

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/334251038>

CONTROLES MULTI-ESCALARES SOBRE LOS PATRONES DE DISTRIBUCIÓN LONGITUDINAL DE CAMARONES Y PECES EN QUEBRADAS DEL BOSQUE SECO TROPICAL (SAN ONOFRE, SUCRE, COLOMBIA)

Thesis · January 2013

DOI: 10.13140/RG.2.2.20302.41284

CITATION

1

READS

206

1 author:



Camilo Escobar-Sierra
University of Cologne

18 PUBLICATIONS 24 CITATIONS

SEE PROFILE

CONTROLES MULTI-ESCALARES SOBRE LOS PATRONES DE DISTRIBUCIÓN
LONGITUDINAL DE CAMARONES Y PECES EN QUEBRADAS DEL BOSQUE
SECO TROPICAL (SAN ONOFRE, SUCRE, COLOMBIA)

Camilo Escobar Sierra

Instituto de biología

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales

Universidad de Antioquia

Medellín- Colombia

2013

**CONTROLES MULTI-ESCALARES SOBRE LOS PATRONES DE DISTRIBUCIÓN
LONGITUDINAL DE CAMARONES Y PECES EN QUEBRADAS DEL BOSQUE
SECO TROPICAL (SAN ONOFRE, SUCRE, COLOMBIA)**

Por:

Camilo Escobar Sierra

Tesis de pregrado

Universidad de Antioquia

Instituto de Biología

Asesor:

Dr. Juan F. Blanco Libreros

Instituto de biología

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales

Universidad de Antioquia

Medellín- Colombia

2013

TABLA DE CONTENIDO

1.	INTRODUCCIÓN	6
1.1.	Macrofauna lótica en el bosque seco del Caribe colombiano: el reto de la sequia	6
1.2.	Relaciones multiescalares especie-ambiente como marco teórico para el estudio de la macrofauna lótica del bosque seco del Caribe colombiano.....	7
1.3.	La anfídromia como posible control de la composición de la comunidad en los arroyos costeros del bosque seco de la planicie del Caribe Colombiano:.....	10
2.	MATERIALES Y METODOS	13
2.1.	Área de estudio.....	13
2.2.	Colección de datos	14
2.3.	Colección de especímenes.....	15
3.	ANÁLISIS.....	18
3.1.	Peces.....	18
3.1.1.	Co-ocurrencia	18
3.1.2.	Riqueza y factores ambientales	18
3.1.3.	Riqueza regional en el Caribe sur.....	19
3.2.	Camarones.....	19
4.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN:.....	20
4.1.	Peces.....	20
4.1.1.	Composición de especies	20
4.1.2.	Co-ocurrencia	24
4.1.3.	Relaciones especie-ambiente.....	24
4.1.4.	Comparación regional de la composición especies.....	27
4.2.	Camarones.....	29
5.	REFERENCIAS	33
6.	ANEXOS.....	45

LISTADO DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación de la zona de estudio y algunos de los cursos de agua a muestrear dentro de ella. (Elaborado por Ricardo Pérez grupo ELICE).....	13
Figura 2. Comportamiento de la precipitación anual en la zona de muestreo desde el año 1996-2010.	14
Figura 3. Izquierda: Zona 1, tramos interiores con intersección con la vía principal Tolú viejo-Cartagena (Solo muestreo peces). Derecha: Zona 2, tramos costeros con desembocadura al norte del Golfo de Morrosquillo (Muestreo camarones y peces).	15
Figura 4. Métodos usados para la colección de camarones y peces.....	16
Figura 5. Métodos usados para la colección de variables predictivas a la escala del tramo y del paisaje.....	17
Figura 6. Curva de acumulación para el muestreo en la zona 1 o tramos interiores. El eje Y esta expresado como riqueza de especies y el X corresponde al número de sitios muestreado.	23
Figura 7. Curva de acumulación para el muestreo en la zona 2 o tramos costeros. El eje Y esta expresado como riqueza de especies y el X corresponde al número de sitios muestreado.	23
Figura 8. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) para la matriz de especies y variables ambientales a múltiples escalas en la zona 1 o tramos interiores.....	26
Figura 9. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) para la matriz de especies y variables ambientales a múltiples escalas en la zona 2 o tramos costeros.....	26
Figura 10. Dendrograma para el análisis de similitud de las comunidades de peces de arroyos costeros de Colombia, Mesoamérica y las Antillas. El eje Y representa la similitud usando el índice Dice (Sorensen).....	28
Figura 11. Abundancia de las diferentes especies de camarones en los tramos muestreados en la zona 2. Ros 6 fue eliminado de los análisis de regresión linear por su ser considerado atípico. 30	30
Figura 12. Curva de acumulación para la especies de camarones en la zona 2 o tramos interiores. El eje Y esta expresado como riqueza de especies y el X corresponde al número de sitios muestreado.	30
Figura 13. Relaciones lineares entre los factores abióticos que operan a diferentes escalas y la abundancia de <i>M. acanthurus</i>	31
Figura 14. Pozas que actúan como refugios estacionales para los camarones en la zona 2 o arroyos costeros.....	32

