disminuye, debido posiblemente a un aumento del efecto de actividades antrópicas (Segnini *et al.*, 2009). Por otro lado, el segundo gradiente está asociado a la estacionalidad de la precipitación, siendo las variables hidrológicas (ancho, caudal y velocidad) y las variables físicoquímicas (pH, conductividad y la dureza) las que más contribuyeron a la separación de los sitios como consecuencia del aumento del volumen de agua durante la época de lluvia, puesto que tienden a aumentar la velocidad de la corriente, el ancho del cauce y el caudal. Contrariamente, las variables físicoquímicas disminuyen su concentración durante la época de lluvia debido a que los cauces reciben mayores aportes de agua y la menor evaporización tendiendo a que los iones y solutos se diluyan.

En conclusión, los factores significativos que caracterizaron a los ríos altoandinos estudiados fueron esencialmente las condiciones hidráulicas y físicoquímicas, así como la heterogeneidad del hábitat, cuya variabilidad depende del clima, la vegetación, la topografía, la geología, entre otros, factores que a su vez condicionan el establecimiento de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos (Allan, 1995; Roldan, 1992).

6.2. Eficiencia del muestreo.

En cuanto a la estimación de la riqueza total y completitud del muestreo asociados a la comunidad de macroinvertebrados bentónicos durante el periodo de estudio, las curvas de acumulación de taxa observadas y estimadas mediante los índices Chao 1 y Jackknife mostraron una tendencia a estabilizarse sin alcanzar la saturación de familias para el esfuerzo total de muestreo realizado (Figura 11). Además, las curvas de acumulación de taxa estimadas finalizan por encima del valor observado. Aunque la diferencia entre los valores de la riqueza observada y esperada, parece indicar que el esfuerzo de muestreo realizado no fue suficiente y que es posible registrar taxa adicionales, se considera que un sitio ha sido suficientemente muestreado cuando el índice de completitud es igual o superior al 80% (Soberón *et al.*, 2000; Lobo, 2008), como es nuestro caso, es decir, que la riqueza muestreada fue relativamente buena con valores estimados superiores al 83% ; pudiéndose considerar que el esfuerzo de muestreo fue suficiente para conseguir una adecuada estimación de la riqueza de taxa durante el periodo de estudio. Por otro lado, estos resultados son importantes ya que nos dan una noción de los grupos taxonómicos que son dominantes en la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en los sitios estudiados.

6.3. Composición taxonómica general.

Los insectos, además de ser la clase dominante en la composición de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos durante el periodo de estudio, lo cual es común en ríos de montañas (Chacón, 2003; Jacobsen, 2004; Rivera 2004; Molina *et al.*, 2008; Segnini *et al.*, 2009), también fueron los más diversos. En total se recolectaron 14.583 individuos para todos los muestreadores y ríos, siendo los órdenes dominantes: Ephemeroptera (41%), Díptera (31%) y Trichoptera (12%). El

dominio numérico de estos órdenes se debe a las familias Baetidae (Ephemeroptera) (34,09%), Simuliidae (Díptera) (15,11%), Chironomidae (Díptera) (14,24%) e Hydropsychidae (Trichoptera) (6,89%), cuyas abundancias destacan sobre la del resto de los taxones de la comunidad. Entre estos órdenes, Díptera fue el más diverso en familia (representado con 15 familias) en comparación con los Ephemeroptera (4 familias).

6.4. Variación estacional de las abundancias relativas de taxas

En la época seca se encontró la mayor abundancia de macroinvertebrados. En total fueron colectados 11.083 individuos para todos los sitios y los tipos de muestreadores, que representa el 76% del total de individuos colectados, siendo los órdenes dominantes: Ephemeroptera, Díptera y Trichoptera, y dentro de cada uno de estos órdenes las familias mejor representadas fueron: Baetidae (38,8%), Chironomidae (15,9%) y Simuliidae (12,5%). Resultados similares fueron obtenidos por Jacobsen y Encalada (1998) y González *et al.*, (2013). Esta mayor abundancia en la época seca se explica por la mayor disponibilidad y estabilidad de los hábitats (Ríos *et al.*, 2009; Romero, 2016).

Durante la época de lluvia, la abundancia de macroinvertebrados disminuyó debido al aumento de la velocidad de la corriente y del caudal que propician el arrastre de los organismos (Flecker y Feifarek, 1994), así como la desaparición de numerosos hábitats como resultado de una mayor homogenización del cauce y su fondo. En total se colectaron 3.500 individuos, que constituyen el 24% del total de individuos colectados, siendo los órdenes dominantes: Díptera, Ephemeroptera y Trichoptera. Es importante destacar que en esta época se cambia el orden de importancia de los órdenes de insectos con la relación a la época, puesto que el orden Díptera supera en abundancia al orden Ephemeroptera. Las familias más representativas fueron Simuliidae (23,4%), Baetidae (19,1%) e Hydropsychidae (9,5%).

Esta diferencia estacional a nivel taxonómico se debe posiblemente a la amplia distribución de estas familias en todo tipo de corrientes de agua. La marcada abundancia de la familia Simuliidae durante el periodo de lluvia, se explica por su asociación con cuerpos de agua de corrientes fuertes o moderadas, muy limpias, y muy oxigenadas (Roldán, 1988; Méndez y Petersen, 1981, Machado, 2001), ya que este taxa compite mejor en condiciones de oxígeno disuelto y tolera más la contaminación (Balandrón *et al.*, 2004). En cambio, durante el periodo seco donde hay mayor estabilidad de los hábitats y disponibilidad de material orgánico en los cauces, los hábitats son colonizados por familias competidoras como Baetidae, incrementando de esta manera su abundancia (Death y Winterbourn, 1995; Ríos *et al.*, 2009).

6.5. Composición, riqueza y diversidad taxonómica de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos

Los cambios estacionales de la precipitación no afectaron la composición de la fauna bentónica dentro de los ríos (Figura 15) tanto para el periodo seco como lluvioso. Por el contrario, la composición de macroinvertebrados bentónicos mostró diferencias entre los ríos posiblemente debido a diferencias en sus características ambientales, como fue evidenciado con el análisis de ACoP (Figura 10).

Los valores de riqueza de la comunidad de macroinvertebrados no mostraron diferencias entre los ríos estudiados (Tabla 8). No obstante, el río La Pedregosa presentó una mayor biodiversidad con respecto a los ríos La Carbonera y Albarregas, muy posiblemente como consecuencia de una mayor presencia de algunos taxones muy abundantes, porque tienen una gran capacidad para colonizar múltiples hábitats y soportar condiciones ambientales de lluvia y sequía (Kikuchi y Uieda, 2005; Ribeiro y Uieda, 2005).

6.6. Comparación de muestreadores

Tanto la caracterización ambiental como la caracterización biológica (mediante el uso de la comunidad de macroinvertebrados) son parte integral en la bioevaluación rápida de las propiedades estructurales y funcionales de dicha comunidad en los ecosistemas acuáticos (Rosenberg y Resh, 1993; Segnini, 2003). Sin embargo, los métodos de recolección de macroinvertebrados bentónicos deben garantizar información de calidad y comparabilidad al momento de evaluar las condiciones de los cuerpos de agua.

