

ESTRUCTURA Y DIVERSIDAD DE LAS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS EN LA CUENCA BAJA DEL RÍO DAGUA (ANDÉN PACÍFICO VALLECAUCANO-COLOMBIA)

Jack García P., Jaime Cantera K., María del Carmen Zúñiga James Montoya L.
Universidad del Valle Universidad del Valle Universidad del Valle Universidad del Valle

Recibido: junio 11, 2009 Aceptado: noviembre 19, 2009

Resumen

Se analizaron las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en seis estaciones establecidas en áreas dulceacuícolas y estuarinas de la cuenca baja del río Dagua. Los macroinvertebrados fueron colectados con una red surber (0.25 m²) integrando cuatro muestras de los microhábitat (lecho rocoso, hojarasca y sedimentos arenosos). Además, se utilizó una inspección manual, con el fin de aumentar el esfuerzo de colecta. Se calcularon las abundancias relativas de los géneros y las familias reguistrados, la riqueza específica (número de taxones por estación) y los índices de estructura de comunidades diversidad de Shannon-Wiener (H'), Equidad (J) y Dominancia (D). Las estaciones muestreadas fueron comparadas utilizando un análisis de similitud utilizando la matriz de presencia-ausencia por estación (coeficiente de Jaccard). Las relaciones entre los índices ecológicos y las variables fisicoquímicas se evaluaron mediante un análisis de correlación de Spearman.

Se colectó un total de 15,498 individuos de macroinvertebrados acuáticos representados en cuatro fila, siete clases, 17 órdenes, 63 familias y 61 géneros, de los cuales los más abundantes y distribuidos en todas las estaciones fueron: *Macrobrachium heterochirus* (Crustacea: Paleomonidae) (52.23%), *Orthocladius* sp.1 (Insecta: Chironomidae) (9.2%) y *Lyrodes* (Gastropoda: Hydrobiidae) (6.9%). Todas las estaciones exhibieron diferencias significativas con respecto a la diversidad ($t > 6.88$, $p < 0.05$). La composición, riqueza y diversidad de taxones en las localidades de estuario se diferencian de las zonas dulceacuícolas, debido a la presencia de especies de gasterópodos y crustáceos disímiles. El análisis de similitud determinó una comunidad de agua dulce diferente a la estuarina y entre las variables estudiadas, sólo el pH tuvo una correlación significativa con la diversidad ($r^2 = 0.6736$, $r_s = 0.8207$, $p = 0.0453$).

Palabras clave: Río Dagua, Macroinvertebrados acuáticos, Microhábitats, Estuarios, *Macrobrachium heterochirus*

Abstract

In order to determine the structure variation and species composition of the aquatic macroinvertebrates along of a longitudinal downstream gradient, the aquatic communities of a freshwater river were studied. The study was carried out in the Dagua River (Valle del Cauca, Colombia) at six points covering four freshwater stations and two estuarine stations. Semiquantitative surber method (0.25 m²) was used to sample different microhabitats (sand, bedrock and detritus). Additionally, manual inspection method was used in order to increase collect effort. The relative abundances of the families, genus, specific richness, taxa and Shannon-Wiener (H'), Equitativity (J) and Dominance (D) structural indices were measured. Presence – absence matrices were examined for similarity indices obtained (Jaccard coefficient) Altogether, 15,498 macroinvertebrate individuals were collected representing four phyla, seven classes, 17 orders, 63 families and 61 genera. From these, the most abundant and widely distributed were *Macrobrachium heterochirus* (Crustacea: Paleomonidae) (52.23%), *Orthocladius* sp.1 (Insecta: Chironomidae) (9.2%) and *Lyrodes* (Gastropoda: Hydrobiidae) (6.9%). All sampling stations showed statistically differences in terms of their biodiversity ($t > 6.88$, $p < 0.05$). The two estuarine localities differed in composition, richness and taxa diversity from their freshwater counterparts. Difference was due to presence of gasteropod and crustacean species. The similarity analysis found one freshwater community different to the estuarine. Among the studied variables, only pH showed a significant correlation with species diversity ($r^2 = 0.6736$, $r_s = 0.8207$, $p = 0.0453$).

Keywords: Dagua, aquatic macroinvertebrates, microhabitat, assemblages, *Macrobrachium heterochirus*

1 Introducción

La alta biodiversidad presente en los ríos neotropicales contrasta marcadamente con nuestro limitado conocimiento de su ecología, no obstante grandes esfuerzos se han realizado desde 1987 con el primer simposio denominado función y estructura comunitaria en ríos tropicales y templados (Stanford & Covich 1988, Wantzen *et al.* 2006). Los principales trabajos se han realizado en Puerto Rico (Crowl *et al.* 2000, Ramírez & Hernández-Cruz 2004, Covich 2006, Covich *et al.* 2006, Blanco & Scatena 2006, Greathouse & Pringle 2006), Costa Rica (Ramírez & Pringle 1998a,b, Principe 2008, Boyero & Bosch 2002, Ramírez *et al.* 2006), Panamá (Boyero & Bailey 2001, Flowers 1991, Medianero & Samaniego 2004, Boyero & Bosch 2004), Nicaragua (Fenoglio *et al.* 2002), Brasil (Vera *et al.* 2007a,b) y en las islas del Pacífico (Brasher 2003, Benstead *et al.* 2009).

Las causas que determinan la distribución de los macroinvertebrados en los ríos ha sido una pregunta frecuente en ecología acuática. Históricamente se han señalado a las perturbaciones (e.g. inundaciones y los períodos de sequía) junto a los factores físicos (e.g. tipo de sustratos y corrientes) como las de principal interés (Cooper *et al.* 1990). Mas recientemente el papel de la predación y herbivoría en los sistemas ribereños muestran un nuevo enfoque en como la comunidad de macroinvertebrados está organizada y controlada (Cooper *et al.* 1997).

Dos aproximaciones, basadas en las características de los ensamblajes biológicos, contribuyen a explicar los factores que determinan los patrones de composición y abundancia de estas comunidades. La primera intenta predecir la composición de la comunidad basándose en las interacciones competitivas y requerimientos de nichos por especies potencialmente colonizadoras (Diamond & Gilpin 1982) y la segunda regla de ensamble reconoce menos peso a la competencia interespecífica y enfatiza el papel de los procesos históricos de colonización y los filtros ambientales (Drake 1991, Keddy 1992). En este caso, el ambiente es interpretado como un filtro que selecciona un subgrupo de las taxa regionalmente presentes, que exhiben caracteres que les permiten sobrevivir a las condiciones preexistentes (Tonn 1990, Poff 1997). De este modo, si una serie de filtros ejercen fuertes restricciones a los caracteres y, en últimas a las identidades de especies, la composición de las comunidades a través de un gradiente ambiental puede ser altamente predecible (Matthews 1998).

En Colombia, en los últimos años se ha producido un aumento en las investigaciones para conocer la composición y ecología de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos, principalmente de insectos, a partir de los trabajos pioneros de autores como Roldán *et al.* 1984, Zúñiga de Cardozo *et al.* 1993. Estudios previos en el río Dagua se han ocupado en la comunidad macrobentónica de la zona estuarina (Cantera 1982, Villegas 1999, Losada 2000, Navarrete 2000, Lucero 2000, Ospina *et al.* 2004 y Lucero *et al.* 2006, pero muy poco se conoce sobre la composición y estructura del componente bentónico en la cuenca baja del río y en el área de transición entre el río y el estuario. El presente estudio,

enmarcado dentro del proyecto “Dinámica del régimen de caudal ambiental en la cuenca baja del río Dagua”, tuvo como propósito determinar la variación de la estructura y composición de macroinvertebrados acuáticos a lo largo del gradiente longitudinal, desde la zona dulceacuícola de la cuenca baja del río Dagua hasta su área estuarina.

2 Materiales y métodos

2.1 Área de estudio

La cuenca baja del río Dagua se ubica en la vertiente pacífica colombiana a partir de las coordenadas planas 996000 – 1046000 E y 894000 – 922000 N (Figura 1). Limita con las cuencas de los ríos Calima y Anchicayá y tiene un área de aproximadamente 1639 km². Drena hacia el Océano Pacífico y en su descenso se encuentran diferentes zonas de precipitación; desde 1500 mm/año, en las áreas de su nacimiento; 700 mm/año hacia la parte media (entre Loboguerrero y Dagua), hasta 7000 mm/año en la franja del bosque muy húmedo tropical que corresponde a la parte baja (Univalle 1995).