LISTADO DE TABLAS

Tabla 1. Revisión de los factores que influencian la distribución de los ensambles de peces y camarones costeros e insulares tropicales. Estos son resumidos jerárquicamente de micro hábitat a red de drenaje	9
Tabla 2. Conjunto de variables predictivas escogidas para su evaluación en este estudio.	
*La distancia al mar fue medida solo para la zona 2.....	17
Tabla 3. Abundancia relativa en los diferentes niveles taxonómicos de los peces colectados en la zona 1 o tramos internos. La abundancia esta expresada como porcentaje. Se presentan los códigos con los que se reconocerán las especies en otros análisis.....	20
Tabla 4. Abundancia relativa en los diferentes niveles taxonómicos de los peces colectados en la zona 2 o tramos costeros. La abundancia esta expresada como porcentaje. Se presentan los códigos con los que se reconocerán las especies en otros análisis.....	21
Tabla 5. Especies de peces encontradas en la zona de estudio. Se muestra el registro fotográfico de las diferentes especies colectadas. La presencia o ausencia de las diferentes especies en la Zona 1 o Zona 2 (Área de influencia de la reserva de la sociedad civil Sanguaré) son resaltadas.....	45
Tabla 6. Especies de camarones encontradas en la zona de estudio. Se muestra el registro fotográfico de las diferentes especies colectadas. La presencia o ausencia de las diferentes especies en la Zona 1 o Zona 2 (Área de influencia de la reserva de la sociedad civil Sanguaré) son resaltadas	51
Tabla 7. Resumen de la caracterización geométrica y fisicoquímica de los arroyos muestreados. Donde los parámetros medidos son resumidos como se muestra a continuación: Profundidad máxima en m (PR), Altura de las bancas izquierda y derecha en m (BI y BD) ancho del cauce húmedo en m (CH), ancho del cauce seco en m (CS), la temperatura del agua en °C (TE), conductividad estándar en µS (CE), concentración oxígeno disuelto en mg/L (CO), porcentaje de oxígeno disuelto en % (OX), salinidad en ppm(SA) y pH (PH). Además se muestran las fotografías de las vistas aguas arriba y aguas abajo en los puntos de muestreo y las coordenadas en el centro de los transeptos.....	52

1. INTRODUCCIÓN

Más del 50% de los bosques secos tropicales se encuentran en el Neotrópico (Miles et al., 2006), estos presentan una extensa cobertura en centro (50%) y sur América (22%), y a su vez se encuentran entre los ecosistemas globales más amenazados por perturbación antropogénica intensiva (Hoekstra et al., 2005). Este ecosistema ha soportado altas densidades poblacionales debido a sus características ambientales atractivas para el asentamiento y desarrollo de actividades humanas (Sánchez-Azofeifa et al. 2005) y Olson en 2001 plantea que un 66% de su cobertura original ha sido convertida a otro tipo de uso. Colombia se encuentra en el cuarto lugar en extensión de este ecosistema dentro del Neotrópico, con un 6,5% de su cobertura total (Portillo-Quintero & Sánchez-Azofeifa, 2010). Sin embargo, para el año 2000 solo un 10% de su cobertura permanecía en pie (Etter y Villa, 2000) debido a la expansión de la frontera agrícola-ganadera y las zonas urbanas (Etter y Wyngaarden, 2000). Aun cuando las amenazas sobre los bosques secos neotropicales son grandes y variadas, los estudios existentes sobre estos ecosistemas proveen pocas pistas para entender la ecología y diversidad de los parches remanentes (Revisado por Sánchez-Azofeifa et al. 2005). En la región Caribe de Colombia, que cuenta con más del 60% (Arango et al. 2003) de la cobertura de bosque seco del país los inventarios faunísticos y estudios ecológicos son escasos para los diferentes grupos animales. Esta situación hace urgente generar una línea base de información sobre la diversidad del bosque seco con el fin de orientar programas de gestión y restauración.

