

# Colonización por macroinvertebrados acuáticos en dos sustratos en un río de la Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia

Colonization by aquatic macroinvertebrates on two substrates in a stream of the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia

Cristian Alberto Padilla-García <sup>1</sup>, Cesar Enrique Tamaris-Turizo <sup>1</sup>, Tatiana Katherine Sierra-Labastidas <sup>1</sup>

- Recibido: 19/Mar/2021
- Aceptado: 31/Ago/2021
- Publicación en línea: 07/Sep/2021

**Citación:** Padilla-García CA, Tamaris-Turizo CE, Sierra-Labastidas TK. 2022. Colonización por macroinvertebrados acuáticos en dos sustratos en un río de la Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Caldasia* 44(3):583-593. doi: <https://doi.org/10.15446/caldasia.v44n3.94127>

## ABSTRACT

The aquatic macroinvertebrates that inhabit lotic ecosystems are ecologically important because they are the most abundant and diverse of these systems; however, ecological processes such as the colonization they conduct have been poorly studied in the Neotropical region. The aim of this work was to study the colonization process by aquatic macroinvertebrates on natural and artificial substrates during periods of drought and rain in the middle part of the Gaira River (Sierra Nevada de Santa Marta). Ceramic plates were installed as artificial substrate and stones as natural substrate, these were exposed for one, two, eight, 16, 24, 32 and 41 days to natural colonization by aquatic macroinvertebrates. The differences between substrates and between seasons were evaluated according to the density, abundance, and richness of invertebrates. During the colonization processes, no significant differences between substrates were detected in the structure of the macroinvertebrate communities (ANOSIM,  $P > 0.05$ ,  $R = 0.015$ ) but between climatic seasons (ANOSIM,  $P < 0.05$ ,  $R = 0.267$ ). The greatest abundance and richness occurred during the drought period. The most abundant taxa were the genera *Simulium*, *Heterelmis*, *Baetodes*, *Anacroneuria*, *Leptohyphes*, and the Orthocladiinae subfamily. The richness of genera was higher in the rainy season for natural substrates (49 taxa). This study showed that the flow is a key factor that moderates the colonization processes and the structure of the communities of aquatic macroinvertebrates on natural and artificial substrates in the middle part of a Neotropical river.

**Keywords:** Aquatic invertebrates, artificial substrata, seasons, ecological succession, natural substrata.

<sup>1</sup> Universidad del Magdalena, Carrera 32 No. 22 - 08, Santa Marta, Colombia; Grupo de Investigación en Biodiversidad y Ecología Aplicada, [ctamaris@unimagdalena.edu.co](mailto:ctamaris@unimagdalena.edu.co), [padillagarcia.cristian@gmail.com](mailto:padillagarcia.cristian@gmail.com), [tatianasierrialabastidas@gmail.com](mailto:tatianasierrialabastidas@gmail.com)

\* Autor de correspondencia



## RESUMEN

Los macroinvertebrados acuáticos que habitan ecosistemas lóticos son muy importantes porque son los grupos más abundantes y diversos; sin embargo, procesos ecológicos como la colonización de esos ambientes por estos taxones han sido poco estudiados en el Neotrópico. Con el objetivo de analizar el proceso de colonización por macroinvertebrados acuáticos en sustratos naturales y artificiales durante las épocas de sequía y lluvia en la parte media del río Gaira (Sierra Nevada de Santa Marta), se instalaron placas de cerámica como sustrato artificial y rocas como sustrato natural, y fueron expuestas por uno, dos, ocho, 16, 24, 32 y 41 días a la colonización natural por macroinvertebrados acuáticos. Se compararon las diferencias entre sustratos y entre épocas de acuerdo con la densidad, la abundancia y la riqueza de colonizadores. Durante los procesos de colonización, no se detectaron diferencias significativas en la estructura de las comunidades de los macroinvertebrados entre sustratos (ANOSIM,  $P > 0,05$ ,  $R = 0,015$ ), pero sí entre épocas climáticas (ANOSIM,  $P < 0,05$ ,  $R = 0,267$ ), de manera que, durante la época de sequía se presentó la mayor abundancia y riqueza. Los taxones más abundantes fueron los géneros *Simulium*, *Heterelmis*, *Baetodes*, *Anacroneuria*, *Leptohyphes* y la subfamilia Orthocladiinae. La riqueza de géneros fue mayor en la época lluviosa para sustratos naturales (49 taxones). Este estudio mostró que la variación en el caudal es un factor preponderante que regula los procesos de colonización y la conformación de la estructura de macroinvertebrados acuáticos en sustratos naturales y artificiales en la parte media de un río Neotropical.

**Palabras clave:** Invertebrados acuáticos, periodos climáticos, sucesión ecológica, sustratos artificiales, sustratos naturales.

## INTRODUCCIÓN

Los procesos de colonización hacen referencia al establecimiento de individuos, en lugares donde no estaban, al menos temporalmente (Sheldon 1984). Ellos están regulados principalmente por la capacidad de dispersión de los organismos, factor determinante en la distribución y diversidad de los macroinvertebrados (Allan y Castillo 2007). Algunas formas en que los organismos se pueden dispersar son la natación, el arrastre por la corriente (deriva), el transporte usando las patas e intestinos de otros animales como insectos, aves y mamíferos, y el viento (Dodds 2002). En este sentido, se han documentado cuatro rutas para la colonización por macroinvertebrados: 1) colonización río abajo, 2) colonización río arriba, 3) desde la zona hiporréica hacia la superficie (Benzie 1984, Delucchi 1989, Boulton *et al.* 1991, Clinton *et al.* 1996), y 4) por medios aéreos, realizada por individuos voladores (Gray y Fisher 1981, Benzie 1984, Cushing y Gaines 1989, Mackay 1992). Los procesos de colonización se han estudiado principalmente en zonas templadas a pequeñas escalas espaciales y temporales (Mackay 1992); sin embargo, muchos de estos estudios no tienen en cuenta la heterogeneidad de los microhábitats, factor que puede favorecer los procesos

de colonización de manera diferencial (Thorp *et al.* 1985, Dudgeon 1993).