Figura 1. Localización geográfica de la cuenca baja y del estuario del Río Dagua

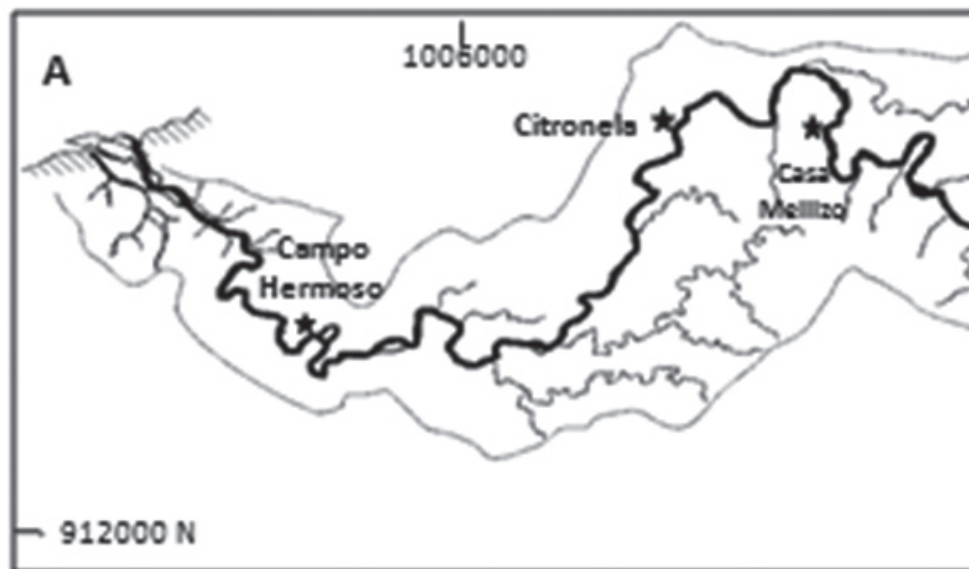
2.2 Toma y procesamiento de muestras

Para el análisis de la estructura y diversidad de macroinvertebrados de la cuenca baja del río Dagua, se realizaron muestreos en tres estaciones en el estuario y tres en el río (Figuras 2 A, B y Tabla 1) durante julio, agosto y noviembre de 2007, enero y marzo de 2008. A lo largo de todo el estudio se mantuvo el mismo protocolo de muestreo, asignando aproximadamente una hora/persona por estación, intentando controlar sesgos en la intensidad de colecta. Los macroinvertebrados acuáticos fueron colectados con una red surber (0.25 m²) con tamaño de malla de 500 µm, integrando cuatro muestras de los microhábitats presentes (lecho rocoso, hojarasca y sedimentos arenosos).

Adicionalmente, se empleó el método cualitativo de inspección manual con el fin de aumentar el esfuerzo de colecta. Las muestras se fijaron en el campo en formol al 10% y en el laboratorio fueron preservados en etanol al 70%.

Empleando una sonda multiparamétrica (YSI) se tomaron en campo los parámetros fisicoquímicos de temperatura, (°C), conductividad (mS/cm), sólidos disueltos totales-TDS (mg/L), Salinidad (UPS), oxígeno disuelto-OD (mg/L), Saturación (%), OD y pH). Por otra parte, en las estaciones dulceacuícolas se colectaron muestras volumétrica del sustrato y de agua para la posterior medición de las variables orgánicas como demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅ mgO₂/L), demanda química de oxígeno (DQO mgO₂/L), Fosfatos (mg/L), P total (mg/L), Nitritos (mg/L), Nitratos (mg/L) y Nitrógeno Total (NTK) (APHA 1992) y las variables hidráulicas de caudal (m³/s), velocidad (m/s), profundidad (m), ancho (m), área (m²) y coeficiente de rugosidad de Manning (n). Estos análisis se realizaron en el Laboratorio de Servicios a la Comunidad de la Escuela de Ingeniería de los Recursos Naturales y Medio ambiente – Eidenar de la Facultad de Ingeniería (Universidad del Valle). Los análisis se realizaron acorde a las recomendaciones y especificaciones dadas por los métodos normalizados para análisis de agua (APHA 2000).

Para la determinación taxonómica se emplearon las claves, anotaciones y descripciones de Merritt & Cummins 1984, Díaz & Puyana 1994, FAO 1995, Fernández y Domínguez 2001, Roldán 2003, Valencia & Campos 2007 y Domínguez *et al.* 2006. Ejemplares de diferente taxones fueron comparados con aquellos tipo de la Colección de Insectos Acuáticos Inmaduros, depositados en el Museo de Entomología (MUSENUV) y la Colección de Invertebrados Marino de la Sección de Biología Marina, ambas de la Universidad del Valle. En la determinación de ácaros se contó con la revisión taxonómica de Antonio Valdecasas, investigador científico del Museo de Ciencias Naturales de Madrid (España) y para gasterópodos Neritidae, la revisión de Juan Felipe Blanco Libreros, profesor del Instituto de Biología, Universidad de Antioquia (Colombia).



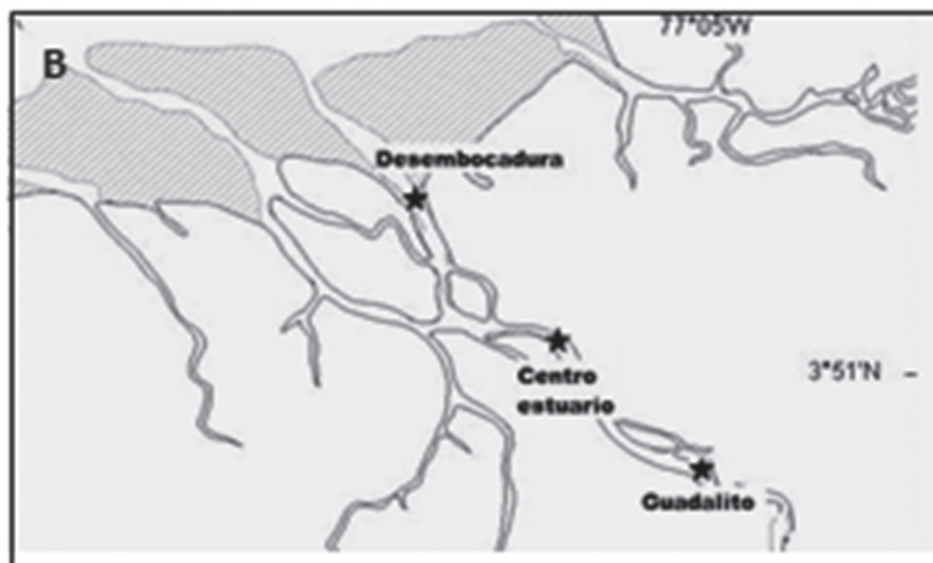


Figura 2. Estaciones dulceacuícolas (A) y estuarinas (B) en la cuenca baja del río Dagua. Las estrellas representan las estaciones.

Estación	Latitud N	Longitud O	Descripción
Casa Mellizo (Córdoba)	3° 51' 42"	76° 55' 59"	Vegetación ribereña con elementos emergentes de palmas, bromelias, heliconias, melastomátáceas y euforbiáceas. El material del lecho presenta gravas y arenas.
Citronela/ Puente de Zacarías	3° 51' 32"	76° 57' 45"	Vegetación ribereña compuesta por elementos subarborescentes de fabáceas y pastos. El material del lecho con mayor cantidad de arenas que grava.
Campo Hermoso	3° 48' 91"	77° 00' 31"	Vegetación ribereña compuesta por elementos arbustivos y emergentes con ericáceas, melastomátáceas, euforbiáceas principalmente. Material del lecho con arenas finas.
*Guadalito (7 km desde la desembocadura)	3° 49' 08"	77° 02' 26"	Vegetación ribereña con asociaciones de palmas y bromelias. Material del lecho con arenas finas y arcilla.
*Centro Estuario	3° 48' 44.3"	77° 02' 06"	Vegetación dominada por formación de mangle. El material del lecho compuesto por lodos.
*Desembocadura	3° 51'	77° 05'	Vegetación dominada por formación de mangle. El material del lecho compuesto por lodos.

Tabla 1. Localización y descripción estaciones de estudio en la cuenca baja del río Dagua

3 Análisis de datos

3.1 Estructura y diversidad

La matriz de abundancia total de macroinvertebrados por estación se obtuvo de la suma de los diferentes períodos de colectas y partir de ésta, se calculó la abundancia relativa (%) de todos los taxones, la cual fue expresada gráficamente como $\log_{10} P_i$ (donde $P_i = n_i/N$) (Feinsinger 2004). Todos los taxones fueron denominados mediante un código-nomenclatura (Anexo 1) y la riqueza específica se contabilizó como el número de taxones por estación. Se estimaron los índices estructurales de Shannon-Wiener (H'), Equidad (“equitability” de Pielou, J) y Dominancia (D). Los índices de Shannon-Wiener (H') se compararon entre las estaciones mediante una prueba de “t” (Magurran 1998). A partir de la matriz de presencia-ausencia por estación se obtuvieron índices de similitud (coeficiente de Jaccard) y se contruyó el respectivo dendrograma utilizando el método de ligamento promedio de la media aritmética no ponderada (UPGMA). Para los índices y el análisis de clasificación se emplearon los programas PAST 1.34 (2005) y STATISTICS 7.1 (2006).

3.2 Variables fisicoquímicas e índices de diversidad

Para determinar patrones de relación entre la riqueza y los índices, con las variables fisicoquímicas (temperatura, conductividad, oxígeno disuelto, % de saturación y pH), se efectuó un test de correlación de Spearman (r_s) con un nivel de significancia de $p=0.05$, previa verificación de los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas empleando el test de Shapiro-Wilk (W) y la prueba de Levene respectivamente (Zar 1996). En los análisis de correlación se empleó el programa Statistix 2.0 (1998).