1.1. MACROFAUNA LÓTICA EN EL BOSQUE SECO DEL CARIBE COLOMBIANO: EL RETO DE LA SEQUIA

Para la región Caribe de Colombia, la cual cuenta con la mayor extensión de bosque seco del país, la información básica acerca de los ríos de bajo orden (permanentes o temporales) y su vegetación riparia asociada es escasa en comparación con el ámbito terrestre (Díaz-Merlano, 2006). Esta escasez de conocimiento se ve reflejada, más aun, en el desconocimiento de la macrofauna de arroyos del bosque seco de los departamentos de Bolívar, Sucre y Córdoba, para los que los inventarios son incompletos o inexistentes y no se cuenta con estudios de carácter ecológico. Un ejemplo de esta desinformación son los peces de arroyos costeros y continentales de bajo orden del Noroeste de Colombia, los cuales se mantienen aun pobemente muestreados y la información sobre ellos es escasa (Harold y Vari, 1994). El conocimiento de la ictiofauna Colombiana se ha basado principalmente en muestreos de los grandes ríos del Norte de la cordillera de los Andes (Cuenca del Magdalena y Cauca) y de las tierras altas de Cundinamarca y Boyacá (Maldonado-Ocampo et al., 2005). Un caso similar ocurre con los camarones del género *Macrobrachium* que se encuentran en la planicie costera del Caribe, que aun cuando tienen un papel ecológico importante para la dinámica ambiental de los ecosistemas de ríos y lagunas, tanto costeras como continentales (Murphy & Austin, 2005), su conocimiento en el país se limita a escasos y dispersos inventarios (Valencia y Campos, 2007).

El principal reto que ha tenido que afrontar la macrofauna lótica lo largo del tiempo evolutivo en los bosques secos ha sido la sequía, por lo cual se han seleccionado en ellos diferentes características o estrategias que les han permitido adaptarse a estos disturbios predecibles (Lytle y Poff, 2004). Los bosques secos están caracterizados por una pronunciada estacionalidad en la distribución de la precipitación que genera una temporada seca de hasta seis meses (Mooney et al. 1995, Sánchez-Azofeifa et al. 2005, Pennington et al. 2006). La precipitación influye directamente en el flujo de agua superficial, por lo que el régimen de hidrológico de los arroyos del bosque del Caribe Colombiano presenta también una marcada estacionalidad, con una ausencia o intermitencia de flujo en la temporada seca. Es probable que estas sequías estacionales actúen como un disturbio de gran magnitud sobre los peces y camarones en zonas insulares y costeras secas o áridas, pues suponen la pérdida de agua, la constrección de sus hábitats y la pérdida de conectividad hidrológica (Lake, 2003). Estas poblaciones de peces y camarones desaparecen en las zonas que se secan o responden migrando a los parches remanentes de aguas permanentes (por ejemplo, las piscinas y arroyos de gran tamaño), donde la anoxia, depredación, apiñamiento y la escasez de alimentos pueden conducir a una mortalidad significativa según avanza la temporada, como se ha observado en los ríos que drenan la región circum-Mediterránea (Magalhães et al 2007). Esto también se ha encontrado durante períodos extensos de sequía en quebradas que drenan el bosque húmedo tropical insular (Covich et al, 2009).

Las historias de vida y requerimientos ecológicos casi idénticos de los peces y camarones de ríos y arroyos costeros, han permitido el estudio conjunto de estos ensambles alrededor del mundo (e.g Holmquist et al., 1998; Pringle et al., 1999; Fievet, 2001, Joy y Death, 2004, Wade, et al. 2008; Hein et al. 2011). La posibilidad de hacer estudios a nivel de comunidad, utilizando como modelo estos dos grupos taxonómicos podría ser útil para responder preguntas a nivel del ecosistema del bosque seco y los procesos que lo hacen funcionar, que en últimas serían claves para la conservación y manejo del ecosistema. Sin embargo, antes de llegar a esto es prioritario establecer un marco teórico que permita comprender los factores ambientales que controlan estos grupos hidrobiológicos y la escala a la que lo hacen en este sistema particular. **La primera hipótesis de trabajo de este estudio es que la variabilidad hidrológica en forma de temporadas estacionales de sequía, actúa como uno de los factores más importantes en el control de la estructura de los ensambles de peces y camarones al ser generadora de grandes contracciones de su hábitat lo cual puede ser una función del ancho del cauce total.**