Los macroinvertebrados acuáticos pueden colonizar rápidamente cualquier sustrato, aunque la tasa de colonización varía de acuerdo con las especies, la distancia con la fuente, la época del año y las características físicas del sustrato (Williams 1980, Gore 1982, Lake y Doeg 1985, Peckarsky 1986, Quesada-Alvarado y Solano-Ulate 2020). Con relación al sustrato, se considera que su tamaño juega un papel importante en la estructura de las comunidades de macroinvertebrados, ya que cada especie puede especializarse en un hábitat determinado (Minshall 1984). Sin embargo, los factores abióticos son considerados como los principales responsables de cambios en la estructura de los ecosistemas, los cuales repercuten en alteraciones de su funcionalidad (McCormick y Stevenson 1991). No obstante, las interacciones y estrategias dentro de las comunidades generan modelos sucesionales (Connell y Slatyer 1978) que permiten conocer la dinámica de dicho proceso. En muchos estudios de sucesión ecológica, se ha encontrado una baja diversidad en la fase inicial y alta en la fase final, por lo tanto, son más complejos los ciclos de vida

y las estrategias reproductivas a medida que avanzan las etapas de colonización (Sournia 1982).

Estudios previos incluyen los procesos de colonización en el hiporréico (Ken y Dodds 2004), en diferentes tipos de sustratos (Doeg *et al.* 1989, Carvalho y Uieda 2004, Souza *et al.* 2008) y dinámicas temporales (Rios-Touma *et al.* 2012). En Colombia, en el río Tota, departamento de Boyacá, se evaluó el efecto de la profundidad y el caudal sobre los procesos de colonización en sustratos artificiales (Amaya y Donato Rondón 2008) y observó que las dinámicas de la colonización son moderadas tanto por las variables hidráulicas como por el tipo y disponibilidad del sustrato.

En este trabajo se comparó el proceso de colonización por macroinvertebrados acuáticos en un sustrato natural y uno artificial, durante las épocas de lluvias y sequía en la parte media del río Gaira, Sierra Nevada de Santa Marta (SNSM). Basados en que la densidad de macroinvertebrados acuáticos disminuye con las precipitaciones y que en trabajos previos se han registrado preferencias de estos organismos por los sustratos naturales, se plantea como hipótesis que los mayores valores de abundancia y riqueza de macroinvertebrados acuáticos se obtendrán durante la época de sequía y en los sustratos naturales.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Sitio de estudio

Los montajes se instalaron en la parte media del río Gaira (SNSM, Colombia) en un tramo localizado a 900 m de altitud. El cauce principal del río tiene 32,53 km de longitud y se extiende entre los 11°52'56" Norte, 11°10'08" Norte y los 74°46'22" Oeste, 74°01'07" Oeste. El tramo medio del río se caracteriza por presentar una temperatura ambiente promedio multianual de 25 °C, en el bosque ribereño se presenta predominio de especies en el estrato arbóreo superior (> 24 m). De acuerdo con el tipo de formación vegetal y la altitud, el bosque se clasifica como Bosque muy húmedo subtropical (bmh-ST), que para la SNSM abarca el intervalo de altitudes entre 900 y 1700 m (Tamaris-Turizo y López-Salgado 2006, Tamaris-Turizo *et al.* 2013).

### Instalación de experimentos

Los experimentos se instalaron durante la época de lluvias (octubre y noviembre de 2010) y sequía (enero y febrero de 2011). En el sitio de muestreo se seleccionó un tramo recto de 100 m aproximadamente, cuyo flujo de agua fuera lo

más uniforme posible y representara de mejor manera la heterogeneidad microgeomorfológica del hábitat acuático (Frisell *et al.* 1986). Se utilizaron dos tipos de sustratos: 1) Sustrato natural: conformado por rocas (diámetro = 20 ± 4 cm) recolectadas del lecho del río, las cuales se lavaron, se cepillaron con etanol al 96 % y se enjuagaron con agua limpia para evitar que quedaran macroinvertebrados o biopelículas adheridas. 2) Sustrato artificial: en este caso se utilizaron placas rectangulares de cerámica (calcinadas a 200 °C), cada cerámica tenía un área 150 ± 2 cm<sup>2</sup>. Para determinar el área de los sustratos naturales, se siguió el procedimiento propuesto por Bergey (2006). Posteriormente, se usó el área de cada sustrato para estimar la densidad de los organismos y poder realizar las comparaciones entre los sustratos.

Los sustratos artificiales se aseguraron individualmente al fondo del río con una varilla de acero en forma de bastón para evitar que fueran arrastrados por la corriente; a cada varilla se sujetó un sustrato natural y uno artificial. La ubicación de los sustratos en el tramo se realizó de forma aleatoria. Se instalaron cinco réplicas por cada muestreo (días de colonización) y tipo de sustrato. Los sustratos se retiraron de acuerdo con los tiempos predeterminados de colonización de uno, dos, ocho, 16, 24, 32 y 41 días, y se realizó una inspección de toda su superficie y recolección de los organismos colonizadores los cuales se preservaron en etanol al 80 %.

Los macroinvertebrados se identificaron hasta el nivel taxonómico más detallado posible siguiendo las guías y claves taxonómicas de Merritt *et al.* (2008) y Domínguez y Fernández (2009). Los caudales diarios para los años 2010 y 2011 se obtuvieron de la estación hidrológica de Minca - IDEAM (código: 15017030), localizada en el corregimiento de Minca a 650 m de altitud.

### Análisis de datos

Para evaluar el efecto del tipo de sustrato entre épocas climáticas, se construyó una matriz de abundancia (previa transformación Log x+1) sobre la cual se realizó un análisis de similitud cruzado a dos vías - ANOSIM, mediante la rutina de Monte Carlo con 999 permutaciones y significancia del 5 %, seguida de una prueba SIMPER para evaluar los taxones responsables de dichas diferencias, esta prueba se realizó teniendo en cuenta los géneros que aportaron hasta el 90 % de la similitud entre las épocas. Con el fin de describir cómo se asociaron las abundan-

cias de los macroinvertebrados acuáticos con cada tipo de sustrato durante las dos épocas climáticas, se realizó una matriz de similitud de las abundancias, para posteriormente realizar un análisis multidimensional no métrico (nMDS). Para evaluar el efecto del caudal sobre la dinámica de la colonización, se realizó una correlación múltiple de Spearman entre la densidad de organismos y el caudal. Además, se hicieron comparaciones entre los principales grupos taxonómicos entre sustratos y épocas por medio de la prueba U de Mann-Whitney. Las pruebas ANOSIM, SIMPER y nMDS se realizaron en el paquete estadístico Primer® V. 5.0. (Clarke 1993, Clarke *et al.* 2014), mientras que las correlaciones se desarrollaron en R-Wizard (Guissande *et al.* 2014).