6.6.1. Comparación de muestreadores: composición taxonómica

De acuerdo a los resultados encontrados, nuestra investigación reflejó listas de taxa similares entre las tres técnicas de recolección (Figura 16), por lo que dichos métodos estiman por igual la composición de macroinvertebrados bentónicos. De forma similar, Torralba y Ocharan (2007) y, Chen y Morales (2010), encontraron que no hay diferencias entre los métodos (Red Surber y Red D; Red Surber, Red D y el Colador, respectivamente) así como una alta correlación entre ellos. Tales resultados concuerdan con otros estudios, donde han reportado que el muestreador Surber y la red de Patada proporcionaron gran similitud en relación a la composición taxonómica de la comunidad de macroinvertebrados (Storey et al., 1991). Esto sugiere que los métodos de muestreos evaluados se comportan de una manera similar al momento de extraer información cualitativa de dicha comunidad (Torralba y Ocharan, 2007).

6.6.2. Comparación de muestreadores: riqueza taxonómica

La evaluación de la completitud del muestreo para cada río de acuerdo a cada muestreador (Tabla 9), mostró que el método D-net es el más eficiente para estimar la riqueza de taxa de la comunidad de macroinvertebrados presentes en nuestro estudio, seguido del método D-Cuadrícula. Por otro lado, la red Surber resultó ser el muestreador menos efectivo, esto posiblemente debido a la mayor cantidad de “singletons” presentes en las muestras, que es un parámetro utilizado por el estimador Chao 1 (Gotelli, 2008). Sin embargo, nuestro hallazgo no concuerda con los reportados por Torralba y Ocharan (2007), y Chen y Morales (2010), quienes no encontraron diferencias con relación a la riqueza de taxa capturados con el muestreador Surber y con la red manual.

6.6.3. Comparación de muestreadores: densidad absoluta de taxa.

Considerando la densidad taxonómica de macroinvertebrados (Figura 20), en este estudio la red de Surber y D-cuadrícula presentaron gran rendimiento, por lo que cuantitativamente ambos equipos son eficientes para estimar la estructura numérica de dicha comunidad (Torralba y Ocharan, 2007).

6.6.4. Comparación de muestreadores: calidad biológica del agua.

Es importante enfatizar que la comparación de los resultados de los distintos métodos nos permite evaluar su efectividad relativa, así como también identificar las ventajas y limitaciones de los muestreadores como herramientas para investigar los cambios en la composición y estructura de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y la calidad biológica de los cuerpos de agua altoandino. En primer lugar, las tres técnicas de recolección son de bajo costo y fáciles de usar. El muestreador Surber es principalmente utilizado en muestreos cuantitativos al igual que la red D-Cuadrícula. Estas redes delimitan el área a muestrear proporcionando valores de abundancia expresable en forma de densidad por taxón (Storey *et al.*, 1991; Genoni y Estrada 2000; Torralba y Ocharan, 2007; Chen y Morales, 2010; Ramírez, 2010), siendo una ventaja importante que permite analizar las comunidades de macroinvertebrados con mayor precisión, lo cual no lo podemos conseguir con la red D-net. Sin embargo, este último, permite hacer muestreos cualitativos de la comunidad de macroinvertebrados, particularmente adecuada para la compilación de lista de taxa. Además, es utilizado para estudios semicuantitativos tomando como referencia el tiempo preestablecido o muestreando un área similar al de los otros métodos o una combinación de ambos, generando datos comparativos entre diferentes lugares. Adicionalmente, este método es muy conveniente por su fácil uso en una amplia variedad de hábitat (Torralba y Ocharan, 2007; Chen y Morales, 2010; Ramírez, 2010), lo cual es una desventaja de la red Surber, dado que este es muy engorroso y no es funcional en todos los hábitats acuáticos, especialmente porque es difícil de instalar en sustratos rocosos relativamente grandes.

Por su parte, la red D-Cuadrícula siendo aún incipiente su uso en las investigaciones (Ramírez, 2010; Romero, 2016), es aplicable para estudios cualitativos, semicuantitativos y cuantitativos de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos gracias a la combinación de las principales características de los métodos Surber y D-net. Es una técnica multifuncional que permite obtener la variedad de estimas de dicha comunidad, siendo esto una ventaja importante de la utilización de esta red frente a los otros métodos de recolección estudiados. No obstante, el uso de las tres técnicas de muestreo en los estudios proporciona información complementaria en cuanto al listado taxonómico y registro del número de taxa, y por ende, un buen cálculo de la riqueza total de taxa de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos.

Nuestros resultados, demuestran que sólo los muestreadores D-Net y D-Cuadrícula tienden a tener igual efectividad para detectar la calidad biológica del agua de los ríos estudiados, mientras que el muestreador Surber no mostró la misma consistencia. Estos resultados, contradicen los presentados por otros autores como Torralba y Ocharan (2007), quienes encontraron gran correlación entre el muestreador Surber y la red Manual en la valoración de los índices IBMWP y en el del IASPT. Igualmente Chen y Morales (2010), no encontraron diferencias de valores en la evaluación efectuada con cuatro índices biológicos mediante el uso de D-Net, Colador y red de Surber. Sin embargo, otro estudio apoya nuestro resultado, quienes encontraron diferencias en las puntuaciones BMWP y clasificación biológica del agua entre el muestreador de Patada (Kick) y Surber, donde las puntuaciones BMWP fueron significativamente más alto con el método Kick que Surber, siendo este

último el método de muestreo que asignaba a los sitios la peor clase de calidad biológica (Bus y Borges, 2008).

De acuerdo a nuestra investigación, el muestreador de Surber fue el menos eficiente por dos razones: a) subestimó la riqueza, puesto que sus valores de completitud no superaron el 79% y la riqueza observada siempre quedó fuera de los intervalos de confianza, y b) fue inconsistente en la determinación de la calidad del agua al ubicar sitios poco intervenidos en categorías con alta intervención. Por lo tanto, concluimos que de acuerdo a nuestros resultados el muestreador de Surber fue el menos eficiente, hecho que niega nuestra hipótesis de no diferencias entre los muestreadores de Surber, D-Net y D- Cuadrícula, en cuanto a la determinación de calidad y abundancia de individuos presentes en las muestras obtenidas.

Con base a lo expuesto en el párrafo anterior, se recomienda que en las evaluaciones rápidas de la estructura de la comunidad de macroinvertebrados, se puedan usar tanto el método D- Net o el D- Cuadrícula, sin olvidar que la decisión de cuál dispositivo elegir depende mucho del tipo de datos y de los objetivos de la investigación, tal y como es señalado por diversos autores (Storey et al., 1991; Genoni y Estrada 2000; Torralba y Ocharan, 2007; Chen y Morales, 2010; Ramírez, 2010).

7. CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos permiten concluir los siguientes aspectos: 1) Los cuerpos de agua estudiados presentan gran heterogeneidad en las condiciones ambientales, esencialmente las condiciones hidráulicas y físicoquímicas fueron los factores significativos que caracterizaron ambientalmente los ríos La Carbonera, Albarregas y La Pedregosa. 2) El esfuerzo de muestreo fue lo suficientemente exhaustivo para detectar la presencia de la mayoría de los taxas presentes en los tres ríos durante el periodo de estudio. 3) La fauna de macroinvertebrados acuáticos está dominada por los insectos, con predominio de las familias Baetidae (Ephemeroptera), Simuliidae (Díptera), Chironomidae (Díptera) e Hydropsychidae (Trichoptera); siendo el orden Díptera el más diverso en familia. 4) La variación en la composición de macroinvertebrados acuáticos entre los ríos se debe posiblemente a las diferencias de las características ambientales de cada cuerpo, resultando el río La Pedregosa como el más diverso con respecto a los ríos La Carbonera y Albarregas. 5) Los tres dispositivos de muestreo (Surber, D-net y D-cuadrícula) de macroinvertebrados acuáticos no son igualmente efectivos para determinar alguna propiedades estructurales de dicha comunidad. 6) Se recomienda el uso de las redes D-net y D-cuadrícula para la recolección de macroinvertebrados bentónicos en ambientes de aguas rápidas, por ser las técnicas más eficientes para estimar la composición, riqueza, diversidad de taxa y evaluar la calidad del agua. 7) La red de Surber subestima la riqueza de taxa y es inconsistente en la determinación de la calidad del agua. 8) El uso de las tres técnicas de muestreo en los estudios proporcionan información complementaria de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos, por lo que la decisión sobre el mejor dispositivo de muestreo acaba dependiendo principalmente de los objetivos de la investigación.

8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Acosta, R., Ríos-Touma, B., Rieradevall, M., y Prat, N. 2009. Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos Andinos (C.E.R.A) y su aplicación en dos cuencas en Ecuador y Perú. *Limnetica* 28(1):35-64.

Alba-Tercedor y Sánchez, Ortega.1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basada en el del Hellawell (1978). *Limnetica* (4):51-56.

Allan, J. D. 1995. *Stream Ecology. Structure and Function of Running Waters*. Chapman & Hall.

Allan, J. D. 2004. Landscape and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 35:257–284.

Allan, J. D., y Castillo, M. M. 2007. *Stream Ecology: Structure and function of running waters*. Second Edition. Springer. 436 pp.

Álvarez, A. L. F. 2005. Metodología para la utilización de los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt. Bogotá, D.C., 263pp.

Armitage P. D., Moss, D, Wrigth, J. F y Furse, Y. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-waters sites. *W Reseac*. 17(3): 333-347.

Ataroff, M., y Sarmiento, L. 2004. Las unidades ecológicas de los Andes de Venezuela. pp. 9-26. En: *Reptiles de Los Andes de Venezuela*. La Marca, E., y Soriano, P. (eds). Fundación Polar, Codepre-ULA, Fundacite-Mérida, Biogeos, Mérida, Venezuela.

Baladron, A; Rivero, C; Encinas, A; Ortega, J. 2004. Acumulación de impactos en ecosistemas fluviales: degradacion del Rio Perales y su entorno a su paso por la Urbanización Cerro Alarcón. Universidad Europea de Madrid. 11 p.

Barbour, M.T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., Stribling, Y. 1999. *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*, Second Edition. EPA 841-B- 99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.

Buss, D. F., y Borges, E. 2008. Application of Rapid Bioassessment Protocols (RBP) for Benthic Macroinvertebrates in Brazil: Comparison between Sampling Techniques and Mesh Sizes. *Neotropical Entomology* 37 (3): 288-295.

Carter, J. L., y Resh, V. H. 2001. After site selection and before data analysis: sampling, sorting, and laboratory procedures used in stream benthic Macroinvertebrate monitoring programs by USA state agencies.

Clarke, K. R. y Gorley, R.N. 2006. *PRIMER v6: User Manual/Tutorial*. PRIMER-E, Plymouth, Reino Unido. 182 pp.

Clarke, K. R. y Warwick, R. 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. 2da edición. Plymouth, Reino Unido.

Correa, I. 2000. Determinación de la contaminación orgánica de los ríos de la Cuenca Alta del río Chama mediante el uso de Índices Bióticos con Macroinvertebrados Bénticos. Departamento de Biología. Facultad de Ciencias. ULA. 52p.

Covich, A. P., Palmer, M. A., y Crowl, T. A. 1999. The Role of Benthic Invertebrate Species in Freshwater Ecosystems. *BioScience* Vol. 49 No. 2: 119-127.

Colwell, R. K. 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9.1.0 User's Guide and application published. at: <http://purl.oclc.org/estimates>.

Cuffney, T. F., Gurtz, M. E., y Meador, M. R. 1993. Methods for Collecting Benthic Invertebrate Samples As Part Of The National Water-Quality Assessment Program: U.S. Geological Survey. Open-File Report 93-406, 67 p.

Chacón, M. M. 2003. Comunidades de Ephemeroptera (Insecta) en la cuenca del río Chama y su relación con la variabilidad ambiental. Tesis Doctoral. Instituto de Ciencias Ambientales y Ecológicas (ICAE). Facultad de Ciencias. Universidad de Los Andes. Venezuela.

Chazdon R.L, Colwell R.K., Denslow J.S., y Guariguata M.R. 1998. Statistical methods for estimating species richness of woody regeneration in primary and secondary rain forests of NE Costa Rica. In: Dallmeier F, Comiskey J, editors. Forest biodiversity research, monitoring and modeling: conceptual background and old world case studies. Parthenon Publishing; Paris, France: 285–309 Pp.

Chen, E., Morales, E. 2010. Evaluación de la Calidad del Agua y Efecto de la Técnica de Recolecta de Macroinvertebrados Acuáticos en el “Corredor Biológico de Uso Múltiple Texiguat”, El Paraíso, Honduras. Proyecto Especial de Graduación del Programa de Ingeniería en Desarrollo Socioeconómico y Ambiente, Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano. Honduras. 71pp.

Daniel, W. W. 1993. Bioestadística. Base para el análisis de las ciencias de la salud. 3era edición. Limusa. Noriega Editores. 667 pp.

Darrigran, G., A. Vilches, T. Legarralde y C. Damborenea. 2007. Guía para el estudio de macroinvertebrados. I.- Métodos de colecta y técnicas de fijación. ProBiota, FCNyM, UNLP, La Plata, Argentina, *Serie Técnica y Didáctica 10: 1-86*. ISSN 1515-9329.

Death, R. G. y Winterbourn, M. J. 1995. Diversity patterns in stream invertebrate communities: the influence of habitat stability. *Ecology* 76:1446-1460.

Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W. (2008). *InfoStat, versión 2008*, Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.

Durant, P., y Arellano, E. 1998. Calidad de agua del río Albarregas (Mérida-Venezuela) y su condición para el consumo humano a partir del año dos mil. FUNDACITE. Mérida. 64 pp.