1.2. RELACIONES MULTIESCALARES ESPECIE-AMBIENTE COMO MARCO TEÓRICO PARA EL ESTUDIO DE LA MACROFAUNA LÓTICA DEL BOSQUE SECO DEL CARIBE COLOMBIANO

Identificar los factores que controlan la composición y estructura de las comunidades animales a través de diferentes escalas espacio-temporales continúa siendo un reto para los ecólogos (Allan, 2004). Diferentes autores han planteado que en los sistemas lóticos, la estructura de los ensambles locales es el resultado de la interacción de factores que actúan a

diferentes escalas, desde el microhábitat hasta la escala de la cuenca (Frissell et al. 1986; Townsend 1996; Poff 1997, Allan, 2004). Recientemente, diferentes estudios han dado soporte a este concepto al demostrar la influencia que factores abióticos a múltiples escalas tienen sobre diferentes taxones dulceacuícolas en regiones biogeográficas (Chessman y Royal, 2004, Irz y Oberdorff, 2004, Hoeinghaus et al. 2007, Esselman y Allan, 2010). No obstante, la mayoría de los estudios que abordan estas relaciones espacio-ambiente siguen estando enfocados a pequeñas escalas espacio-temporales, lo cual limita la habilidad para reconocer controles a gran escala (Fausch et al. 2002; Eikaas et al. 2005, Durance et al. 2006). Esto crea un error entre la escala a la cual el conocimiento ecológico está siendo generado y las escalas en verdad relevantes para los procesos que mantienen la integridad de un ecosistema (Lake, 2007). Usualmente estas escalas relevantes para los procesos ecosistémicos son las escalas en que las decisiones de manejo se deben tomar para proteger y restaurar adecuadamente la integridad ecosistémica. Por estas razones, los estudios que caracterizan la variación de la comunidad a través de escalas espaciales relevantes deberían impulsar el desarrollo de un conocimiento integral de la regulación de la comunidad acuática y pueden ser un importante prerequisito para esfuerzos de conservación (Angermeier & Winston, 1999).

Diferentes estudios han sentado un marco teórico general para explicar la influencia de factores abióticos sobre la variación en las comunidades acuáticas de agua dulce. A la escala del tramo, la geometría y geomorfología del cauce y las condiciones hidráulicas han sido relacionadas a los atributos de la comunidad de peces en arroyos templados y tropicales (Gorman & Karr 1978; Schlosser 1982; Statzner et al. 1988; Angermeier & Schlosser 1989; Angermeier & Winston, 1998). Cuando los estudios ecológicos sobre la comunidad de peces que se han llevado a cabo a grandes escalas, la diversidad ha sido atribuida al área de la cuenca, la producción primaria regional, la heterogeneidad de hábitat y los factores históricos (Oberdorff et al., 1995, 1997, 1999; Guegan et al., 1998; Tedesco et al., 2005). En general, se sugiere que la diversidad local de las comunidades de agua dulce es determinada por procesos regionales (Griffiths, 1997; Oberdorff et al., 1998; Irz et al., 2004), sin embargo el conocimiento ecológico de estos ensambles sigue restringido a estudios de los factores que las influencian a finas escalas espaciales (Eikaas et al. 2005).

Los estudios que buscan relaciones especies-ambiente a múltiples escalas para las comunidades lóticas del Trópico son escasos, sin embargo en la tabla 1 se resumen algunas de las variables que se han encontrado importantes en la estructuración de los ensambles. La mayoría de estudios muestran que los ensamblajes están estructurados por condiciones locales del microhábitat, hábitat y tramo relacionados principalmente con la geomorfología del cauce, hidrología y fisicoquímica del agua. A una escala mayor las variables más importantes son las relacionadas con la posición del ensamblaje en la cuenca, gradientes longitudinales y clima. Sin embargo, estos estudios no han llegado a incorporar la interacción de variables que actúan a diferentes escalas. La biota y las condiciones ambientales a una escala local dependen de características regionales o de la cuenca (e.g. Brazner et al. 2005) y la combinación de los efectos de los factores abióticos a través de