## RESULTADOS

Se recolectaron 3919 organismos, 1069 en la época de lluvias y 2850 en la época de sequía. En la época de lluvias se observaron importantes fluctuaciones en los caudales ( $1,45 \pm 1,0 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), con dos crecidas de 16 y  $18 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  durante los días 14 y 22. Por el contrario, la época de sequía se caracterizó por presentar un caudal bajo y con poca variación ( $0,24 \pm 0,07 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ).

### Proceso de colonización por macroinvertebrados

En el sustrato artificial se encontraron 317 macroinvertebrados, de los cuales 151 se registraron en la época lluviosa y 166 en la época seca. Los taxones con abundancias superiores al 10 % durante las dos épocas climáticas fueron en su mayoría Insecta Orthoclaadiinae (Diptera: Chironomidae), *Simulium* (Diptera: Simuliidae) y *Leptohyphes* (Ephemeroptera: Leptohyphidae). Mientras que los menos abundantes fueron *Anacronuria* (Plecoptera: Perlidae) y *Tricorythodes* (Ephemeroptera: Leptohyphidae) (Fig. 1). El análisis de ordenación mostró agrupamiento entre épocas climáticas, pero no entre sustratos (Fig. 2). Lo cual fue confirmado con la prueba ANOSIM que no detectó diferencias entre los sustratos ( $R = 0,015$ ,  $P > 0,05$ ), pero si entre épocas ( $R = 0,22$ ,  $P < 0,005$ ). La prueba SIMPER evidenció que en la época de lluvias trece géneros de Insecta contribuyeron con el 90 % de la similitud, entre los cuales se destacan: *Simulium* (32 %), *Heterelmis* (Coleoptera: Elmidae, 11 %) y *Baetodes* (Ephemeroptera: Baetidae, 8 %). En la época de sequía el 93 % de la similitud estuvo representada por Orthoclaadiinae con el 40 %, *Simulium* (21 %), *Leptohyphes* (15 %), *Baetodes* (12 %) y *Smicridea* (Trichoptera: Hydropsychidae, 5 %). Aunque estos cinco taxones también estuvieron presentes durante la época lluviosa, fueron los res-

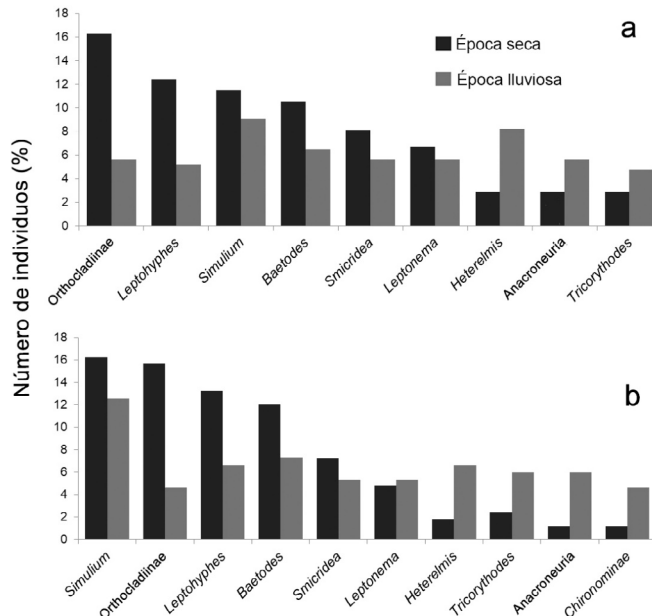


Figura 1. Macroinvertebrados acuáticos más abundantes en los procesos de colonización en a. sustrato natural (n = 440) y b. sustrato artificial (n = 317). Los datos corresponden a las épocas climáticas seca y lluviosa.

ponsables de la poca similitud entre las dos épocas climáticas, ya que para la época lluviosa se encontraron como parte de trece taxones tipificantes (Fig. 3).

### Colonización en las épocas de lluvias y sequía

En la época de lluvias no se presentaron diferencias en las abundancias de los macroinvertebrados acuáticos entre sustratos ( $P > 0,05$ ;  $r_s = 0,45$ ;  $R^2 = 0,21$ ). Sin embargo, el

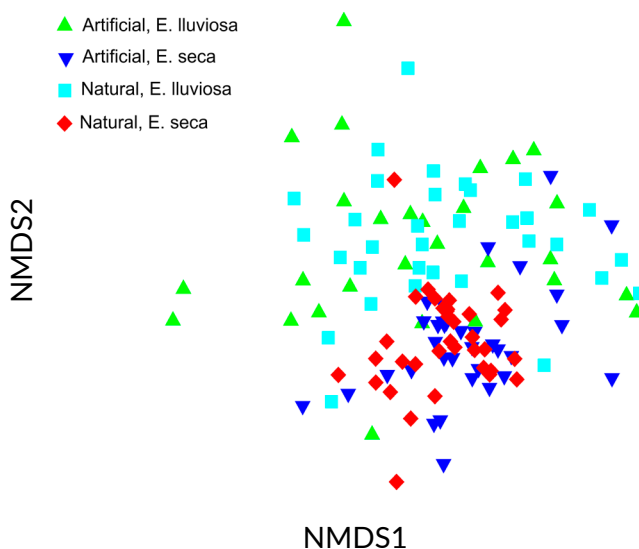


Figura 2. Análisis de ordenación NMDS, basado en la abundancia de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos según la época climática y el tipo de sustrato en el río Gaira (SNSM). Las figuras (triángulos, cuadrados y rombos) representan los tratamientos.

sustrato natural presentó los mayores registros. Durante el experimento se presentaron dos picos en los registros del caudal (días ocho y 16), con  $14$  y  $16 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  respectivamente. Entre los días uno y ocho la abundancia aumentó de  $1 \pm 0,0$  a  $3,3 \pm 4,9$  ind. en el sustrato natural y de  $1,2 \pm 2,2$  a  $1,5 \pm 5,1$  en el sustrato artificial, posteriormente disminuyó con el aumento del caudal después del segundo evento de crecida, entre los 16 y 41 días, seguido de una estabilidad hidráulica (variación del caudal:  $\pm 3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) y un nuevo incremento en las abundancias (Fig. 4). La riqueza de géneros incrementó gradualmente con los días de colonización, observándose la mayor riqueza entre los días ocho y 24. Durante los días de colonización uno, dos, ocho, 16, 32 y 41 se presentó mayor riqueza en el sustrato natural; sin embargo, en ambos sustratos las mayores riquezas se presentaron los días 16 y 24 (Fig. 5). A pesar de esto, los caudales no evidenciaron una relación significativa con la abundancia ( $P > 0,05$ ;  $r_s = 0,73$ ;  $R^2 = 0,53$ ).