Elosegui, A., y Sabater, S (Eds.). 2009. Conceptos y Técnicas en ecología fluvial. Fundación BBVA. 437 pp.

Escalante, T. 2003. ¿Cuántas especies hay? Los estimadores no paramétricos de Chao. Museo de zoología, departamento de biología evolutiva, Facultad de Ciencias UNAM. Elementos 52: 53-56.

Fernández, H.R y Domínguez, E (Eds.). 2001. Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos. Serie: Investigaciones de la UNT, Subserie: Ciencias Exactas y Naturales. Secretaría de Ciencia y Técnica de la Universidad Nacional de Tucumán, Argentina. 282 pp.

Flecker, A.S. y B. Fleifarek. 1994. Disturbance and the temporal variability of invertebrate assemblages in two Andean streams. *Freshwater Biology* 31:131-142.

Fossati, O., Rosero, D., y Lebrunet, J. 2008. Métodos de campo para el muestreo de macroinvertebrados acuáticos. IRD - FONAG - EMAAP -Q – Quito. 3 pp.

García-Alzate, C., Roman-Valencia, C., Vanegas-Rios, A. y D. Arcila-Mesa. 2007. Análisis físicoquímico y biológico comparado en dos quebradas de alta montaña neotropical. *Revista de Investigaciones Universidad del Quindío*, 7:57- 80.

Genoni, P., y Strada. L. 2000. Confronto trametodi di prelievo per l'analisi quantitativa del macrobenthos. *Biologia Ambientale*, 14: 17-22.

Gonzales, M. V., Caicedo, Q. O. y Aguirre, R. N. 2013. Aplicación de los índices de calidad de agua NFS, DINIUS y BMWP en la Quebrada la Ayurá, Antioquia-Colombia. *Revista Gestión y ambiente*, 16(1), 97-108.

Gotelli, N.J. 2008. *A Primer of Ecology*. 4th edition. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, MA.

Hanson, P., M. Springer, y Ramírez, A. 2010. Introducción a los grupos de macroinvertebrados acuáticos. *Revista de Biología Tropical* 58 (Suppl. 4): 3-37.

Hauer, F. R., y Resh, V. H. 2006. Macroinvertebrates. 435-454 pp. En: *Methods in Stream Ecology*. F. Richard Hauer and Gary A. Lamberti (Eds). Second Edition. Academic/Elsevier, Nueva York, EEUU.

Hill, M. 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology* 54:427–432.

Isasmendi, S. C., B. C. Tracanna, F. H. Vendramini, M. G. Navarro, M. A. Barrionuevo y G. S. Meoni. 2007. Caracterización física y química de ríos de montaña (Tafi del Valle-Tucumán-Argentina). *Limnetica* 26(1):129-142.

Jacobsen, D. y A. Encalada. 1998. The macroinvertebrate fauna of Ecuadorian highland streams in the wet and dry season. *Archiv fur Hydrobiologie* 142(1): 53-70.

Jacobsen, D. 2004. Contrasting patterns in local and zonal family richness of stream invertebrates along an Andean altitudinal gradient. *Freshwater Biology* 49: 1293-1305.

Jost, L. 2009. Mismeasuring biological diversity: Response to Hoffmann y Hoffmann (2008). *Ecological-Economics*, 68: 925-928

Jost, L., y González-Oreja, J. 2012. Midiendo la diversidad biológica: más allá del índice de Shannon. *Acta Zoologica Lilloana*. 56. 3-14.

Kikuchi, R. M. y Uieda, V. S. (2005). Composição e distribuição dos macroinvertebrados em diferentes substratos de fundo de um riacho no Município de Itatinga, São Paulo, Brasil. *Entomología y Vectores*, 12 (2): 193-231.

Kikuchi, R. M., Fonseca-Gessner, A. A., y Shimizu, G. Y. 2006. Suction Sampler for collection of benthic macroinvertebrates in several continental aquatic environment: a comparative study with the Hess and Surber samplers. *Acta Limnol. Bras.*, 18(1):29-37.

Lenz, B. N y Millar, M.A. 1996. Comparison of Aquatic Macroinvertebrate Samples Collected Using Different Field Methods. U.S. Department of the Interior. U.S. Geological Survey. Fact Sheet FS-216-96, 4 p.

Letovsky, E., Myers, I. E., Canepa, A., y McCabe, D. J. 2012. Differences between kick sampling techniques and short-term Hester-Dendy sampling for stream macroinvertebrates. *BIOS* 83(2): 47–55.

Lobo, J. M. 2008. Database records as a Surrogate for Sampling Effort provide Higher Species Richness Estimations. *Biodivers. Conserv.* 17, 873-881.

Machado, A. 2001. Caracterización fisicoquímica y biológica de las cuencas de los ríos Tapias y Tareas, Departamento de Caldas, Colombia. Universidad de Antioquia. Medellín.

McCafferty, W.P. 1981. *Aquatic Entomology*. Science Books International. Boston. 448 pp.

Meehan, W., y Elliott, S. 1974. Comparative Effectiveness of the Standard Surber Sampler and a Hydraulic Modification for Estimating Bottom Fauna Populations. Vol.36, N°. 1: 16-19.

Membriela, P., C. Montes y E. Martínez-Ansemil. 1991. Características Hidroquímicas de los ríos de Galicia (NW Península Ibérica). *Limnetica* 7:163- 174.

Menesses, C. Y., Castro, R. M. I., y Jaramillo, L. A. M. 2019. Comparación de la Calidad del Agua en dos Ríos Altoandinos Mediante el Uso de los Índices BMWP/COL. Y ABI. *Acta Biológica Colombiana*, Vol. 24, núm. 2, pp 299-310.

Merritt, R.W. y Cummins, K.W. 1984. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. Second Edition. Kendall/Hunt Publishing Company. Dubuque, Iowa. 711 pp.

Merritt, R.W. y Cummins, K.W. 1996. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. Segunda edición. Kendall/Hunt Dubuque, Iowa. 722 pp.

Molina, C., Gibon, F. M., Pinto, J. y Rosales, C. 2008. Estructura de Macroinvertebrados Acuáticos en un Río Altoandino de la Cordillera Real, Bolivia: Variación Anual y Longitudinal en Relación a Factores Ambientales. *Ecología Aplicada*, 7 (1,2): 105-116.

Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T-Manuales y Tesis SEA, Vol. 1. Zaragoza, 84 pp.

Moreno, C., Barragán, F., Pineda, E., y Pavón, N. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre las comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82: 1249-1201

Paaby, P., Ramirez, A., y Pringle, C. M. 1998. The benthic macro invertebrate community in Caribbean Costa Rican Streams and the effect of two sampling methods. *Rev. Biol. Trop.* 46. Supl. 6: 185-199.