diferentes escalas espaciales a menudo explica una gran proporción de la variación de los ensambles (Wang et al. 2003; Johnson et al. 2007; Stewart-Koster et al. 2007). Aun cuando estos han mostrado ser muy importantes en otros sistemas, en la Tabla 1 se puede notar que los estudios que han usado factores a la escala del paisaje para explicar la variación de los ensambles hidrobiológicos en los arroyos costeros son pocos. La variación de los ensambles locales comúnmente corresponde a la variación en características del paisaje (Angermeier & Winston, 1999), particularmente en paisajes con alto grado de conversión a usos antrópicos (Roth et al. 1996; Allan et al. 1997; Wang et al. 2003). En paisajes altamente intervenidos por el hombre, las condiciones a grandes escalas han mostrado ser más importantes que las condiciones locales para los peces de agua dulce (Allan et al. 1997). Un patrón similar fue encontrado por Esselman (2010) en Mesoamérica, donde la conversión del suelo a nivel de la cuenca resultó ser más importante para explicar la variación en los ensambles de peces que factores a nivel del tramo.

Tabla 1. Revisión de los factores que influencian la distribución de los ensambles de peces y camarones costeros e insulares tropicales. Estos son resumidos jerárquicamente de microhábitat a red de drenaje

Definición del grano	Escala	Factores de importancia	Referencia
Escala fina	Microhábitat	Tipos de sustrato Rugosidad de los sustratos	Pyron et al. (1999); Iwata et al. (2003); Mazzoni y Iglesias-Rios (2002).
	Hábitat	Velocidad del agua La profundidad La vegetación ribereña Las grandes rocas Detrito. Estructura del cauce. Salinidad. Fisicoquímica del agua.	Benbow et al. (2002); Fossati et al. (2002); Keith y Vigneux (1997); Pyron et al. (1999); Iwata et al. (2003); Fiévet (1999a); Kikkert et al (2009); Gorman y Karr (1978); Angermeier y Schlosser (1989); Winemiller (1983); Schmitter-Soto y Gamboa-Perez (1996); Esselman et al. (2006).

Escala gruesa	Tramo	La altitud El régimen de caudal La vegetación ribereña La morfología El uso de la tierra Las tormentas Las represas La extracción de agua Las grandes rocas Las cascadas La intensidad lumínica La fisicoquímica del agua La disponibilidad y calidad de unidades geomorfológicas.	Iwata et al. (2003); Fièvet et al. (1999a, 1999b, 2001); March et al. (1998); Resh et al. (1990), Marquet (1991); Fossati et al. (1998); Fossati et al. (2002); Covitch et al. (2008); Pyron et al. (1999); Kikkert et al (2009); McIntosh (2008); Hulsman et al. (2008); Casatti, et al (2006); Lorion y Kennedy (2011); Hein et al. (2010).
	Paisaje	Clima La hidrología Conectividad con el mar Distancia al mar Geología superficial. Gradientes longitudinales. Uso del suelo.	Benstead et al. (2000); Iguchi (2007); Lyons y Schneider (1990); Schmitter-Soto y Gamboa-Perez (1996); Esselman et al. (2006); Angermeier y Karr (1983); Winemiller y Leslie (1992); Esselman y Allan (2010).

Uno de los objetivos de este trabajo es investigar la influencia de factores geomorfológicos, fisicoquímicos y de cobertura del suelo a la escala del tramo y del paisaje sobre la composición de peces y camarones en arroyos en la planicie costera del Caribe Colombiano. Basado en los estudios revisados arriba, se exploró la posible explicación de la naturaleza de las influencias de factores abióticos que operan a múltiples escalas sobre los peces de agua dulce en un paisaje altamente transformado. **La segunda hipótesis de trabajo es que a la escala del paisaje, el tipo de uso de suelo será responsable de una mayor variación en los ensambles de camarones y peces debido a los altos niveles de transformación antropogénica de la región.**

1.3. LA ANFÍDROMIA COMO POSIBLE CONTROL DE LA COMPOSICIÓN DE LA COMUNIDAD EN LOS ARROYOS COSTEROS DEL BOSQUE SECO DE LA PLANICIE DEL CARIBE COLOMBIANO:

Los arroyos costeros e insulares tropicales son generalmente más pobres en especies que sus contrapartes continentales y están caracterizados por tener una mayor proporción de especies anfídromas que primarias o no-anfídromas (Smith et al., 2003). El término anfídromia se refiere a un tipo especial de diadromia, las especies diadromas son aquellas que presentan migraciones sincronizadas relacionadas con sus estadios de vida entre aguas continentales y marinas (Myers 1949). En las especies anfídromas en particular los embriones eclosionados son transportados aguas abajo por el arroyo hacia al mar, donde se desarrollan como larva pelágica y luego regresan a los arroyos como postlarvas