Durante la época de sequía la abundancia de los macroinvertebrados no presentó asociación significativa con el caudal. En ambos sustratos, el proceso de colonización comenzó con altas abundancias (sustrato natural:  $4,0 \pm 5,4$  ind; sustrato artificial:  $3,5 \pm 3,3$  ind); después, siguió incrementando rápidamente hasta el día 16, donde alcanzó el valor máximo (sustrato natural:  $14,2 \pm 31,2$ ; sustrato artificial:  $8,5 \pm 18,4$  ind), luego, la abundancia decreció (Fig. 6). La asociación entre el caudal y la abundancia fue significativa entre los sustratos ( $P < 0,05$ ;  $r_s = 0,78$ ;  $R^2 = 0,60$ ). La riqueza no se relacionó con el caudal, mientras que el número de taxones en ambos sustratos mostró una tendencia hacia el aumento desde el primer día de colonización hasta el día ocho; de ahí en adelante, la riqueza se mantuvo estable, entre cuatro y siete en el sustrato natural y entre cinco y siete en el sustrato artificial (Fig. 7).

## DISCUSIÓN

Los resultados confirmaron una de las hipótesis planteadas, toda vez que la abundancia y la riqueza presentaron mayores valores durante la época de sequía; sin embargo, no existieron diferencias entre la abundancia y la riqueza de los macroinvertebrados acuáticos entre sustratos. Esto indica que el factor climático fue un moderador de la estructura de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos más importante que el tipo de sustrato (Fig. 8). Este hecho podría darse porque en la medida que se incrementaron los caudales, dichos atributos disminuyeron signifi-

cativamente, lo cual ha sido considerado como un factor importante en los ríos tropicales (Payne 1986). Debido a que la abundancia de organismos entre sustratos no difirió, puede indicar que el sustrato artificial ofrece hábitat para la misma estructura biológica que el natural, por mantener los mismos espacios intersticiales y reproducir los mismos efectos físicos (Mackay 1992), y por ser similar en su textura y forma (Sheldon 1984, Guerreschi 2004).

La similitud en la abundancia y riqueza de macroinvertebrados acuáticos colonizadores entre sustratos, evidencian que los organismos usan los microhábitats como refugio ante eventos hidrológicos extremos, similares resultados fueron obtenidos por Negishi y Richardson (2006); otra justificación a estos resultados puede estar relacionada con la dispersión entre diferentes microhábitats y con la disponibilidad de recursos alimenticios y la depredación, como lo documentaron Bo et al. (2006). La tasa de recolonización de estos organismos está asociada con la estacionalidad de deriva (Rios-Touma 2008, Rios-Touma et al. 2012), ya que los organismos bentónicos son propensos a ser arrastrados por las corrientes. En varios ríos tropicales se ha registrado mayor densidad de organismos derivantes durante la época de lluvias (Ramírez y Pringle 2001, Rodríguez-Barrios et al. 2007, Tamaris-Turizo 2009, Tamaris-Turizo et al. 2013), por tal razón, la densidad de colonizadores en la época seca fue mayor (Tabla 1); además, la riqueza y la diversidad aumentó con el caudal, similar a lo registrado en otros ríos tropicales (Turcotte y Harper 1982, Oliveira et al. 1997, Rios-Touma et al. 2012).

Los organismos más abundantes en los procesos de colonización en ambos sustratos y durante las dos épocas climáticas pertenecen a la clase Insecta, estos organismos

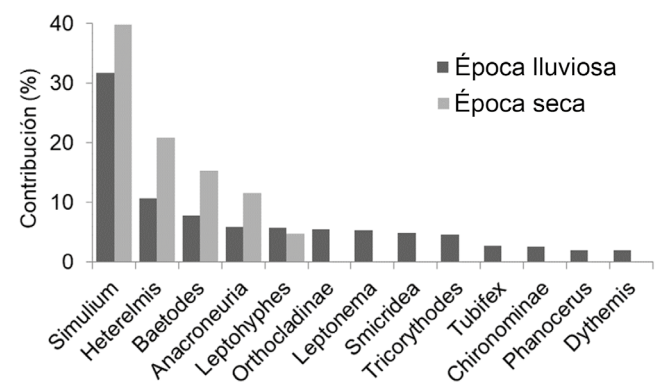
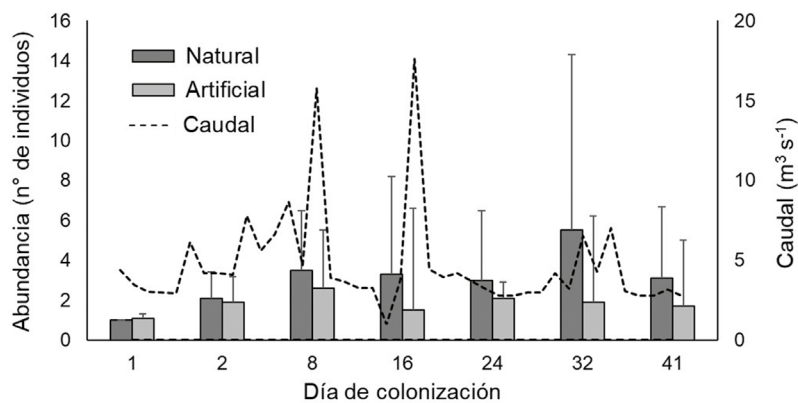


Figura 3. Taxones tipificantes y a su vez responsables de la baja similitud entre las épocas climáticas de estudio.