Palma, G. C. y Arana, M. J. 2014. Bentos (Macroinvertebrados). En: Métodos de colecta, identificación y análisis de comunidades biológicas: Plancton, Perifiton, bentos (macroinvertebrados) y necton (peces) en aguas continentales del Perú. Universidad Nacional de San Marcos. Museo de Historia Natural. Departamento de Limnología e Ictiología. Ministerio de Ambiente. Lima. 75 pp.

Perán R, A. J., Velasco G. J., y Millán S. A. 2001. Evaluación de Técnicas para el muestreo de organismos bentónicos: Censos visuales Vs Surber. *Limnetica*, 20(1): 115-121.

Pringle, C.M., y Ramirez, A. 1998. Use of both benthic and drift sampling techniques to assess tropical stream invertebrate communities along an altitudinal gradient, Costa Rica. *Freshwater Biol.* 39: 359-373.

Ramírez, A. 2010. Métodos de Recolección de Macroinvertebrados Acuáticos. *Rev. Biol. Trop.* Vol. 58 (Suppl. 4): 41-50.

Ribeiro, L. O. y Uieda, V. S. 2005. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentónicos de um riacho de serra em Itatinga, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22 (3): 613-618.

Rincón, J. E. 1995. Evaluación Preliminar de la calidad de las aguas del río Mucujún (Edo. Mérida). Utilizando los macroinvertebrados béticos. *Investigaciones Científicas*. 1(1):33- 46.

Ríos, B., A. C. Encalada Y N. Prat. 2009. Comunidades de macroinvertebrados en un río Tropical Altoandino: La importancia del microhabitat, el caudal y la estacionalidad. Maldonado S., y B. De Bievre (Eds.). "PARAMUNDI", Memorias do II Congreso Mundial de Paramos, CONDESAN, Ministerio del Ambiente del Ecuador. Quito. P 158.

Rios-Touma, B., Acosta, R y Prat, N. 2014. The Andean Biotic Index (ABI): revised tolerance to pollution values for macroinvertebrate families and index performance evaluation. *Revista de Biología Tropical*. 62(2):249-273.

Rivas, W. A., y Ramoni, P. J. 2007. Valoración contingente aplicada al caso del río Albarregas, Mérida-Venezuela. *Fermentum. Revista Venezolana de Sociología y Antropología*. 17(49): 478-502.

Rivera, R. 2004. Estructura y composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en ríos de paramo y zonas boscosas, en los Andes venezolanos. Tesis de Grado de Licenciado en Biología. Departamento de Biología. Facultad de Ciencias. Universidad de Los Andes. Venezuela.

Roldan, G. 1988. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia. Fondo Fen Colombia/ Colciencias/ Universidad de Colombia. 217pp.

Roldán, G. 1992. Fundamentos de Limnología Neotropical. Editorial de la Universidad de Antioquia. Medellín, 529 pp.

Roldán, P. G. 1999. Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. Rev. Acad. Colomb. Cienc. 23 (88): 375-287.

Roldán, P. G. 2003. Bioindicación de la Calidad del Agua en Colombia. Uso del Método BMWP/Col. Antioquia: Universidad de Antioquia.

Romero, R. 2016. Bioevaluación de los ríos de páramo en la cuenca alta del río Chama en la cordillera de Mérida, Venezuela. Trabajo de grado de Maestría. Facultad de Ciencias. Escuela de Biología. Universidad de Los Andes, Mérida, Venezuela. 130pp

Rosenberg, D. M. y Resh V. H. 1993. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman & Hall, New York. 488p.

Rosero D, y Fossati O. 2009. Comparación entre dos índices bióticos para conocer la calidad del agua en ríos del páramo de Papallacta. Índices Bióticos. AguAndes: GEUA, IRD. 21p.

Ruiz, C. O. 2004. Evaluación de la calidad y cantidad de agua en el Río Yeguaré, región centro oriental de Honduras. Proyecto especial de graduación del programa de Ingeniería en Desarrollo Socioeconómico y Ambiente, Valle del Yeguaré, Honduras. 49 p

Salas, L. y Malandrini, J. B. 2001. Identificación del zoobentos en un río de montaña. Revista de Ciencias y Técnicas 11(10):233-237.

Sabater, F. y J. Armengol. 1986. Chemical characterization of the Ter River. Limnetica.2:75-84.

Segnini, S. 1995. Medición de la diversidad de especies. Pp 95-118. En: La diversidad neotropical y la amenaza de las extinciones. Alonso, M. (Ed.). Cuaderno de química ecológica N° 4. Universidad de Los Andes. 160 pp.

Segnini, S. 2003. El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. ECOTROPICOS 16(2):45-63.

Segnini S, y Chacón, M. 2005. Caracterización fisicoquímica del hábitat interno y ribereño de ríos andinos en la Cordillera de Mérida, Venezuela. Ecotropicos 18(1): 38-61.

Segnini, S., I. Correa y M. Chacón. 2009. Evaluación de la calidad del agua de ríos en Los Andes venezolanos usando el índice biótico BMWP. En: Arrivillaga J. C., M. El Souki y B. Herrera (Eds.). Enfoques y temáticas en entomología. XXI Congreso Venezolano de entomología. Sociedad Venezolana de Entomología. Maracaibo, Venezuela. Pp. 217-254.

Sermeno, Ch. J. M., Pérez, D., Muños, A. S. M., Serrano, C. L., Rivas, F. A. W., y Monterrosa, U. A. J. 2010. Metodología estandarizada de muestreo multihábitat de macroinvertebrados acuáticos mediante el uso de la red 'D' en ríos de El Salvador. Proyecto Universidad de El Salvador (UES). Organización de los Estados Americanos (OEA). Editorial Universitaria UES, San Salvador, El Salvador. 26pp.

Siegel, S y Castellan N. J. 1995. Estadística No Paramétrica: aplicada a las ciencias de la conducta. 4 ed. México. Trillas. 437 p.

Silva, L.C.F. DA; Vieira, L.C.G.; Costa, D.A.; Lima, F.G.F; Vital, M.V.C.; Carvalho, R.A. DE; Silveira, A.V.T. DA y Oliveira, L.C. 2005. Qualitative and quantitative benthic macroinvertebrate samplers in Cerrado streams: a comparative approach. *Acta Limnol. Bras.*, 17 (2):123-128.

Soberon, J., Llorente, J., Oñate, L. 2000. The Use the Specimen-Label databases for Conservation purpose: an example using Mexican Papilionid and Pierid butterflies. *Biodivers. Conserv.* 9, 1441-1466.

Stark, J. D. 1993. Performance of the Macroinvertebrate Community Index: Effects of sampling method, sample replication, water depth, current velocity, and substratum on index values. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 27:4, 463-478.

Stein, H., Springer, M., y Kohlmann, B. 2008. Comparison of two sampling methods for biomonitoring using aquatic macroinvertebrates in the Dos Novillos River, Costa Rica. *Ecological engineering* 34: 267–275.

Storey, A. W., D. H. D. Edward., y P. Grazeby. 1991. Surber and kick sampling: a comparison for the assessment of macroinvertebrates community structure in streams of south-western Australia. *Hydrobiologia*, 211: 111-121.