(McDowall, 2007). Las especies anfídromas están prácticamente ausentes en los grandes ríos continentales. Las larvas recién eclosionadas de las especies anfídromas consumen plancton oceánico y están fisiológicamente adaptadas para su desarrollo en agua salada, por lo que su transporte rápido desde el río al mar es esencial para aumentar la sobrevivencia de larvas (Bauer, 2013; Yokoi y Hosoya, 2005; Iguchi y Mizuno, 1999; Keith, 2003). En consecuencia los ríos con velocidades de flujo baja, planicies de baja pendiente y estuarios de grandes dimensiones son barreras impenetrables para la migración, lo que lleva a que las larvas mueran de inanición antes de alcanzar el océano (McDowall, 2007). De acuerdo a lo anterior, solo arroyos costeros de gran pendiente y rápido flujo que drenen directamente al océano pueden proveer un hábitat apropiado para muchas especies anfídromas. La anfídromia confiere adaptaciones importantes para ambientes de alta variabilidad hidrológica que por su naturaleza estacional presentan períodos de largas sequías en el año y dejan de ser habitables. La fase pelágica de las especies marinas les permite a las poblaciones la recolonización de ambientes efímeros o estacionales al ser un mecanismo clave dispersión y colonización (McDowall, 2010).

En ambas costas de Colombia desembocan grandes ríos típicos de grandes masas continentales y a su vez pequeños arroyos costeros que drenan serranías costeras. Estos últimos sistemas son similares en geomorfología e hidrología a Mesoamérica y las islas del Caribe en el tamaño pequeño de sus cuencas, alta pendiente y en que descargan directamente al mar sin pasar por grandes planicies y estuarios (Blanco et al. 2013). Como se planteó en la primera sección de esta introducción, la ictiofauna de Colombia es principalmente conocida a través de muestreos en los grandes ríos y sus redes de drenaje. La riqueza de especies en estos grandes ríos se puede considerar alta (Mojica, 1999) en comparación con los arroyos de Mesoamérica (Winemiller, 1983; Garces y Garcia, 2007; Esselman, 2010) y las Antillas (Fievet, 2001; Debrot, 2003; Hein et al. 2011), y además la comunidad de peces de agua dulce está compuesta en su mayoría por especies no-diadromas. En contraste los arroyos costeros permanecen poco estudiados, sin embargo para diferentes arroyos que drenan las serranías costeras como las del Baudó, Darién, Abibe y la Sierra Nevada de Santa Marta (SNSM) se ha reportado la presencia de especies anfídromas (Escobar-Sierra y J. F. Blanco, observaciones personales 2010-2011, Carvajal-Quintero, 2011; Eslava y Vesga, 2011; *Sycidium snsma*). La costa norte de Australia y las islas del Pacífico Oriental parecen ser un sistema similar a este, donde la hidrología y geomorfología de un sistema que drena una serranía costera es similar a la de un sistema insular. En un estudio reciente Thuesen et al. (2011), encontró que la composición de la comunidad íctica en la costa tropical Australiana comparte hasta un 79% de sus especies con las distantes islas del pacífico y la mayoría de ellas son especies con historia de vida anfídroma.

En el presente estudio realizamos el primer muestreo estandarizado de peces para los arroyos que drenan la vertiente occidental de la Serranía de San Jacinto en la parte central de la planicie costera del Caribe colombiano, para comparar su composición con la de otros arroyos costeros de costeros de Colombia, Mesoamérica y las Antillas. **La tercera**

hipótesis plantea que la ictiofauna de los arroyos de la Serranía de San Jacinto es más similar a la de Mesoamérica y las islas del Caribe que a la de otros arroyos costeros de Colombia. Esto podría atribuirse a que a pesar de la naturaleza estacional de los arroyos que drenan la Serranía de San Jacinto, estos sistemas permanecen conectados con el mar y son geomorfológicamente similares a los arroyos de Mesoamérica y el Caribe.

2. MATERIALES Y METODOS

2.1. ÁREA DE ESTUDIO

Este estudio se llevó a cabo en el área rural del municipio de San Onofre (1089 km^2 , fundada en 1774) (Sucre), y se centró en varias redes de drenaje intermitentes y de flujo permanente que drenan hacia el Golfo de Morrosquillo (Figura 1) desde la Serranía de San Jacinto la cual es un sistema costero de baja elevación (300 msnm). Estas redes cruzan las Sabanas de Mucacal, la planicie aluvial no inundada, y piedemontes de baja pendiente dominados por sedimentos de arena-arcillosa. Una capa gruesa y profunda de arcilla retiene el flujo subsuperficial, pero también aísla el flujo superficial de las aguas subterráneas en el lecho de roca kárstica del Acuífero de Morrosquillo (IGAC-Gobernación de Sucre, 2003).