4 Resultados

Se colectó un total de 15,498 individuos de macroinvertebrados acuáticos representados en las filas Arthropoda, Platyhelminthes, Mollusca y Annelida, ocho clases, 18 órdenes, 60 familias y 61 géneros de los cuales los mas abundantes y distribuidos en todas las estaciones fueron *Macrobrachium heterochirus* (Crustacea: Paleomonidae) (52.23%), *Orthocladus* sp.1 (Chironomidae: Orthocladinae) (9.20%) y *Lyrodes* (Hidrobiidae) (6.87%) (Anexo 3). En las estaciones dulceacuícolas fueron representativos *Orthocladus* sp.1 (Código 27), *Tricorythodes* (10) y *Smicridea* (Código 14) y menos abundantes plecópteros del género *Anacroneuria* (Código 11) y dípteros psicodidos del género *Clognia* (Código 24) (Figura 3). En las estaciones estuarinas fueron abundantes *Lyrodes* (Código 96), *Macrobrachium heterochirus* (108) y *Rhagovelia* (Código 67) y en menor representatividad el gastrópodos *Acrobis* cf. *Petricola* (100) y *Solariorbis cupidiensis* (Código 93), (Figura 4), (Anexo 1).

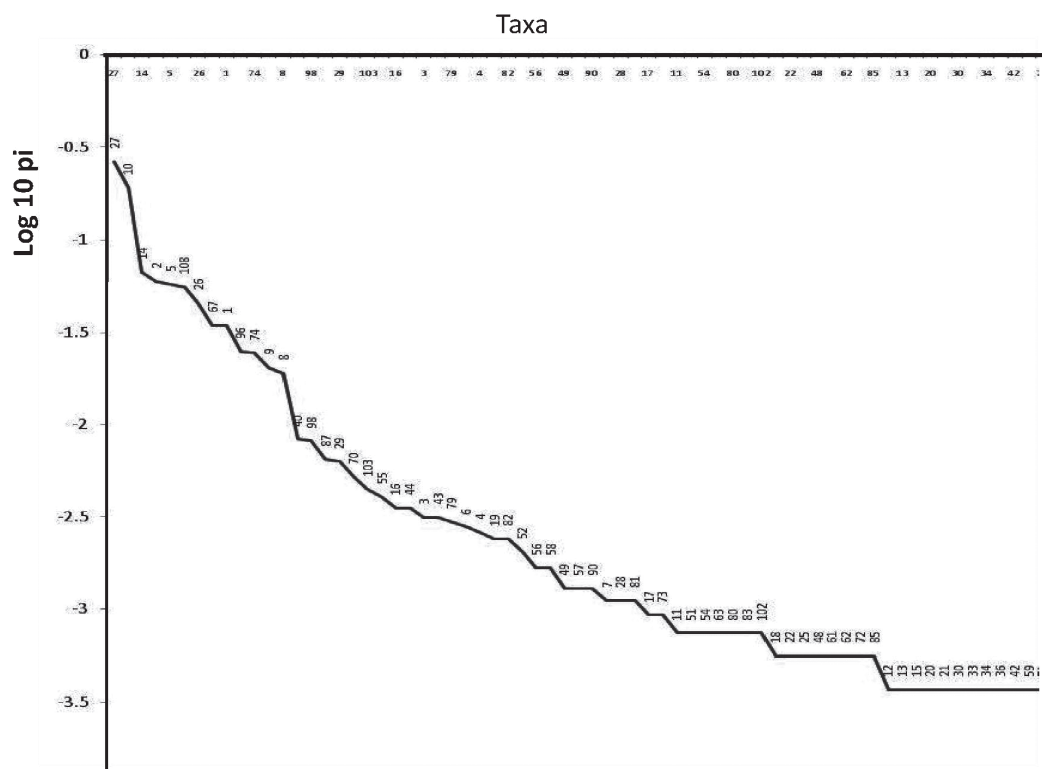


Figura 3. Abundancia ($\log_{10} P_i$) y ensamble de macroinvertebrado del área dulceacuicola (Casa Mellizo, Citronela y Campo Hermoso).

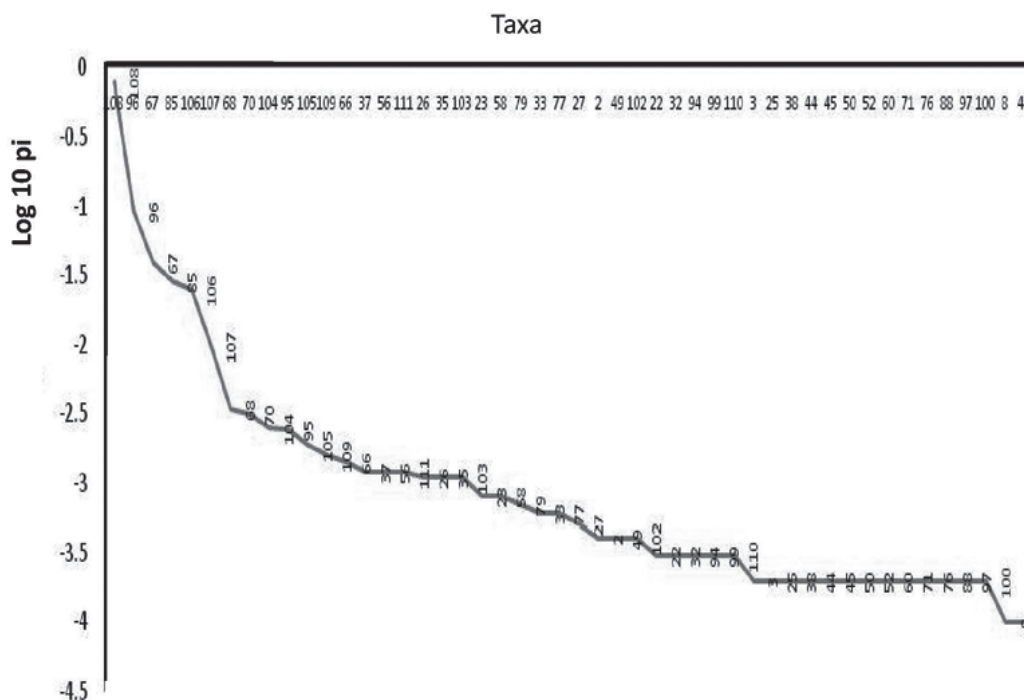


Figura 4. Abundancia ($\log_{10} P_i$) y ensamble de macroinvertebrado del área estuarina (Guadalito, Centro Estuario y Desembocadura de Estuario).

El mayor número de taxones se registró en las estaciones denominadas Casa Mellizo y Citronella (68 y 54), siendo evidente una disminución en las otras estaciones ($S < 39$) (Figura 5A); no obstante, fue en la estación Centro Estuario donde se registró el mayor número de individuos ($N=8068$) (Figura 5B). No hay diferencias en el número de taxones de macroinvertebrados acuáticos en las estaciones (Kruskal- Wallis $H_c = 2.18$; $p = 0.82$).

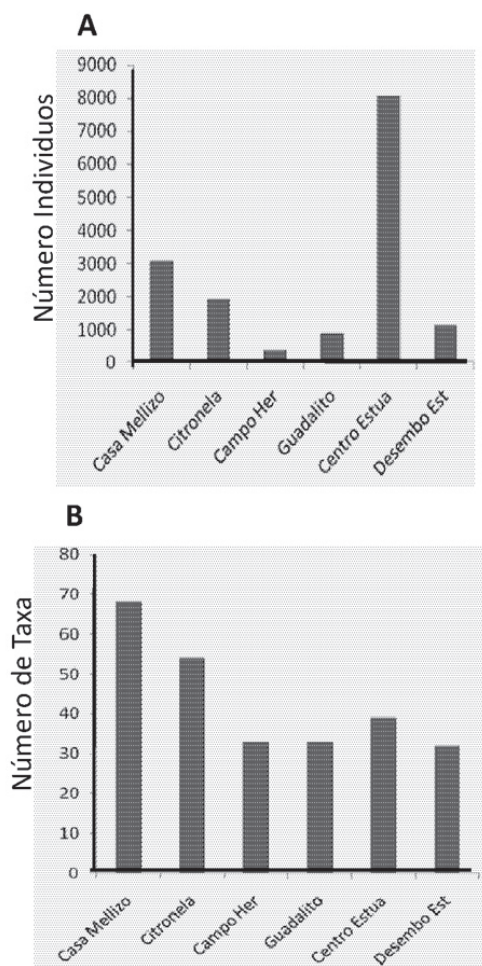


Figura 5. Número de Individuos (A) y Taxones (B) en las estaciones de estudio

La mayor diversidad y equidad se registró en Casa Mellizo y Citronella ($H' = 2.33$ y $H' = 2.7$ y $J' = 0.56$ y $J' = 0.68$ respectivamente) (Figura 6). Todas las estaciones exhibieron diferencias significativas con respecto a la diversidad ($t > 6.88$, $p < 0.05$).

El análisis de similitud de Jaccard, a partir de una matriz de presencia ausencia, muestra un dendrograma con dos grupos de estaciones basados en la composición de taxones, el primero constituido por Citronella y Casa Mellizo con un 65% de afinidad, al cual se adjunta Campo Hermoso (36%) y el segundo por Centro Estuario y Desembocadura, afines en un 45%, adicionándose finalmente, Guadalito con 27% de similitud (Figura 7).