Stumm, W. y J. J. Morgan. 1996. *Aquatic Chemistry*. Wiley, Nueva York, EEUU.

Sokal, R. R. y Rohlf, F. 1980. *Introducción a la bioestadística*. Reverté. Barcelona, España. 362 pp.

Southwood, T.R.E. y Henderson, P.A. 2000. *Ecological Methods*. Blackwell Science. Oxford. 575 pp.

Toledo, M. y Mendoza, B. 2016. Estudio de la calidad de agua utilizando bioindicadores, en microcuenca del río Chimborazo (EC). XVII Congreso latinoamericano de hidráulica, Lima-Perú.

Toro M., S. Robles, J. Aviles, C. Nuno, S. Vivas, N. Bonada, N. Prat, J. Albatecedor, J. Casas, C. Guerrero, P. Jaimez-Cuellar, J. L. Moreno, G. Moya, G. Ramón, M. L. Suarez, M. R. Vidal-Abarca, M. Álvarez, y I. Pardo. 2002. Calidad de las aguas de los ríos mediterráneos del proyecto GUADALMED. Características físico-químicas. *Limnetica* 21(3-4):63-75.

Torralba, B. A, y Ocharan. F. J. 2007. Comparación del muestreo de macroinvertebrados bentónicos fluviales con muestreador Surber y con red manual en ríos de Aragón (NE Península Ibérica). *Limnetica*, 26 (1): 13-24.

Torralba, B. A, y Ocharan. F. J. 2007. Protocolo para la evaluación del estado ecológico de la red Fluvial de Aragón (NE España) según sus comunidades de macroinvertebrados bentónicos. *Limnetica*, 26 (2): 359-372.

Urrizalqui, I. 2003. “Estudio de determinación de índices bióticos en 87 puntos de los ríos de Navarra. 2005.” Gobierno de Navarra 113 pp.

Valencia, E. D.M. (2011). *Macroinvertebrados acuáticos epicontinentales y la calidad biológica del agua del río Jordán, Jamundí (Valle del Cauca) (Trabajo de grado)*. Facultad de Ciencias Básicas, Universidad Autónoma de Occidente, Cali, Colombia.

Vannote R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R y Cushing, C.E. 1980. The River Continuum Concept. *Can. J. Fish.Aquat. Sci.*, 37: 130-137.

Villamarín, C. P. 2008. Estructura y composición de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en ríos altoandinos del Ecuador y Perú. Diseño de un sistema de medida de la calidad del agua con índices multimétricos. Tesis Doctoral. Departamento de Ecología. Facultad de Biología. Universidad de Barcelona. España.

Ward, J. V. 1989. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 8: 2-3.

Wetzel, R. G. 2001. *Limnology. Lake and River Ecosystems*. Third Edition. Academia Press.

www.bdigital.ula.ve

Apéndice:

Apéndice 1. Planilla de registro de parámetros, utilizada para caracterizar el hábitat en ríos (Segnini *et al.*, 2009).

CARACTERIZACION DEL HABITAT																					
Parámetro	Condición de la categoría																				
	Óptimo					Subóptimo					Marginal					Pobre					
1. Heterogeneidad de sustratos disponibles para la epifauna	Mas de 70% del sustrato es estable y puede ser colonizado por la epifauna (El trecho presenta una mezcla de piedras, troncos sumergidos o superficiales o cualquier otro sustrato estable)					Entre 40 y 70% del sustrato es estable. Además, existe un sustrato nuevo aun sin condiciones para ser habitado					Entre 20 y 40% del sustrato es estable. Frecuentemente perturbado o removido					Menos de un 20% del sustrato es estable. Ausencia de hábitat adecuados.					
Puntos:	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
2. Empotramiento del sustrato	Entre 0 y 25% de la superficie de rocas, piedras y grava esta rodeada de sedimento fino.					Entre 25 y 50 % de la superficie de rocas, piedras y grava rodeadas de sedimento fino					Entre 50 y 75% de la superficie de rocas, piedras y grava rodeadas de sedimento fino					Más de un 75% de la superficie de rocas, piedras y grava rodeadas de sedimento fino					
Puntos:	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
3. Relación profundidad y velocidad	El trecho del río presenta las cuatro combinaciones siguientes: a) lento/profundo, b) lento/ bajo c) rápido/profundo d) rápido/bajo					Solo tres combinaciones. La ausencia de rápido/bajo determina el menor puntaje					Solo dos combinaciones. La ausencia de rápido/bajo y lento/bajo determina el menor puntaje					Una sola combinación presente. Usualmente lento/profundo)					
Puntos:	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
4. Deposición de sedimentos	Ausencia de islas o bancos de arenas. Menos del 5% del fondo afectado por la deposición de sedimentos					Reciente y escasa formación de bancos de piedras, arena o sedimento fino. Entre el 5 y el 30% del fondo afectado por la deposición de sedimentos; ligera deposición en los pozos					Deposición moderada de grava, arena o sedimento fino sobre bancos viejos y nuevos. Entre 30 y 50% del fondo afectado. Sedimento sobre obstrucciones, constricciones y recodos. Moderada deposición en pozos.					Grandes depósitos de material fino. Muchos bancos. Mas del 50% del fondo cambia con frecuencia. Pozos casi ausentes debido a la gran deposición de sedimentos.					
Puntos:	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
5. Estado del cauce de flujo	El nivel del agua alcanza la base de las márgenes y la exposición del sustrato de fondo es mínima.					El agua sólo cubre el 75% del cauce o menos del 25% del sustrato de fondo queda expuesto.					El nivel del agua cubre entre el 25 y 75% del cauce y queda expuesta la mayor parte del sustrato de los rápidos					Muy poca agua sobre el cauce y la mayoría como pozos.					
Puntos:	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
6. Alteración del cauce	Ausencia o mínima presencia de canalización o dragado. Corriente con cauce normal.					Cierta canalización presente por puentes. Evidencia de canalización actual o pasada					Canalización extensiva. Diques u otras estructuras presentes en ambas márgenes. Entre el 40 y 80% del trecho del río canalizado y alterado.					Márgenes protegidas con gabiones o cemento. Mas del 80% del trecho del río canalizada y alterado. Los hábitat internos eliminados totalmente.					
Puntos:	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
7. Frecuencia de rápidos	Ocurrencia de rápidos relativamente frecuente. La relación distancia entre rápidos y el ancho del río es < 7 (generalmente 5 o 7).					Ocurrencia de rápidos poco frecuente. La relación distancia entre rápidos y el ancho del río se encuentra entre 7 y 15.					Ocurrencia ocasional de rápidos. La relación distancia entre rápidos y el ancho del río se encuentra entre 15 y 25.					Por lo general el agua corre sin interrupción o rápidos muy bajos. La relación distancia entre rápidos y el ancho del río es mayor a 25.					
Puntos:	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
8. Estabilidad de las Márgenes	Márgenes estables. Ausencia de erosión o desprendimientos. Poca posibilidad de problemas futuros. Menos del 5% de la margen esta afectada					Estabilidad moderada. Pequeñas áreas de erosión. Entre 5 y 30% de las márgenes del trecho tiene áreas de erosión.					Inestabilidad moderada Entre 30 y 60% de las márgenes del trecho tiene áreas de erosión. Posibilidad de fuerte erosión durante las crecidas.					Inestabilidad completa. Áreas muy erosionadas. Frecuencia de áreas despejadas en trechos rectos y recodos. Entre 60 y 100% de las márgenes del trecho erosionadas.					
Puntos:	Margen izquierda	10	9			8	7	6			5	4	3			2	1	0			
Puntos:	Margen derecha	10	9			8	7	6			5	4	3			2	1	0			
9. Vegetación protectora de las riberas	Mas del 90% de las márgenes y la zona ribereña esta cubierta por vegetación nativa incluyendo árboles, arbustos, macrofitas. Vegetación tupida natural.					Entre el 70 y 90% de las márgenes cubiertas por vegetación nativa. Vegetación algo abierta.					Entre el 50 y 70% de las márgenes cubiertas por vegetación nativa. Vegetación abierta.					Menos del 50% de las márgenes cubiertas por vegetación nativa.					
Puntos:	Margen izquierda	10	9			8	7	6			5	4	3			2	1	0			
Puntos:	Margen derecha	10	9			8	7	6			5	4	3			2	1	0			
10. Amplitud de la vegetación ribereña	Extensión de la vegetación ribereña mayor a 18 m y sin impacto antrópico.					Extensión de la vegetación ribereña entre 12 y 18 m y un mínimo impacto antrópico					Extensión de la vegetación ribereña entre 6 y 12 m y un impacto antrópico evidente.					Extensión de la vegetación ribereña menor a 6 m. Poca o ninguna vegetación debido a un fuerte impacto antrópico.					
Puntos:	Margen izquierda	10	9			8	7	6			5	4	3			2	1	0			
Puntos:	Margen derecha	10	9			8	7	6			5	4	3			2	1	0			
Total:																					