El balance negativo de agua superficial promueve regímenes de flujo intermitente y marcadamente estacionales en la mayoría de los arroyos y quebradas. Muchos cursos de agua efímeros también se extienden sobre el relieve suave durante las lluvias fuertes y tormentas de la temporada de lluvias. La red de medición de caudal en la región es deficiente e hidrógrafas sólo están disponibles para algunos arroyos permanentes y ríos en la parte norte del departamento.

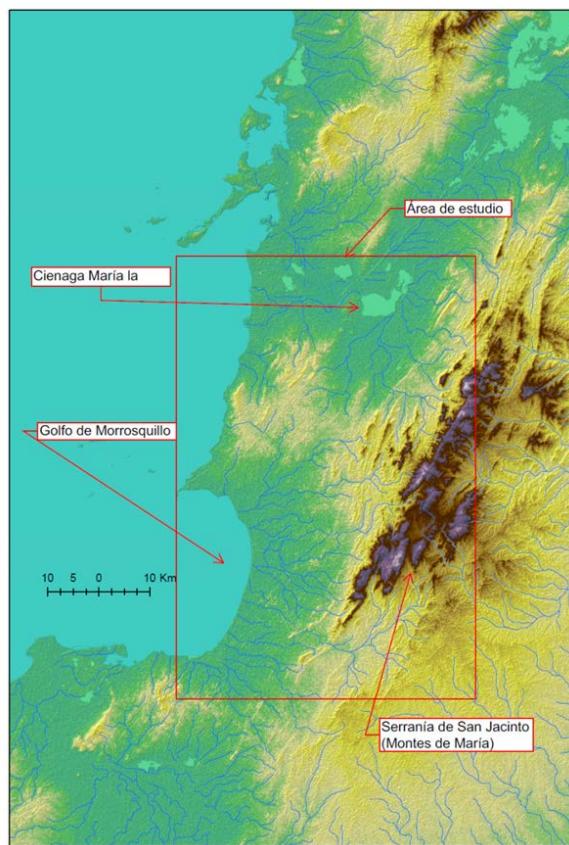


Figura 1. Ubicación de la zona de estudio y algunos de los cursos de agua a muestrear dentro de ella. (Elaborado por Ricardo Pérez grupo ELICE)

La precipitación es unimodal y marcadamente estacional (época seca: de noviembre a abril: <40 mm / mes; temporada de lluvias: de mayo a octubre: > 120 mm / mes) en toda la región de San Onofre. Sin embargo condiciones de transición son observadas en abril y noviembre (60 a 80 mm / mes) (Figura 2). Aunque la zona de vida original corresponde a bosques secos o estacionalmente secos, la mayor parte de la superficie boscosa original ha sido convertida en pastos, cultivos y matorrales secundarios. De acuerdo con el IGAC-Gobernación de Sucre (2003) la transformación del paisaje en las sabanas y serranías se clasifica como alta debido a las actividades productivas. La deforestación es un problema importante en ambas subunidades del paisaje.

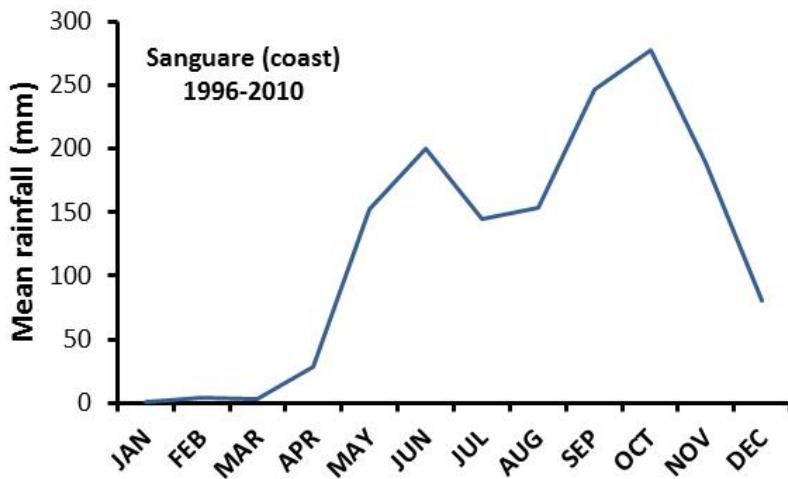


Figura 2. Comportamiento de la precipitación anual en la zona de muestreo desde el año 1996-2010.