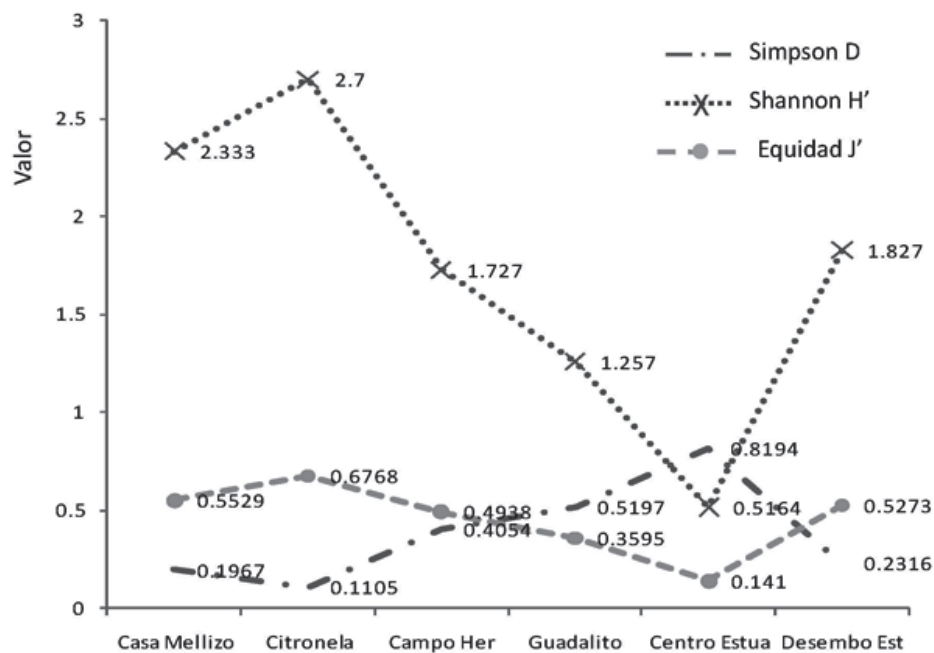


Figura 6. Índices ecológicos (Dominancia de Simpson, diversidad de Shannon wiener, equidad de Pielou) para las estaciones de estudio

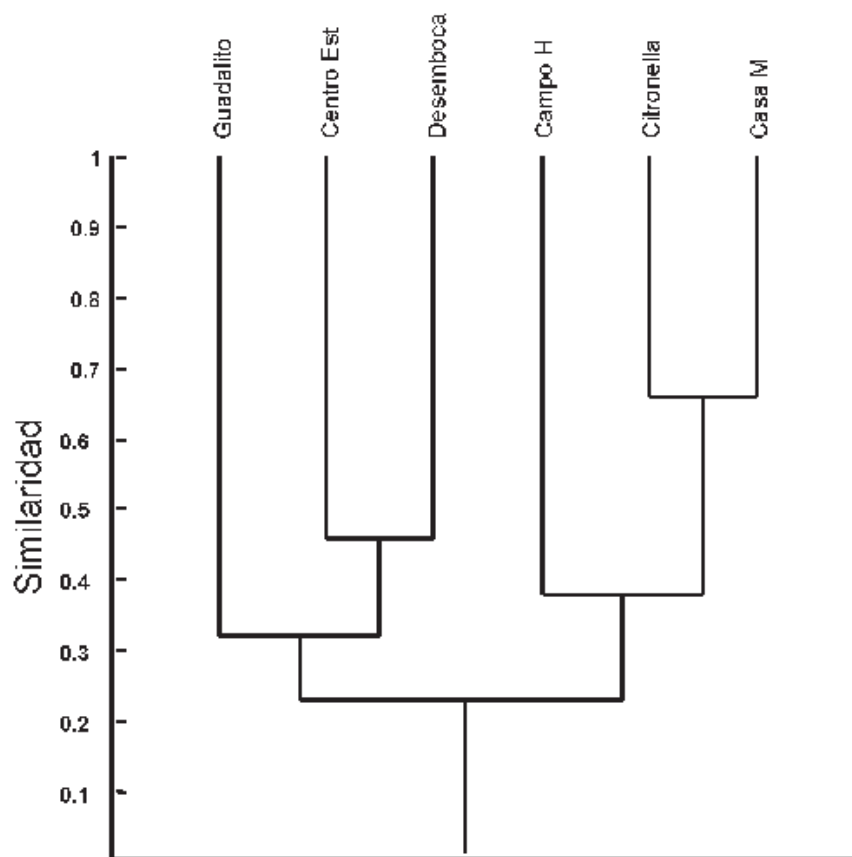


Figura 7. Dendrograma de similitud construido utilizando UPGMA con el índice de Jaccard, para las estaciones de estudio.

Las variables fisicoquímicas se presentan en el Anexo 2. Estas muestran el comportamiento general del río sin tener como referente los períodos de colecta. El comportamiento fisicoquímico promedio del área estudiada se registra en la Tabla 2. En la zona dulceacuícola, las variables conductividad, oxígeno disuelto y porcentaje de saturación no mostraron distribución normal ($W=0.88$, $p < 0.05$) y en conjunto tampoco mostraron homogeneidad de varianza ($p < 0.05$). En el estuario, sólo la temperatura no exhibió una distribución normal ($W=0.83$, $p=0.025$) y en conjunto las variables presentan varianzas heterogéneas ($p < 0.05$). Al analizar los índices ecológicos en relación con las variables fisicoquímicas previa transformación $\log_{10}(x-1)$ (Ramírez & Viña 1998), se encontró que, únicamente el pH con la diversidad presentan correlación significativa, explicando 67% de la variación ($r^2 = 0.6736$, $r_s = 0.8207$, $p = 0.0453$) (Figura 8).

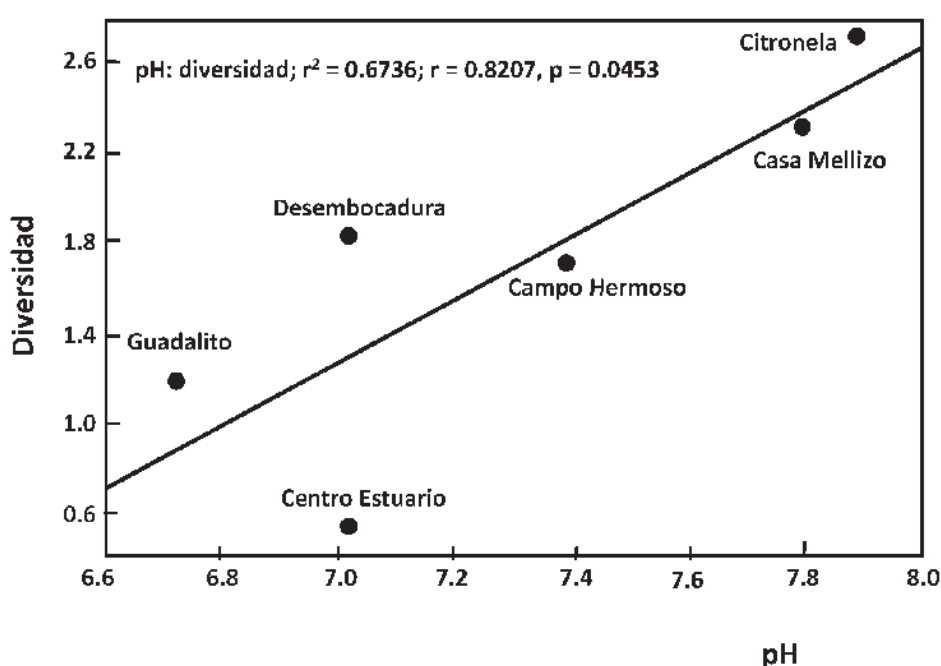


Figura 8. Análisis de correlación de Spearman (r_s) para las variable pH y diversidad.

Área Dulceacuícola		Área Estuarina	
Valor Shapiro Wtabla(0.05, n=15):0.88		Valor Shapiro Wtabla(0.05, n=12):0.85	
T°C	W=0.94 p=0.39	T°C	W=0.83 p=0.025
Cond uS/cm	W=0.77 p=0.0017	Cond uS/cm	W=0.96 p=0.82
OD mgO/L	W=0.78 p=0.0023	OD mgO/L	W=0.96 p=0.80
%Saturación	W=0.79 p=0.0031	%Saturación	W=0.96 p=0.83
pH	W=0.95 p=0.54	Ph	W=0.86 p=0.049
Test Levene homogenidad de Varianza	p=5.402E-7	Test Levene homogenidad de Varianza	p= 1.02E-8
F(4,70,0.05)=2.53		F(4,55, 0.05)= 2.53	
Fcalculado= 114.6		Fcalculado= 116.5	

Tabla 2. Test de Shapiro-Wilk (W) y de Levene para la homogenidad de varianzas

5 Discusión

La comunidad de macroinvertebrados acuáticos en la cuenca baja del río Dagua se encuentra claramente diferenciada en dos tipos de ensambles: el primero netamente dulceacuícola en el que las principales taxa son los efemerópteros de los géneros *Cloeodes*, *Americabaetis* y *Baetodes*, los tricópteros de los géneros *Ochrotrichia* y *Smicridea* y los plecópteros del género *Anacroneuria*. El segundo ensamble está constituido por una comunidad mixta donde residen grupos de insectos tolerantes a condiciones estuarinas, como los hemípteros de los géneros *Rhagovelia* y *Trepobates*, junto a grupos de crustáceos estuarinos como anfípodos gammáridos, tanaidáceos, decápodos de las familias Grapsidae y Xanthidae y gasterópodos neritomorfos (*Theodoxus* sp. y *Neritina* sp.). La ausencia de efemerópteros en las localidades estuarinas está determinada por su baja tolerancia a la salinidad, siendo un grupo ausente en aguas con salinidades cercanas a 2 unidades prácticas de salinidad (UPS) (Short *et al.* 1991).