Apéndice 2. Valores de las variables ambientales medidas en cada uno de los sitios muestreados durante el período de Lluvia.

Variables ambientales	Época de Lluvia					
	Carbonera 1	Carbonera 2	Albarregas 1	Albarregas 2	Pedregosa 1	Pedregosa 2
Altitud (msnm)	2385	2094	1982	1987	1572	1454
Pendiente (%)	15	8,33	9,33	8	8,33	10
Índice Hábitat	179	142	116	145	158	138
Ancho del cauce (m)	3,27	5,47	7,1	6	8,03	10,73
Profundidad (m)	0,23	0,16	0,23	0,21	0,31	0,27
Velocidad (m/seg)	0,64	0,63	1,96	1,54	1,91	2,01
Caudal (m ³ /seg)	0,39	0,44	2,56	1,55	3,8	4,66
Oxígeno (ppm)	8,8	8,8	9,25	8,55	9,3	8,35
Temperatura del agua (°C)	15	18,5	16	22	18	21
pH	5,9	5,5	5,5	5,5	5,8	5,6
Conductividad	54	50	60	66	60	68
Alcalinidad	21	21	25	26	25	34
Dureza	19,25	19,25	17,5	26,25	26,25	26,25
Turbidez	5	2,5	1,9	5,8	2,1	3,4

Apéndice 3. Valores de las variables ambientales medidas en cada uno de los sitios muestreados durante el período de sequía.

Variables ambientales	Época de Sequía					
	Carbonera 1	Carbonera 2	Albarregas 1	Albarregas 2	Pedregosa 1	Pedregosa 2
Altitud (msnm)	2330	2077	1979	1796	1568	1453
Pendiente (%)	8,67	9,33	9	8,67	11	7
Índice Hábitat	90,5	71	65,5	75,5	78,5	56
Ancho del cauce (m)	2,4	2,43	6,43	3,63	6,57	5,28
Profundidad (m)	0,28	0,46	0,2	0,14	0,21	0,12
Velocidad (m/seg)	0,52	0,61	0,74	0,58	0,65	0,54
Caudal (m ³ /seg)	0,28	0,55	0,76	0,24	0,72	0,27
Oxígeno (ppm)	9,25	9,2	9,2	8,3	9,15	8,9
Temperatura del agua (°C)	14	17	17	22	19	21
pH	6,6	5,7	5,8	6	5,9	5,5
Conductividad	61	57	66	78	65	75
Alcalinidad	30	34	28	29	28	32
Dureza	28	22,75	33,25	33,25	26,25	28
Turbidez	4,3	1,6	0,5	0,8	0,7	1,3

Apéndice 4. Abundancia relativa de los taxa de macroinvertebrados bentónicos recolectado con los tres muestreadores presentes en las muestras rápidas durante la época de lluvia, para los sitios y ríos estudiados en la cuenca alta del río Chama.

Taxones (Familias)	Época Lluvia																	
	Carbonera 1			Carbonera 2			Albarregas 1			Albarregas 2			Pedregosa 1			Pedregosa 2		
	Surb	Dnet	Dcuadri	Surb	Dnet	Dcuadri	Surb	Dnet	Dcuadri	Surb	Dnet	Dcuadri	Surb	Dnet	Dcuadri	Surb	Dnet	Dcuadri
Tricladida		0,38	1,88	10,39	2,29	0,75	3,85					0,64	9,20	12,90	21,16	6,25	11,88	4,17
Physidae		0,38	0,62	2,60	1,83	0,75					0,57	1,28						
Oligochaeta	2,55	1,09	1,88	5,19	1,38	0,75	3,08	1,74	5,97	0,43	0,29	0,64	4,98	6,45	3,41	2,50	1,40	1,04
Hidracarina	2,55	0,38	1,24				0,77			0,43	1,15		1,15	0,92	0,68			
Isopoda					0,46		0,77			0,87							0,63	
Amphipoda							0,77											
Baetidae	15,92	18,61	27,33	12,99	17,43	17,29	25,38	47,09	48,76	13,42	24,93	33,97	7,66	11,06	9,22	6,25	3,27	7,29
Oligoneuridae	2,55	7,30																
Leptophlebiidae	1,27						4,62	8,14	3,98	0,43			13,03	23,50	2,39	10,83	7,48	15,83
Leptohyphidae	7,64	2,92	9,94	1,30	1,83	0,75	0,77	2,33	1,99	1,73	0,57	0,64	1,53	4,15	1,37	18,13	18,89	3,13
Calopterygidae						0,75									0,46			
Libellulidae													1,15	2,30	1,02		4,21	1,04
Perlidae	1,91		1,24				1,54	1,74	1,99				2,30	1,38	3,07	1,88	3,27	10,42
Corydalidae										0,43			0,38	1,38	1,37	2,50		
Ptilodactylidae	4,46	2,19	11,18	5,19	1,83	3,01							0,38		0,34			1,04
Elmidae	8,92	6,57	4,35	1,30	1,83		3,08	1,16	1,00	0,43	1,43	1,92	15,33	7,83	11,26	11,88	13,55	31,25
Staphylinidae	0,64																	
Helicopsychidae	4,46	1,46	2,48	11,69	0,92	0,75					0,29		6,90	3,69	4,78	0,63	4,67	1,04
Hydropsichidae	4,46	2,19	3,73	11,69	8,26	12,03		3,49	3,48	2,60	2,58	8,33	23,75	14,29	21,84	18,13	13,55	14,58
Hydrobiosidae	2,55	0,73	0,62		0,46		14,62	16,28	18,91	1,30	1,72	1,92	1,53	2,76	3,75	3,13	3,27	1,04
Glossosomatidae	0,64	0,73							2,49	0,87	0,29		1,53	0,46	2,05		0,47	
Calamoceratidae	3,82	0,73	0,62	1,30	0,92	3,01		0,58										
Hydroptilidae											0,57				0,34			
Philopotamidae										0,43		0,64						0,47
Leptoceridae															2,39	1,25	0,47	
Polycentropodidae		0,38						0,58				0,64			0,34	0,63		
Crambidae			0,62					0,58							3,41	1,88	1,40	
Simuliidae	26,75	52,19	27,95	9,09	50,92	33,08	0,77	0,58	4,98	66,23	56,87	41,67			1,02			
Tipulidae	1,27	0,38							0,50	0,43								
Tabanidae						0,75												
Athericidae	3,82	0,73						0,58								0,34		
Psychodidae	1,27	0,38		1,30	0,46	1,50	2,31	1,74		0,87	2,01							
Chironomidae	1,91	0,38	4,35	25,97	9,17	24,81	33,08	11,05	3,98	8,23	6,88	7,06	9,20	5,99	3,75	12,50	11,88	8,33
Ephariceridae							2,31	1,74	0,50	0,43	0,66					0,63		
Stratiomyidae									0,50									
Muscidae									0,50									
Empididae														0,46				
Phoridae ?								0,58										
Scathophagidae ?										0,43								
Collembola	0,64																	
No identificados							2,31	0,50			0,64			0,68	0,63	0,47		