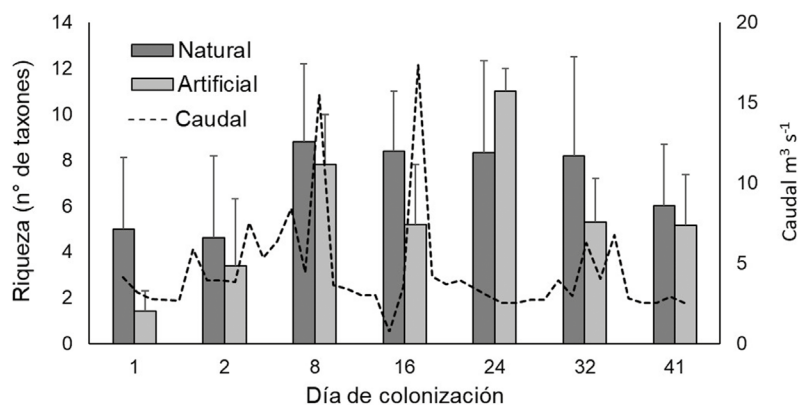


**Figura 4.** Fluctuación de la abundancia total de macroinvertebrados acuáticos y el caudal durante el proceso de colonización en sustratos natural y artificial en la época lluviosa. Las barras indican la desviación estándar. n = 5.

presentan una fuerte asociación con sustratos rígidos - al menos durante su vida larvaria (Correia y Trivino-Strixino 2005). La disponibilidad de alimento también es importante en la riqueza y la abundancia de los organismos en cualquier sustrato, ya que esto puede afectar en gran medida su sobrevivencia y crecimiento, toda vez que el sustrato les brinda alimento y protección (Souza *et al.* 2008). En ecosistemas lóticos tropicales, las familias Simuliidae y Chironomidae registran las mayores abundancias de organismos colonizadores, por lo que son considerados colonizadores dominantes; además, por su condición eurioica se caracterizan como pioneros (Carvalho y Uieda 2004, Souza *et al.* 2008, Meier *et al.* 1979, Rios-Touma *et al.* 2012) y están adaptados morfofisiológicamente para sobrevivir en ambientes hostiles con baja concentración de oxígeno y alta carga orgánica (Cover y Harrel 1978, Cummins *et al.* 2005). Este hecho coincide con nuestros resultados ya que fueron los pioneros en la época lluviosa, periodo en el cual

tiende a disminuir el oxígeno disuelto al incrementarse la carga orgánica.

Los cambios en el caudal -como los observados durante la época de lluvias-, son considerados factores determinantes para la comunidad de macroinvertebrados acuáticos colonizadores (Ramírez y Pringle 2001), lo que ocasiona diferencias en la densidad de organismos durante el año. En este estudio la densidad de organismos fue mayor en la época seca (Tabla 1), evidenciando que la deriva está influenciada por eventos hidrológicos (Rios-Touma 2008) e hidráulicos (Wilcox *et al.* 2008). En este sentido, Townsend (1989) registró que los disturbios físicos asociados con fluctuaciones en el caudal son factores determinantes en la estructuración de las comunidades de macroinvertebrados, lo cual ha sido confirmado a escala local (Death 1996); sin embargo, son pocos los que han evaluado los cambios en el régimen del caudal sobre la dispersión y la distribución



**Figura 5.** Fluctuación de la riqueza de macroinvertebrados acuáticos y del caudal durante el proceso de colonización en sustratos natural y artificial en la época lluviosa. Las barras indican la desviación estándar. n = 5.

**Tabla 1.** Comparaciones de la densidad (ind/m<sup>2</sup>) de macroinvertebrados colonizadores más abundantes versus el tipo de sustrato y las épocas climáticas. Nat= Sustrato natural, Art= Sustrato artificial; W= estadístico de Mann-Whitney (Wilcoxon); P= probabilidad; R<sup>2</sup>= R-Cuadrada; r<sub>s</sub>= Coeficiente de correlación de Spearman; \* = P < 0,05; \*\* = P < 0,01.

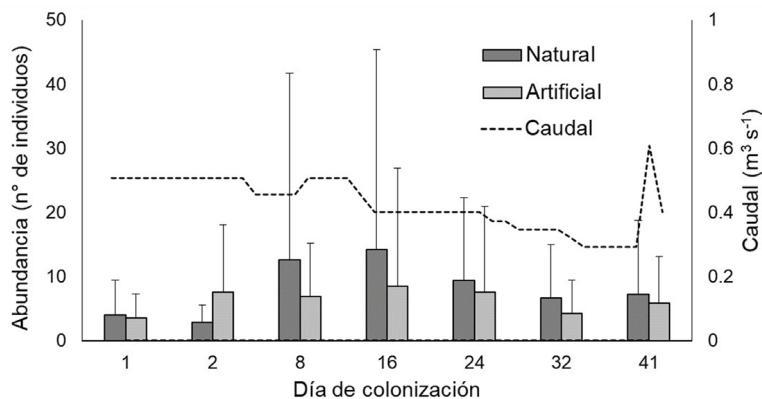
Taxón	Factor	Contraste	W	P	R <sub>2</sub>	r <sub>s</sub>
<i>Simulium</i>	Lluvia	Nat Vs Art	705	0,256	0,14	0,37
	Seca	Nat Vs Art	635	0,793	0,15	0,39
	Natural	Lluvia Vs Seca	749	0,102	0,17	0,42
	Artificial	Lluvia Vs Seca	855	<b>0,003*</b>	0,71	0,83
<i>Orthoclaadiinae</i>	Lluvia	Nat Vs Art	736	0,07	0,15	0,38
	Seca	Nat Vs Art	776	0,055	0,26	0,51
	Natural	Lluvia Vs Seca	1106	<b>0,000**</b>	0,01	0,06
	Artificial	Lluvia Vs Seca	1120	<b>0,000**</b>	0,03	0,18
<i>Leptohyphes</i>	Lluvia	Nat Vs Art	674	0,387	0,75	0,87
	Seca	Nat Vs Art	693	0,335	0,01	0,12
	Natural	Lluvia Vs Seca	834	<b>0,006**</b>	0,05	0,24
	Artificial	Lluvia Vs Seca	841	<b>0,003**</b>	0,01	0,08
<i>Baetodes</i>	Lluvia	Nat Vs Art	678	0,377	0,4	0,63
	Seca	Nat Vs Art	717	0,206	0,003	0,02
	Natural	Lluvia Vs Seca	837	<b>0,005**</b>	0,28	0,53
	Artificial	Lluvia Vs Seca	806	<b>0,012*</b>	0,07	0,27
<i>Smicridea</i>	Lluvia	Nat Vs Art	701	0,191	0	0,05
	Seca	Nat Vs Art	726	0,136	0,09	0,31
	Natural	Lluvia Vs Seca	709	0,208	0,26	0,54
	Artificial	Lluvia Vs Seca	689	0,261	0	0,05

espacial (Lancaster y Hildrew 1993), tal como se realizó en este estudio.