La alta riqueza y diversidad registrada en las estaciones de agua dulce, principalmente Casa Mellizo y Citronella, corresponde a la existencia de una comunidad propia de ambientes de agua dulce, constituida principalmente por dípteros (Chironomidae) del género *Orthocladius* sp 1 y por tricópteros *Smicridea*, este último registrado en la cuenca alta del río Cauca con una amplia distribución altitudinal y tolerante a diferentes niveles de oxígeno disuelto (Ballesteros-Navia *et al.* 1997). Este patrón de alta diversidad y riqueza de quironómidos y tricópteros corresponde a cuerpos de aguas con condiciones ambientales variables y perturbaciones intermedias, no necesariamente de origen antrópico y ha sido registrado ampliamente en ríos tropicales y otros ecosistemas de aguas epicontinentales (Wynes & Wissing 1981, Flowers 1991, Ramírez & Pringle 1998a,b, Galdean *et al.* 2001, Guerrero-Bolaños *et al.* 2003, Zúñiga *et al.* 2006, Reinoso *et al.* 2007).

El dominio de crustáceos en la cuenca baja del río Dagua, que incluso supera a grupos de insectos como Ephemeroptera, Trichoptera y Diptera (Chironomidae), se debe a la abundancia de *Macrobrachium heterochirus* (52.23%). En este estudio, los estadios larvales del camarón fueron muy abundantes en las estaciones estuarinas de Centro Estuario y Desembocadura, con registro de una presencia menor de las formas adultas en las estaciones dulceacuícolas. Esto concuerda con lo registrado por Rocha & Bueno (2004) quien reportan esta especie como un grupo de camarones que dependen de agua salobres para completar su desarrollo. *Macrobrachium heterochirus* presenta una distribución desde México hasta el sur de Brasil (Abele & Kim 1989) y en Colombia ha sido reportado en el río Acandí (Choco) (Valencia & Campos 2007).

El patrón observado en la disminución de insectos y aumento de decápodos paleomónidos y gasterópodos neritomorfos e hidróbidos a medida que se penetra al estuario, concuerda con el comportamiento de ríos insulares tropicales como el Yela (Micronesia) (Benstead *et al.* 2009), Mameyes (Puerto Rico) (Blanco & Scatena 2006), Curundú y Chiriquí (Panamá) (Medianero & Samaniego 2004, Flowers 1991). En términos generales, se registra que los camarones paleomónidos presionan directamente la comunidad de insectos a través de la predación y competencia, mientras que los nerítidos, son habitantes de sustratos gruesos como cantos asociados con planos lodosos y su alimentación es principalmente detritívora.

En el caso de hidróbidos del género *Lyrodes*, estos gasterópodos acuáticos presentan una amplia distribución en norte, centro y sur América, donde se encuentran principalmente en ríos y a veces en aguas salobres donde se alimentan de la materia orgánica depositada en la superficie del fango por procesos hidrológicos (Thompson 2008). En el caso de otros macroinvertebrados en el área estuarina del Dagua, se registra baja abundancia de *Cyclostremiscus* sp. y *Solariorbis cupidiensis*, al igual que en otras zonas, por ejemplo en la región de los Petenes (México), donde se citan abundancias relativas inferiores al 2% para *Solariorbis semipunctus*, *S. infracarinata*, *Cyclostremiscus schrammii*, *C. beauii* y *C. pentagonus* (Corbalá *et al.* 2007).

Un buen número de taxa encontrados en los ecosistemas lóticos de la cuenca baja del río Dagua, se encuentran en otras áreas de Colombia, particularmente en corrientes de la región andina del sur occidente. Zúñiga de Cardozo *et al.* (1993, 1997), Ballesteros *et al.* (1997) registraron en diferentes cuerpos de agua de la cuenca del río Cauca, géneros como *Tricorythodes*, *Baetodes*, *Leptonema* y *Smicridea*, que muestran adaptaciones a diferentes condiciones ambientales y de calidad de agua con niveles aceptables en la concentración de oxígeno disuelto, siendo *Baetodes* el que soporta el mayor incremento de carga orgánica originada en aguas residuales. Por otra parte, Guerrero-Bolaños *et al.* (2003) registraron que las ninfas de Veliidae (Hemiptera) pueden establecerse en diferentes tipos de microhábitats como piedras y hojarasca en corrientes de la Sierra Nevada de Santa Marta.

Molano & Camacho (2005), relacionaron las especies de *Rhagovelia* como grupo abundante en ambientes lénticos y lóticos del departamento del Quindío. *Anacroneuria*, género poco abundante en este estudio, ha sido registrado en 12 ríos colombianos en los departamentos de Nariño, Cauca, Valle del Cauca, Risaralda y Quindío (Rojas de Hernández & Zúñiga de Cardozo 1995), siendo considerado un género ampliamente distribuido entre los 30 y 3,130 m de altura, muy sensible al déficit de oxígeno y la contaminación orgánica y, por lo tanto, es un clásico indicador de aguas con alta calidad ambiental, ya que solo pueden sobrevivir en hábitats de corrientes muy rápidas y con aguas muy limpias (Dudgeon 1996, Peckarsky *et al.* 2001).

La mayor parte de las variables ambientales de calidad del agua no mostraron una correlación significativa con la diversidad específica ni con los otros índices ecológicos y esto puede ser debido a la alta variabilidad que presentan estos factores en las áreas estuarinas o cercanas a la desembocadura del río, influenciadas por períodos climáticos fuertes que causan alteraciones naturales en la temperatura, salinidad y concentración de oxígeno disuelto. Sin embargo, la relación significativa encontrada en este estudio entre el pH y el índice de diversidad, muestra la importancia de esta variable en los patrones de abundancia y distribución de los taxa que componen la comunidad de macroinvertebrados dulceacuícolas, como ha sido reportado en otros ríos tropicales. Ramírez & Douglas (2006) determinaron que el pH es un factor importante en la variación de la densidad de insectos y biomasa a través del tiempo. La comparación realizada por algunos estudios muestra que las densidades específicas de insectos y riqueza de especies se reducen en la medida que decrece el pH del río (Townsend *et al.* 1983, 1987, Winterbourn & Collier 1987).

6 Conclusiones

Los parámetros de riqueza de taxones y diversidad se encuentran diferenciados en la cuenca baja del río Dagua, estableciéndose dos diferentes tipos de ensambles, el primero representa una comunidad propia de áreas dulceacuícolas donde son dominantes dípteros (Chironomidae: *Orthocladius* sp 1), efemerópteros (Leptohyphidae: *Tricorythodes*), tricópteros (Hydropsychiidae: *Smicridea*) y plecópteros *Anacroneuria*. En el área estuarina la diversidad de insectos es menor y son representativos grupos de paleomónidos como *Macrobrachium heterochirus*, *M. panamense* y gasterópodos neritomorfos y hidróbidos.

La presencia de un variado grupo de géneros de efemerópteros, tricópteros y plecópteros indican la buena calidad del agua en las estaciones dulceacuícolas. En este estudio las especies de efemeróptera fueron altamente intolerantes a aguas salinas, siendo su distribución restringida a las estaciones dulceacuícolas. Finalmente, se registra una relación positiva de la diversidad de macroinvertebrados acuáticos dulceacuícolas con el pH. No obstante, probablemente otras variables físicas y estructurales (estructura y composición de los microhábitat) pueden estar enmascaradas.