Apéndice 5. Abundancia relativa de los taxa de macroinvertebrados bentónicos recolectado con los tres muestreadores presentes en las muestras rápidas durante la época de sequía, para los sitios y ríos estudiados en la cuenca alta del río Chama.

Taxones (Familias)	Época de Sequía																	
	Carbonera 1			Carbonera 2			Albarregas 1			Albarregas 2			Pedregosa 1			Pedregosa 2		
	Surb	Dnet	Dcuadri	Surb	Dnet	Dcuadri	Surb	Dnet	Dcuadri	Surb	Dnet	Dcuadri	Surb	Dnet	Dcuadri	Surb	Dnet	Dcuadri
Tricladida	0,256	0,522	0,382	0,186	0,260	0,336	0,537	0,427	1,818	0,340	1,341	0,570	8,370	5,950	5,896	8,097	5,190	12,771
Physidae	0,512						0,179				0,112							0,200
Oligochaeta	0,767	0,522	0,191	1,859	1,042	4,698	9,660	14,301	9,818	5,215	7,542	4,558	2,203	1,227	2,041	1,417	2,595	2,410
Hidracarina	1,023	1,044	0,191	0,558	0,521	0,336	0,179	0,320	0,909	0,113		0,380	4,185	0,613	0,454	0,202	1,198	
Isopoda														0,204	0,454			
Amphipoda	0,256				0,260	0,336												
Baetidae	39,642	52,480	52,672	18,587	14,323	36,913	61,360	60,726	56,364	64,853	40,447	63,818	4,626	12,474	4,762	6,478	8,782	8,916
Oligoneuridae	0,512	0,522	0,573															
Leptophlebiidae	0,256	2,611			0,260		0,716	1,174	0,545	0,227		0,095	5,066	8,180	5,669	8,502	6,786	5,783
Leptophyidae	7,673	2,350	1,908		3,646		0,716	0,747	0,545	0,227	0,223	0,095	5,727	3,272	4,082	22,672	14,571	13,976
Calopterygidae													0,220		0,454		0,599	
Gomphidae														0,204				
Ubelulidae										0,227			0,220	1,022	1,587	0,405	2,196	1,205
Perlidae	0,512	0,261					0,179	0,213	0,364				0,441	0,613	0,227	1,215	1,198	0,482
Corydalidae									0,364				0,095	0,881	1,022	0,454	0,202	0,200
Ptilodactylidae	5,627	7,833	0,763	0,186	3,906								0,220		0,227		0,200	
Elmidae	3,069	3,916	1,336	0,558	1,302	0,671	1,789	1,494	0,909	4,082	3,128	3,229	8,590	9,611	7,256	10,324	16,567	13,735
Dystidae																		0,241
Helicopsychidae	1,535				0,781								0,441	3,681	0,680	0,202		0,723
Hydropsichidae	10,486	11,488	6,870	4,461	9,635	8,389	1,252	0,854	0,727	1,134	2,961	2,469	14,537	19,018	34,240	3,036	4,591	2,410
Hydrobiosidae	2,813	0,783	0,954	0,372	0,521	1,007	5,725	5,977	4,545	3,175	3,631	2,469	3,524	3,067	0,454	1,215	0,798	0,723
Glossosomatidae						0,336				0,680	1,788	2,089	2,863	0,613				0,482
Calamoceratidae	2,046		0,191		2,083	0,336												
Hydroptilidae	0,256		0,191													0,202		0,241
Philopotamidae							0,179			0,227	0,112	0,570	0,661			0,202	0,599	
Leptoceridae	1,790	0,522																
Polycentropodidae							0,179			0,454	0,056	0,095						
Odontoceridae			0,191															
Crambidae		0,261		0,186	0,260								0,661	1,840	0,227		0,200	0,241
Simuliidae	17,136	12,794	31,107	63,197	55,469	24,832	2,147	2,561	8,000	7,937	14,134	5,508	0,441	0,204	1,587		1,397	
Tipulidae		0,261	0,191	0,186			0,358	0,213	0,182					0,409				0,399
Tabanidae									0,182				0,220					0,399
Atheriidae	1,279	1,044	0,954		0,781				0,364				0,220					
Psychodidae							0,179	0,427		0,227	0,950	2,184						
Chironomidae	1,535	0,783	1,336	9,108	4,688	19,128	10,376	8,111	11,455	10,091	22,067	9,117	33,921	24,540	28,345	32,591	29,541	34,217
Ceratopogonidae								0,107	0,545	0,113	0,168		0,220	0,613	0,227	1,215	0,599	
Blephariceridae							0,179	0,320	1,091		0,559	1,994						
Dixidae													0,220	0,409				0,200
Dolichopodidae						0,336												
Muscidae									0,182									
Empididae	0,256				0,260		1,431	0,534		0,454	0,112	0,190		0,204	0,227	0,202		0,241
Collembola										0,113								
No Identificados	0,757			0,558		2,349	2,683	1,494	1,091	0,113	0,670	0,475	1,322	1,022	0,454	1,619	0,998	0,964