Los tiempos de máxima colonización observados en este estudio (entre 16 y 24 días), coinciden con otros trabajos de la región tropical (Shaw y Minshall 1980, Carvalho y Uieda 2004, Oliveira et al. 1997, Rios-Touma et al. 2012), lo anterior, corrobora que éste podría ser el periodo óptimo para la estabilización de la riqueza y densidad de la comunidad de macroinvertebrados, aunque la colonización fue más rápida en época seca. Estos resultados coinciden con otros trabajos (Shaw y Minshall 1980, Giller y Cambell 1989, Brooks y Boulton 1991, Amaya y Donato Rondón 2008), en los cuales se afirma que la colonización es más rápida en verano que en invierno; debido a la mayor estabilidad en el sustrato, menor remoción de sedimentos, aumento

de la materia orgánica acumulada el bentos (Allan y Castillo 2007) y el aumento de la abundancia del perifiton que se presenta en este tramo del río Gaira durante esta época (Cabarcas-Mier y Tamaris-Turizo 2015).

En general, los dípteros, efemerópteros y tricópteros fueron los insectos más abundantes durante los experimentos en ambos sustratos; estos grupos son conocidos por su amplia distribución y abundancia en Colombia (Zúñiga et al. 1994, Domínguez y Fernández 2009). No obstante, la similitud entre sustratos y la alta variación del caudal entre épocas climáticas podría indicar que existe un movimiento entre microhábitats y hacia la zona hiporreica, lo que en gran medida está regulado por los cambios hidrológicos, generando una continua deriva y el uso de sustratos disponibles como refugios temporales. Estos trabajos de colonización con sus-



**Figura 6.** Fluctuación de la abundancia de macroinvertebrados acuáticos y del caudal durante el proceso de colonización en sustratos naturales y artificiales en la época seca y su relación con el caudal. Las barras indican la desviación estándar. n = 5.

tratos artificiales también son útiles para desarrollar biomonitoreos en sistemas lóticos y lénticos, permitiendo la recolección de organismos en zonas del río donde se dificulta el muestreo con los métodos tradicionales (Carvalho y Uieda 2004, Quesada-Alvarado y Solano-Ulate 2020).

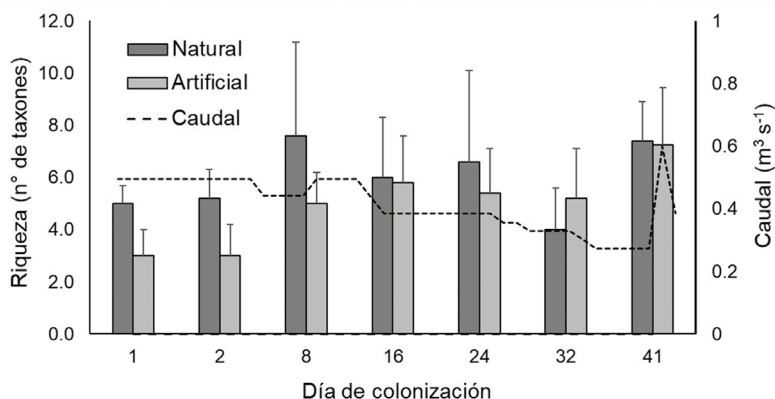
En conclusión, los procesos de colonización evaluados en un tramo de la parte media del río Gaira (norte de Colombia) evidenciaron diferencias en las abundancias y riqueza de macroinvertebrados entre épocas climáticas de lluvias y de sequía, pero no entre los tipos de sustratos. Adicionalmente, se observaron relaciones directas entre el incremento de los caudales y las densidades de colonización; no obstante, precipitaciones muy fuertes y constantes como las observadas en la época de lluvias repercutieron sobre de la abundancia y la riqueza de macroinvertebrados acuáticos en ambos sustratos.

## PARTICIPACIÓN DE LOS AUTORES

CETT, CAPG = Concepción, diseño, toma de datos, análisis, y escritura del documento. TKSL = Escritura del documento, análisis de resultados.

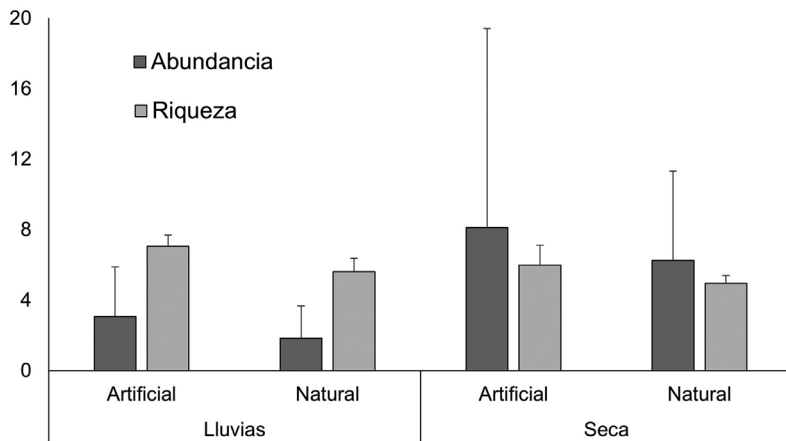
## AGRADECIMIENTOS

Al Grupo de Investigación en Limnología Neotropical (GILIN) de la Universidad del Magdalena, A Cristian Guzmán y Gustavo Rúa por su apoyo en las salidas de campo y trabajo en laboratorio a los propietarios de la Hacienda La Victoria – Miky Weber Q.E.P.D y Claudia Weber por facilitar la logística en campo. A los revisores, por los comentarios realizados.



**Figura 7.** Fluctuación de la riqueza de macroinvertebrados acuáticos y del caudal durante el proceso de colonización en sustratos naturales y artificiales en la época seca. Las barras indican la desviación estándar. n = 5.





**Figura 8.** Abundancia y riqueza promedio de macroinvertebrados acuáticos en sustratos naturales y artificiales en las dos épocas climáticas. Las barras indican la desviación estándar.  $n = 35$ .

## CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no existe conflicto de intereses

## LITERATURA CITADA

- Allan JD, Castillo MM. 2007. Stream ecology: structure and function of running waters. Second Edition. Dordrecht, The Netherlands: Springer Science & Business Media.
- Amaya A, Donato Rondón JC. 2008. Colonización de Sustratos artificiales por macroinvertebrados: Influencia de las Variables Hidrológicas. En: Donato J Ch, editor. Ecología de un Rio de Montaña de los Andes Colombianos (Rio Tota, Boyacá). 1ª Edición. Bogotá – Colombia: Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias, Departamento de Biología. p. 167-180.
- Benzie JAH. 1984. The colonization mechanisms of stream benthos in a tropical river (Menik Ganga: Sri Lanka). *Hydrobiologia* 111:171-179. doi: <https://doi.org/10.1007/BF00007196>
- Bergey AE. 2006. Measuring the surface roughness of stream stones. *Hydrobiologia* 563:247-252. doi: <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0016-4>
- Bo T, Cucco M, Fenoglio S, Malacarne G. 2006. Colonization patterns and vertical movements of stream invertebrates in the interstitial zone: a case study in the Apennines, NW Italy. *Hydrobiologia* 568(1):67-78. doi: <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0025-3>
- Boulton AJ, Stibbe SE, Grimm NB, Fisher SG. 1991. Invertebrate recolonization of small patches of defaunated hyporheic sediments in a Sonoran Desert stream. *Freshw. Biol.* 26(2):267-277. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1991.tb01734.x>
- Brooks SS, Boulton AJ. 1991. Recolonization dynamics of benthic macroinvertebrates after artificial and natural disturbances in an Australian temporary stream. *Aust. J. Mar. Freshw. Res.* 42(3):295-308. doi: <https://doi.org/10.1071/MF9910295>
- Cabarcas-Mier A, Tamaris-Turizo CE. 2015. Lista de microalgas epilíticas de la parte alta y media del río Gaira, Sierra Nevada de Santa Marta. *Intropica* 10(1):103-108. doi: <https://doi.org/10.21676/23897864.1653>
- Carvalho EM, Uieda VS. 2004. Colonização de macroinvertebrados bentônicos em substrato artificial e natural em um riacho da serra da Itatinga, São Paulo, Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 21(2):287-293. doi: <https://doi.org/10.1590/S0101-81752004000200021>
- Clarke KR, Gorley RN, Somerfield PJ, Warwick RM. 2014. Changes in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. 3rd edition. Auckland, New Zealand: PRIMER-E: Plymouth.
- Clarke KR. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.* 18(1):117-143. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>
- Clinton SM, Grimm NB, Fisher SG. 1996. Response of a hyporheic invertebrate assemblage to drying disturbance in a desert stream. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 15(4):700-712. doi: <https://doi.org/10.2307/1467817>
- Conell JH, Slatyer RO. 1978. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *Am. Nat.* 111(982):1119-1144. doi: <https://doi.org/10.1086/283241>
- Correia LCS, Trivinho-Strixino S. 2005. Chironomidae (diptera) em Sustratos Artificiais num pequeno Reservatório: Represa do Monjolinho, São Carlos, São Paulo, Brasil. *Entomol. Vec.* 12(2):265-274. doi: <https://doi.org/10.1590/S0328-03812005000200010>
- Cover CE, Harrel RC. 1978. Sequences of colonization, diversity, biomass, and productivity of macroinvertebrates on artificial substrates in a freshwater canal. *Hydrobiologia* 59(1):81-95. doi: <https://doi.org/10.1007/BF00017608>
- Cummins KW, Merritt RW, Andrade PCN. 2005. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.* 40(1):69-89. doi: <https://doi.org/10.1080/01650520400025720>