Anexo 1. Listado taxonómico de los macroinvertebrados acuáticos presentes en seis estaciones de la cuenca baja del río Dagua (Valle del Cauca-Colombia)

TAXA	Código	Casa Mellizo	Citronela	Campo Hermoso	Guadalito	Centro Estero	Desembocadura	Número	% Abundancia Relativa
ARTHROPODA INSECTA									
EPHEMEROPTERA Baetidae									
Morfotipo A	1	63	118	4				185	1.194
<i>Cloedes</i> sp	2	136	174	11	4			325	2.097
<i>Americabaetis</i> sp	3	3	14		2			19	0.123
<i>Camelobaetidium</i> sp	4	5	9					14	0.090
<i>Baetodes</i> sp	5	149	162					311	2.007
Leptophlebiidae									
<i>Simothraulopsis</i> c.f	6	13	2					15	0.097
Morfotipo B	7	6						6	0.039
<i>Thraulodes</i>	8	43	59	1	1			104	0.671
Leptohyphidae									
<i>Leptohyphes</i> sp	9	66	44					110	0.710
<i>Tricorythodes</i> sp	10	524	495	4				1023	6.601
PLECOPTERA									
Perlidae									
<i>Anacroneuria</i> sp	11	4						4	0.026
TRICHOPTERA	12	1		1				2	0.013
Hydropsychidae									
<i>Leptonema</i>	13	2						2	0.013
<i>Smicridea</i> sp	14	245	111	7				363	2.342
Hydroptilidae	15	2						2	0.013
<i>Ochrotrichia</i>	16	11	7	1				19	0.123
Glossosomatidae									
<i>Mortionella</i>	17	3	2					5	0.032
Leptoceridae	18	2	1					3	0.019
<i>Atanatolica</i>	19	12		1				13	0.084
<i>Neptospyche</i>	20		2					2	0.013
DIPTERA									
Empididae	21	1	1					2	0.013
Ephydriidae	22	1	1	1	1	2		6	0.039
Psychodidae	23					7	1	8	0.052
<i>Clognia</i> sp	24			1				1	0.006
Chironomidae	25	3			2			5	0.032
Chironomiinae									

	Código	Casa Mellizo	Citronela	Campo Hermoso	Guadalito	Centro Estero	Desembocadura	Número	% Abundancia Relativa
<i>Polypedilum</i>	26	152	80	15		11		258	1.665
Orthocladiinae									
<i>Orthocladius</i> sp1	27	1192	212	18	3	1	1	1427	9.208
<i>Orthocladius</i> sp2	28	2	4					6	0.039
Tanypodinae									
<i>Denopelopia</i>	29	21	13					34	0.219
Thaumaleidae	30	2						2	0.013
Phoridae	31		1					1	0.006
Culicidae									
<i>Culex</i> sp	32	1			1	2		4	0.026
Dolichopodidae	33	1	1		1	4	1	8	0.052
<i>Rhaphium</i>	34		2					2	0.013
Ceratopogonidae	35				3	8		11	0.071
<i>Stilobezzia</i>	36	2						2	0.013
Tipulidae									
<i>Tipula</i> sp	37					12		12	0.077
Simuliidae	38						2	2	0.013
COLEOPTERA									
Elmidae	39	1						1	0.006
<i>Stenelmis</i>	40	31	12	2				45	0.290
<i>Heterelmis</i>	41		1					1	0.006
<i>Phanocerus</i>	42		1	1	1			3	0.019
<i>Disersus</i>	43	10	5	2				17	0.110
<i>Lara</i>	44	1	4	14	1		1	21	0.136
<i>Hexanchorus</i>	45				2			2	0.013
Dryopidae	46						1	1	0.006
<i>Cylloepus</i>	47	1						1	0.006
Psephenidae	48	3						3	0.019
<i>Psephenops</i>	49	5	2			4		11	0.071
Limnychidae	50					2		2	0.013
<i>Eulimnichus</i>	51	3	1					4	0.026
Staphylinidae									
<i>Philonthus</i>	52	2	1	8	1	1		13	0.084
Microsporidae	53	1						1	0.006
Hydrophilidae	54	4						4	0.026
<i>Enochrus</i>	55	7	14	1				22	0.142
Dytiscidae	56	9			11	1		21	0.136
<i>Rhantus</i>	57	5	2					7	0.045
Ptilodactylidae	58	9			2	6		17	0.110
Hidroscaphidae									
<i>Hydroscapha</i>	59	2						2	0.013

	Código	Casa Mellizo	Citronela	Campo Hermoso	Guadalito	Centro Estero	Desembocadura	Número	% Abundancia Relativa
Scarabaeidae	60				1		1	2	0.013
COLLEMBOLA	61	2		1		1		4	0.026
Poduridae	62	3					1	4	0.026
Entomobryidae	63		1	3			1	5	0.032
Onychiuridae	64						1	1	0.006
Isotomidae	65			1		1		2	0.013
Sminthuridae	66					3	11	14	0.090
HEMIPTERA									
Veliidae									
<i>Rhagovelia</i> sp	67	92	74	21	74	203	122	586	3.781
<i>Microvelia</i>	68				8	26		34	0.219
Mesoveliidae									
<i>Mesoveloidea</i>	69			1				1	0.006
Geriidae									
<i>Trepobates</i> sp	70	11	3	14	3	27	1	59	0.381
<i>Brachymetra</i>	71	1		1	2			4	0.026
Naucoridae	72	3						3	0.019
<i>Ambrysus</i>	73	1	4					5	0.032
Corixidae									
<i>Tenagobia</i>	74	92	40			1		133	0.858
<i>Centrocorisa</i>	75		2					2	0.013
Notonectidae	76			1			2	3	0.019
HYMENOPTERA	77	1					6	7	0.045
Eulophidae	78					1		1	0.006
LEPIDOPTERA									
Pyralidae	79	9	7			3	4	23	0.148
ODONATA									
Calopterygidae									
<i>Hetaerina</i>	80		4					4	0.026
Coenagrionidae	81	5	1					6	0.039
<i>Acanthagrion</i>	82	10	3					13	0.084
Libellulidae	83	1	3					4	0.026
NEUROPTERA									
Corydalidae	84	1	1			1		3	0.019
ARACNIDA									
ACARI									
Oribatidae	85	2	1			42	245	290	1.871
Lebertidae	86	1						1	0.006
<i>Lebertia</i>	87	16	18	1				35	0.226
Limnocharidae	88					1	1	2	0.013
PLATYHELMINTHES	89						1	1	0.006

	Código	Casa Mellizo	Citronela	Campo Hermoso	Guadalito	Centro Estero	Desembocadura	Número	% Abundancia Relativa
TURBELLARIA									
TRICLADIDA									
Planariidae									
<i>Dugesia</i> sp	90		7					7	0.045
MOLLUSCA									
GASTROPODA	91				1			1	0.006
Vitrinellidae									
<i>Cyclostremiscus</i>	92					1		1	0.006
<i>Solariorbis cupidiensis</i>	93						1	1	0.006
Neritidae									
<i>Theodoxus</i>	94				3			3	0.019
<i>Neritina</i>	95				1	7	16	24	0.155
Hidrobiidae									
<i>Lyrodes</i>	96	15	114	5	630	299	1	1064	6.865
<i>Potamolithus</i>	97				2			2	0.013
Thiaridae									
<i>Melanoides</i>	98	3	41					44	0.284
Trochidae	99			1	3			4	0.026
Planorbiidae									
<i>Acrobia</i> cf. <i>Petricola</i>	100					2		2	0.013
<i>Biomphalaria</i> c.f. <i>kuhniana</i>	101		1	1		1		3	0.019
PELECYPODA	102	1	1	2		1	3	8	0.052
ANELIDA	103	11	11	2	1	2	8	35	0.226
POLYCHAETA									
Nereidae	104						25	25	0.161
CRUSTACEA									
TANAIDACEA	105					18	1	19	0.123
GAMMARIDAE	106				37	40	170	247	1.594
ISOPODA									
Sphaeromatidae	107				6	20	71	97	0.626
DECAPODA									
Palaemonidae									
<i>Macrobrachium heterochirus</i>	108	23	28	250	69	7294	432	8096	52.238
<i>Macrobrachium panamense</i>	109	1					14	15	0.096
Grapsidae									
<i>Sesarma</i>	110				8	1	7	16	0.103
Ocypodidae									
<i>Uca</i>	111				1	1	1	3	0.019
Xanthidae	112				1	10	1	12	0.077
TOTAL		3067	1923	398	887	8068	1155	15498	

ÁREA DULCEACUICOLA		ÁREA ESTUARINA	
Temperatura		Temperatura	
N:	15	N:	12
Min:	23,26	Min:	24,02
Max:	26,42	Max:	26,40
Media:	24,85	Media:	24,65
Error estandar:	0,28	Error estandar:	0,20
Varianza:	1,14	Varianza:	0,48
Desviación Estandar:	1,07	Desviación Estandar:	0,69
Mediana	24,72	Mediana	24,43
Coeficiente variación	4,30	Coeficiente variación	2,80
Conductividad		Conductividad	
N:	15	N:	12
Min:	58,00	Min:	14,80
Max:	120,00	Max:	89,50
Media:	74,40	Media:	45,13
Error estandar:	4,62	Error estandar:	5,78
Varianza:	319,97	Varianza:	400,55
Desviación Estandar:	17,89	Desviación Estandar:	20,01
Mediana	69,00	Mediana	44,65
Coeficiente variación	24,04	Coeficiente variación	44,35
Oxígeno disuelto		Oxígeno disuelto	
N:	15	N:	12
Min:	2,09	Min:	5,25
Max:	8,17	Max:	7,20
Media:	6,39	Media:	6,29
Error estandar:	0,47	Error estandar:	0,15
Varianza:	3,28	Varianza:	0,27
Desviación Estandar:	1,81	Desviación Estandar:	0,52
Mediana	6,88	Mediana	6,41
Coeficiente variación	28,34	Coeficiente variación	8,33
% Saturación Oxígeno		% Saturación Oxígeno	
N:	15	N:	12
Min:	24,60	Min:	64,00
Max:	99,50	Max:	87,50
Media:	77,57	Media:	75,72
Error estandar:	5,72	Error estandar:	1,81
Varianza:	490,67	Varianza:	39,28
Desviación Estandar:	22,15	Desviación Estandar:	6,27
Mediana	85,10	Mediana	76,65
Coeficiente variación	28,55	Coeficiente variación	8,28
pH		pH	
N:	15	N:	12
Min:	6,97	Min:	5,64
Max:	8,23	Max:	7,79
Media:	7,70	Media:	6,95
Error estandar:	0,10	Error estandar:	0,23
Varianza:	0,15	Varianza:	0,62
Desviación Estandar:	0,39	Desviación Estandar:	0,79
Mediana	7,72	Mediana	7,09
Coeficiente variación	5,07	Coeficiente variación	11,35

Agradecimientos

Este proyecto se llevo a cabo en el marco del proyecto de investigación: “Dinámica del régimen de caudal ambiental en la cuenca baja del río Dagua”, realizado con el apoyo de la Escuela de Ingeniería de Recursos Naturales y Medio Ambiente (Eidenar), financiado por la Vicerrectoría de investigaciones de la Universidad del Valle a través de la Convocatoria interna 2007. Ana Marcela Chará (Universidad del Valle), Antonio Valdecasas (Museo de Ciencias Naturales de Madrid -España), Juan Felipe Blanco Libreros (Universidad de Antioquia).y Leonardo Herrera (Grupo de Ecología de Estuarios y Manglares. Ecomanglares de la Universidad del Valle) contribuyeron en la determinación de géneros de Chironomidae, ácaros oribátidos, gasterópodos Neritidae y poliquetos, respectivamente. Igualmente se agradece al Laboratorio de Investigaciones Entomológicas y al Grupo de Ecología de Estuarios y Manglares. Ecomanglares de la Universidad del Valle por el apoyo logístico y económico. A Lina M. Castro y Leonardo Herrera y otros miembros del grupo por el acompañamiento en las actividades de muestreo.

Referencias bibliográficas

- [1] Abele, L. G & W. Kim. 1989. The decapod crustaceans of the Panama Canal. Smithsonian Contributions to Zoology. N° 482. 60 p.
- [2] APHA. 1992. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 18th Ed. American Public Health Association, Washington: 1134 p.
- [3] APHA. 2000. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20th Ed. Washington DC, CD ROOM.
- [4] Ballesteros-Navia. Y. V., M. del C. Zúñiga de Cardozo. & A. M. Rojas de Hernández. 1997. Distribution and structure of the order Trichoptera in various drainages of the Cauca River basin, Colombia, and their relationship to water quality. pp 19-23. In: Proceedings of the 8th International Symposium on Trichoptera. Ohio Biological Survey.
- [5] Benstead, J. P., J. G. March, C. M. Pringle, K. C. Ewel & J. W. Short. 2009. Biodiversity and ecosystem function in species-poor communities: community structure and leaf litter breakdown in a Pacific island stream. *Journal of the North American Benthological Society* 28(2):454 - 465.
- [6] Blanco, J. F. & F. N. Scatena. 2006. Hierarchical contribution of river–ocean connectivity, water chemistry, hydraulics, and substrate to the distribution of diadromous snails in Puerto Rican streams. *Journal of the North American Benthological Society* 25(1):82-98.
- [7] Boyero, L. & R. C. Bailey. 2001. Organization of macroinvertebrate communities at a hierarchy of spatial scales in a tropical stream. *Hydrobiologia* 464 (1-3): 219-225.
- [8] Boyero, L. & J. Bosch. 2002. Spatial and temporal variation of macroinvertebrate drift in two Neotropical streams. *Biotropica* 34: 567-574.

- [9] Boyero, L. & J. Bosch. 2004. Multiscale spatial variation of stone recolonization by macroinvertebrates in a Costa Rican stream. *Journal of Tropical Ecology* 20: 85-95.
- [10] Brasher, A. M. D. 2003. Impacts of human disturbances on biotic communities in Hawaiian streams. *BioScience* 53 (11): 1052 -1060.
- [11] Cantera, J. R. 1982. Fauna asociada al ecosistema manglar en la bahía de Buenaventura (Pacífico colombiano). Universidad del Valle. 166 p.
- [12] Cooper, S. D., S. G. Walde & B. L. Peckarsky. 1990. Prey exchange rates and impact of predators on prey populations in streams. *Ecology* 71: 1503-1514.
- [13] Cooper, S. D., L. Baramuta, O. Sarnelle, K. Kratz & S. Diehl. 1997. Quantifying spatial heterogeneity in streams. *Journal of The North American Benthological Society*. 16(1): 174-188
- [14] Corbalá, J. A., J. Del Río & M. J. De García. 2007. Diversidad, distribución y abundancia de moluscos en la región de los Petenes (México). Universidad Autónoma de Campeche, México, Boletín Informativo JAINA 17(1): 16 p.
- [15] Covich, A. P. 2006. Dispersal - limited biodiversity of tropical insular streams. *Polish Journal of Ecology* 54 (4): 523–547.
- [16] Covich, A. P., T. A. Crowl & T. Heartsill-Scalley. 2006. Effects of drought and hurricane disturbances on headwater distributions of palaemonid river shrimp (*Macrobrachium* spp.) in the Luquillo Mountains, Puerto Rico. *Journal of the North American Benthological Society* 25(1):99-107.
- [17] Crowl, T. A., N. Bouwes, M. J. Townsend, A. P. Covich, & F. N. Scatena. 2000. Estimating the potential role of freshwater shrimp on an aquatic insect assemblage in a tropical headwater stream: a bioenergetics approach. *Verhandlungen Internat Vereinigung Limnologie* 27: 1–5.
- [18] Diamond, J. M. & M. E. Gilpin. 1982. Examination of the “null” model of Connor and Simberloff for species co- occurrences on islands. *Oecologia* 52:64-74.
- [19] Díaz, M. J & M. Puyana. 1994. *Moluscos del Caribe Colombiano. Un catalogo ilustrado*. Colciencias- Fundación Natura. Colombia, Santa Fe de Bogota. 291 p.
- [20] Domínguez, E., C. Molineri., M. Pescador., M. Hubbard & C. Nieto. 2006. Biodiversidad acuática en América Latina (ABLA), Volumen 2. Ephemeroptera de América del Sur. Pensoft Publishers. 646 p.
- [21] Drake, J. A. 1991. Community assembly mechanics and the structure of an experimental species ensemble. *American Naturalist* 137:1-26.
- [22] Dudgeon, D. 1996. The life history, secondary production and microdistribution of *Ephemerella* spp. (Ephemeroptera: Ephemeridae) in a tropical forest stream. *Archiv für Hydrobiologie* 135: 473-483.
- [23] FAO. 1995. *Guía/FAO para la identificación de especies para fines de la pesca. Pacífico Centro-Oriental. Volumen I plantas e Invertebrados*. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). Roma. 664 p.

- [24] Feinsinger, P. 2004. El diseño de estudios de campo para la conservación de la biodiversidad. Wildlife Conservation Society y Fundación Amigos de la Naturaleza (FAN Bolivia). Santa Cruz- Bolivia. 242 p.
- [25] Fenoglio, S., G. Badino & F. Bona. 2002. Benthic macroinvertebrate communities as indicators of river environment quality: an experience in Nicaragua. *Revista de Biología Tropical* 50(3/4): 1125-1131.
- [26] Fernández, H & E. Domínguez (Eds.). 2001. Guía para la determinación de artrópodos bentónicos sudamericanos. Facultad de Ciencias Naturales, Universidad de Tucumán. 281 p.
- [27] Flowers, R. W. 1991. Diversity of stream-living insects in northwestern Panamá. *Journal of the North American Benthological Society* 10(3): 322-334.
- [28] Galdean, N., M. Callisto & F. A. Barbosa. 2001. Biodiversity assessment of benthic macroinvertebrates in altitudinal lotic ecosystems of Serra Do Sipo (MG, Brazil). *Revista Brasileira de Zoología* 61(2): 239 – 248.
- [29] Greathouse, E & C. M. Pringle. 2006. Does the river continuum concept on a tropical island? Longitudinal variation in a Puerto Rican stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63: 134-152.
- [30] Guerrero-Bolaños, F., A. Manjarrés. H & N. Núñez. P. 2003. Los macroinvertebrados bentónicos del Pozo Azul. *Acta Biológica Colombiana* 8(2): 43 -55.
- [31] Keddy, P. A. 1992. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science* 3:157-164.
- [32] Losada, S. 2000. Estructura de la comunidad fitoplanctónica en el estuario el río Dagua (Bahía de Buenaventura). Tesis M. Sc Ciencias. Universidad del Valle. Facultad de Ciencias. Programa Biología.
- [33] Lucero, C. H. 2000. Estructura comunitaria del macrobentos en el estuario formado por la desembocadura del río Dagua en la bahía de Buenaventura. Tesis Biólogo. Universidad del Valle. Facultad de Ciencias. Programa Biología. 85 p.
- [34] Lucero, C. H., J. R. Cantera & I. C. Romero. 2006. Variability of macrobenthic assemblages under abnormal climatic conditions in a small scale tropical estuary. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 68: 17-26.
- [35] Magurran, A. E. 1988. Diversidad ecológica y su medición. *Vedra. Córcega*. p. 200 .
- [36] Matthews, W. J. 1998. Patterns in freshwater fish ecology. Chapman & Hall, New York, New York, E.E.U.U.
- [37] Medianero, E. & M. Samaniego. 2004. Comunidad de insectos acuáticos asociados a condiciones de contaminación en el río Curundú, Panamá. *Folia Entomológica Mexicana* 43(3): 279-294.
- [38] Merritt, R. W. & K. W. Cummins, 1984. An Introduction to the Aquatic Insects of North America. 2nd.ed. Kendall/hunt, Dubuque, 722 pp.