- Cushing CE, Gaines WL. 1989. Thoughts on recolonization of endorheic cold desert spring-streams. *J. N. Amer. Benthol. Soc.* 8(3):277–287. doi: <https://doi.org/10.2307/1467331>
- Death RG. 1996. The effect of patch disturbance on stream invertebrate community structure: the influence of disturbance history. *Oecologia* 108:567–576. doi: <https://doi.org/10.1007/BF00333735>
- Delucchi CM. 1989. Movement patterns of invertebrates in temporary and permanent streams. *Oecologia* 78:199–207. doi: <https://doi.org/10.1007/BF00377156>
- Dodds WK. 2002. *Freshwater ecology. Concepts and environmental applications.* Kansas, USA: Academic Press.
- Doeg TJ, Marchant R, Douglas M, Lake PS. 1989. Experimental colonization of sand, gravel, and stones by macroinvertebrates in the Acheron River, southeastern Australia. *Freshw. Biol.* 22(1):57–64. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1989.tb01083.x>
- Domínguez E, Fernández H, editores. 2009. *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología.* Tucumán, Argentina: Fundación Miguel Lillo.
- Dudgeon D. 1993. The effects of spate-induced disturbance, predation and environmental complexity on macroinvertebrates in a tropical stream. *Freshw. Biol.* 30(2):189–197. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1993.tb00801.x>
- Frisell CA, Liss WJ, Warren CE, Hurley MD. 1986. A hierarchical framework for stream classification: viewing streams in a watershed context. *Environ. Manag.* 10:199–214. doi: <https://doi.org/10.1007/BF01867358>
- Giller PS, Cambell RNB. 1989. Colonization patterns of mayfly nymphs (Ephemeroptera) on implanted substrate trays of different size. *Hydrobiologia* 178:59–71. doi: <https://doi.org/10.1007/BF00006113>
- Gore JA. 1982. Benthic invertebrate colonization: source distance effects on community composition. *Hydrobiologia* 94:183–193. doi: <https://doi.org/10.1007/BF00010899>
- Gray LJ, Fisher SG. 1981. Postflood recolonization pathways of macroinvertebrates in a lowland Sonoran desert stream. *Am. Midl. Nat.* 106(2):249–257. doi: <https://doi.org/10.2307/2425161>
- Guereschi RN. 2004. *Macroinvertebrados Bentônicos em córregos da estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio, SP: subsídios para Monitoramento Ambiental.* [Tese de Doutorado]. [Brasil]: Universidade Federal de São Carlos.
- Guisande C, Vaamonde A, Barreiro A. 2014. Programa estadístico StatR - RWizard versión Beta 1.0. Universidad de Vigo. Vigo, España. [Revisada en: 01 12 2020]. <http://www.ipez.es/RWizard>
- Ken MF, Dodds WK. 2004. Resistance and resilience of macroinvertebrate assemblages to drying and flood in a tallgrass prairie stream system. *Hydrobiologia* 527:99–112. doi: <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000043188.53497.9b>
- Lake PS, Doeg TJ. 1985. Macroinvertebrate colonization of stones in two upland southern Australian streams. *Hydrobiologia* 126:199–211. doi: <https://doi.org/10.1007/BF00007497>
- Lancaster J, Hildrew AG. 1993. Characterizing in-stream flow refugia. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50:1663–1675. doi: <https://doi.org/10.1139/f93-187>
- Mackay RJ. 1992. Colonization by lotic macroinvertebrates: A review of patterns and processes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49:617–628. doi: <https://doi.org/10.1139/f92-071>
- McCormick PW, Stevenson JR. 1991. Mechanisms of benthic algae succession in lotic environments. *Ecology* 75(5): 1835–1848. doi: <https://doi.org/10.2307/1940982>
- Meier PG, Penrose DL, Polak L. 1979. The rate of colonization by macro-invertebrates on artificial substrate samplers. *Freshw. Biol.* 9(4):381–392. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1979.tb01522.x>
- Merritt RW, Cummins KW, Berg MB. 2008. *An introduction to the aquatic insects of North America.* Iowa, USA: Kendall-Hunt Publishing Company.
- Minshall GW. 1984. Aquatic insect-substratum relationships. En: Resh VH, Rosenberg DM, editores. *The Ecology of Aquatic Insects.* New York, USA: Praeger.
- Negishi JN, Richardson JS. 2006. An experimental test of the effects of food resources and hydraulic refuge on patch colonization by stream macroinvertebrates during spates. *J. Anim. Ecol.* 75(1):118–129. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2005.01027.x>
- Oliveira LG, Bispo PC, Sá NC. 1997. *Ecologia de assembléias de insetos bentônicos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), em córregos do Parque Ecológico de Goiânia, Goiás, Brasil.* *Rev. Bras. Zool.* 14(4):867–876. doi: <https://doi.org/10.1590/S0101-81751997000400010>
- Payne AI. 1986. *The ecology of tropical lakes and rivers.* New York, USA: John Wiley & Sons, Chichester.
- Peckarsky BL. 1986. Colonization of natural substrata by stream benthos. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43:700–709. doi: <https://doi.org/10.1139/f86-085>
- Quesada-Alvarado F, Solano-Ulate D. 2020. Colonización de macroinvertebrados acuáticos en tres tipos de sustratos artificiales, en un río tropical. *Rev. Biol. Trop.* 68(Supl 2):68–78. doi: <http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v68iS2.44339>
- Ramírez A, Pringle CM. 2001. Spatial and temporal patterns of invertebrate drift in streams draining a Neotropical Landscape. *Freshw. Biol.* 46(1):47–62. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2001.00636.x>
- Rios-Touma B, Prat N, Encalada AC. 2012. Invertebrate drift and colonization processes in a tropical Andean stream. *Aquat. Biol.* 14: 233–246. doi: <https://doi.org/10.3354/ab00399>
- Rios-Touma B. 2008. *Invertebrate Drift and colonization Processes in a Tropical Andean Stream.* In *Comunidades de Macroinvertebrados en un Río Altoandino: Importancia del Microhabitat, Dinamica de la Deriva y Relevancia de la Ovoposición.* [Tesis Doctoral]. [Barcelona]: Departament De Ecologia, Universitat de Barcelona.

- Rodríguez-Barrios J, Ospina-Torres R, Gutiérrez JD, Ovalle H. 2007. Densidad y biomasa de macroinvertebrados acuáticos derivantes en una quebrada tropical de montaña (Bogotá, Colombia). *Caldasia* 29(2):397-412.
- Shaw DW, Minshall GW. 1980. Colonization of an introduced substrate by stream macroinvertebrates. *Oikos* 34(3):259-271. doi: <https://doi.org/10.2307/3544285>
- Sheldon AL. 1984. Colonization dynamics of aquatic insects. En: Resh VH, Rosenberg DM, editores. *The Ecology of Aquatic Insects*. New York, NY, USA: Praeger.
- Sournia A. 1982. Form and function in marine phytoplankton. *Biol. Rev.* 57(3):347-394. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.1982.tb00702.x>
- Souza De F, Abílio P, Ribeiro L. 2008. Colonização e Sucessão Ecológica do Zoobentos em Substratos Artificiais no Açude Jatozá I, Patos – PB, Brasil. *Rev. Biol. Ciênc. Terra.* 8(2):125-144.
- Tamaris-Turizo CE, López-Salgado HJ. 2006. Aproximación a la Zonificación Climática de la Cuenca del Río Gaira. *Intropica* 3:69-76.
- Tamaris-Turizo CE, Rodríguez-Barrios J, Ospina-Torres R. 2013. Deriva de macroinvertebrados acuáticos a lo largo del río Gaira, vertiente noroccidental de la Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Caldasia* 35(1):149-163.
- Tamaris-Turizo CE. 2009. Transporte de materia orgánica y deriva de macroinvertebrados acuáticos a lo largo de un río tropical. [Tesis de Maestría]. [Colombia]: Universidad del Magdalena.
- Thorp JH, Mcewan EM, Flynn MF, Hauer FR. 1985. Invertebrate colonization of submerged Wood in a cypress-tupelo swamp and blackwater stream. *Am. Midl. Nat.* 113(1):56-68. doi: <https://doi.org/10.2307/2425347>
- Townsend CR. 1989. The patch dynamic concept of stream community ecology. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 8(1):36-50. doi: <https://doi.org/10.2307/1467400>
- Turcotte P, Harper PP. 1982. The macroinvertebrate fauna of a small andean stream. *Freshw. Biol.* 12(5):411-419. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1982.tb00635.x>
- Wilcox AC, Peckarsky BL, Taylor BW, Encalada AC. 2008. Hydraulic and geomorphic effects on mayfly drift in high-gradient streams at moderate discharges. *Ecohydrology* 1(2):176-186. doi: <https://doi.org/10.1002/eco.16>
- Williams DD. 1980. Temporal patterns in recolonization of stream benthos. *Arch. Hydrobiol.* 90:56-74.
- Zúñiga MC, de Hernández AMR, Serrato C. 1994. Interrelación de Indicadores Ambientales de Calidad en Cuerpos de Aguas Superficiales del Valle del Cauca. *Rev. Colomb. Entomol.* 20(2):124-130.