- [39] Molano, F. & D. L. Camacho. 2005. Especies de Guerridae (Heteroptera: Gerromorpha) del Departamento del Quindío. Pp 370-376. En Molano, F. & I. T. Morales (Eds.). Riqueza Biótica Quindiana. Universidad del Quindío. Armenia, Colombia
- [40] Navarrete, G. A. 2000. Relaciones tróficas entre organismos ectobentónicos asociados a un manglar de ribera en el estuario del río Dagua, bahía de Buenaventura. Trabajo de grado en Biología. Universidad del Valle. Facultad de Ciencias. Programa Biología. 93 p.
- [41] Ospina, A. N., E. Peña & R. Benítez. 2004. Estudio de la contaminación por plomo, cobre y mercurio en la bahía de Buenaventura (Pacífico colombiano) para la identificación de algas bénticas como organismos indicadores. pp 167-175. En: El agua en Iberoamérica calidad del agua y manejo de ecosistemas acuáticos. Fernández, A., Fernández, L & Di Risio, C (Eds). Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo (CYTED). Buenos Aires Argentina. 270 p.
- [42] Peckarsky, B. L., B. Taylor, A. McIntoch, M. McPeck & D. Lytle. 2001. Variation in mayfly size at metamorphosis as a developmental response to risk of depredation. *Ecology* 82: 740 – 757.
- [43] Poff, N. L. 1997. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 16:391-409.
- [44] Principe, R. E. 2008. Taxonomic and size structures of aquatic macroinvertebrate assemblages in different habitats of tropical streams, Costa Rica. *Zoological Studies* 47(5): 525-534.
- [45] Ramírez, A. & L. R. Hernández-Cruz. 2004. Aquatic insect assemblages in shrimp-dominated tropical streams, Puerto Rico. *Biotropica* 36(2):259-266.
- [46] Ramírez, A., C. Pringle & M. Douglas. 2006. Temporal and spatial patterns in stream physicochemistry and insect assemblages in tropical lowland streams. *Journal of the North American Benthological Society* 25(1): 108-125.
- [47] Ramírez, A. C & C. M. Pringle. 1998a. Invertebrate drift and benthic community dynamics in a lowland Neotropical stream, Costa Rica. *Hydrobiologia* 386: 19-26.
- [48] Ramírez, A. C & C. M. Pringle. 1998b. Structure and production of a benthic insect assemblage in a neotropical stream. *Journal of the North American Benthological Society* 17(4): 443-463.
- [49] Ramírez, A. & G. Viña. 1998. Limnología Colombiana. Aportes a su conocimiento y estadísticas de análisis. Colombia. Bogotá. Editorial Panamericana. 292 p.
- [50] Reinoso, G., G. Guevara, D. Arias & F. Villa. 2007. Aspectos bioecológicos de la fauna entomológica de la cuenca mayor del río Coello-Departamento del Tolima. *Revista Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas* 19: 65-71.
- [51] Rocha, S.S. & S.L.S. Bueno. 2004. Crustáceos decápodos de água doce com ocorrência no Vale do Ribeira de Iguape e rios costeiros adjacentes, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 21: 1001-1010.

- [52] Roldán, G., M. Correa, J. Ramírez, L. Velásquez & F. Zuluaga. 1984. Estudio limnológico de la represa el Peñon. *Actualidades Biológicas* 13: 94-105.
- [53] Roldán, G. 2003. Bioindicación de la calidad del agua en Colombia. Uso del método BMWP/Col. Universidad de Antioquia. Colombia.
- [54] Rojas de Hernández, A. M & Zúñiga de Cardozo, M del C. 1995. Contribución al conocimiento del orden Plecoptera en Colombia y su relación con la calidad del agua. pp. 102-120. En: Sociedad Colombiana de Entomología, Departamento de Biología e Instituto de Ciencias Naturales -Universidad Nacional de Colombia (Eds.). *Memorias Seminario Invertebrados Acuáticos y su Utilización en Estudios Ambientales*. Santa fé de Bogotá, Colombia.
- [55] Short, T. M., J. Black & W. Birge. 1991. Ecology of a saline stream: community response to spatial gradients of environmental conditions. *Hydrobiologia* 226: 167-178.
- [56] Stanford, J. A & A. P. Covich. 1988. Community structure and function in temperate and tropical streams. *Proceedings of a symposium. Journal of the North American Benthological Society* 7:261–529.
- [57] Thompson, F. G. 2008. An annotated checklist and bibliography of the land and freshwater snails of Mexico and Central America. Florida Museum of Natural History, University of Florida, Gainesville. 903 p.
- [58] Tonn, W. M. 1990. Climate change and fish communities: a conceptual approach. *Transactions of the American Fisheries Society* 119:337-352.
- [59] Townsend, C.R., A.G. Hildrew & K. J. Collier. 1987. Persistence of stream invertebrate communities in relation to environmental variability. *Journal of Animal Ecology*. 56: 597-613.
- [60] Valencia, D. M & M. R. Campos. 2007. Freshwater prawns of the genus *Macrobrachium* Bate, 1868 (Crustacea: Decapoda: Paleomonidae) of Colombia. *Zootaxa* 1456: 1 – 46.
- [61] Vera L., P. C. Bispo & C. G. Froehlich. 2007a. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages in two Atlantic rainforest streams, Southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 24 (2): 312–318.
- [62] Vera L., P. C. Bispo & C. G. Froehlich. 2007b. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages in litter in a mountain of Atlantic rainforest from southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 24 (3): 545–551.
- [63] Villegas, M. 1999. Estructura de la comunidad fitoplanctónica del estuario del río Dagua durante el fenómeno El Niño 1997. Tesis Biólogo. Universidad del Valle. Facultad de Ciencias. Programa Biología. 63 p.
- [64] Universidad del Valle – Univalle. 1995. Informe del estudio de impacto ambiental por aguas residuales en la Bahía de Buenaventura, Universidad del Valle, 596 p.
- [65] Wantzen, K. M., A. Ramírez & K. O. Winemiller. 2006. New vistas in Neotropical Stream Ecology. 25(1):61–65
- [66] Wynes, D. L & T. E. Wissing. 1981. Effects of water quality on fish and macroinvertebrate communities of the little Miami River. *Ohio Journal of Science* 81(6): 259 – 267.

- [67] Winterbourn, M. J. & K. J. Collier. 1987. Distribution of benthic invertebrates in acid, brown water streams in the South Island of New Zealand. *Hydrobiología* 153: 227-286.
- [68] Zúñiga de Cardozo, M. del C., A.M. Rojas de Hernández & G. Caicedo. 1993. Indicadores ambientales de calidad de agua en la cuenca del Río Cauca. *Revista Asociación de Ingenieros Sanitarios de Antioquia (AINSA)* 25: 17- 28.
- [69] Zúñiga de Cardozo, M. del C., A.M. Rojas de Hernández & S. Mosquera de Aguilera. 1997. Biological Aspect of Ephemeroptera in Rivers of Southwestern Colombia (South America).pp 261-268. In: P. Landolt & M. Sartori (Eds.). *Ephemeroptera & Plecoptera: Biology-Ecology-Sistematics*. MTL, Fribourg- Switzerland.
- [70] Zúñiga de Cardozo, M. del C., J. Chara., L. Giraldo., M. Astudillo., M. Ramírez., C. Posso & G. Pedrasa. 2006. Importancia del microhábitat y la calidad del agua en la distribución de la entomofauna acuática en quebradas pequeñas de la zona cafetera colombiana. Resúmenes. VII Seminario Colombiano de Limnología y I Reunión Internacional sobre ríos y humedales neotropicales. *Neolimnos*. 63 p.
- [71] Zar, J. H. 1996. *Biostatistical Analysis*. Third edition. Prentice Hall. New Jersey. 662 p.

Dirección de los autores

Jack García P.

Grupo de Ecología de Estuarios y Manglares – Ecomanglares
Departamento de Biología, Facultad de Ciencias Naturales y Exactas,
Universidad del Valle, Cali – Colombia
jackdroun@gmail.com

Jaime Cantera K.

Grupo de Ecología de Estuarios y Manglares – Ecomanglares
Departamento de Biología, Facultad de Ciencias Naturales y Exactas,
Universidad del Valle, Cali – Colombia
jcantera@univalle.edu.co

María del Carmen Zúñiga

Grupo de Investigaciones Entomológicas
Departamento de Biología, Facultad de Ciencias Naturales y Exactas,
Universidad del Valle, Cali – Colombia
maczuniga@gmail.com

James Montoya L.

Grupo de Investigaciones Entomológicas
Departamento de Biología, Facultad de Ciencias Naturales y Exactas,
Universidad del Valle, Cali – Colombia
jamesmon@univalle.edu.co