2.2. COLECCIÓN DE DATOS

Para acceder al efecto de la variación de las características de los cuerpos de agua sobre sus ensambles de peces y camarones, no se tuvo en cuenta la variación temporal de estas características, sino más bien la variación de estas en el espacio. Por lo que el muestreo se realizó en un periodo continuo de dos meses abarcando un amplio rango geográfico y cursos de agua con diversas condiciones, en el periodo correspondiente a la época seca para la zona (Octubre-Noviembre, 2012).

En una salida preliminar se escogieron los puntos de muestreo de acuerdo a criterios como la facilidad de acceso y la presencia de un caudal que permitiera el muestreo. Una primera zona que comprende 15 arroyos estacionales en la planicie costera (Figura 3a) con 15 puntos de muestreo en las intersecciones con la carretera de manera que fueran representativos del paisaje. Una segunda zona en 5 arroyos estacionales costeros con desembocadura al Golfo de Morrosquillo en los que se escogieron 16 puntos (Figura 3b) para muestreo de camarones y peces, los puntos fueron escogidos de manera que cubrieran el gradiente longitudinal de cada arroyo con al menos un punto aguas arriba y otro aguas abajo. La zona 2 fue delimitada por ser la presencia de camarones en muestreo preliminar.

Para realizar los muestreos de individuos y características ambientales, se delimitó en cada punto un tramo de 20 veces el ancho medio del canal húmedo que fuese representativo de las condiciones del hábitat por varios cientos de metros, tanto río abajo como arriba (Figura 4b).

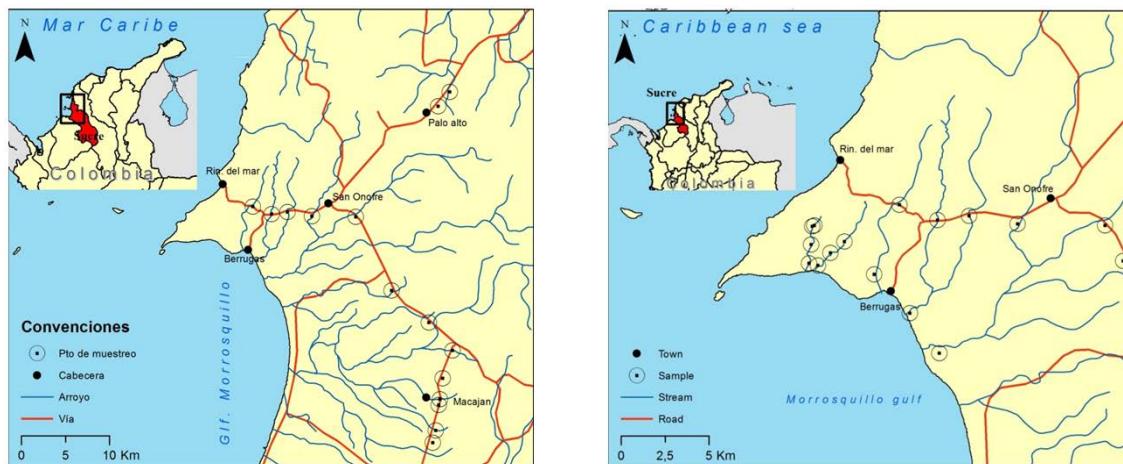


Figura 3. Izquierda: Zona 1, tramos interiores con intersección con la vía principal Tolú viejo-Cartagena (Solo muestreo peces). Derecha: Zona 2, tramos costeros con desembocadura al norte del Golfo de Morrosquillo (Muestreo camarones y peces).

2.3. COLECCIÓN DE ESPECIMENES

Para obtener las variables descriptivas de la estructura y composición de los ensambles de peces y camarones, se colectaron individuos en seis puntos equidistantes en cada tramo (Figura 4) para ambas zonas muestreadas. Para aumentar la probabilidad de captura de diferentes especies y tamaños se usaron tanto métodos activos como pasivos y muestreos diurnos y nocturnos. Para los camarones se usaron, tres tipos de trampa en todos los sitios, trampas *Gee minnow* de malla de alambre con un diámetro de 3 cm, otras con 5 cm de diámetro y por último trampas cilíndricas grandes (35 cm diámetro por 65 cm de largo) con un diámetro de apertura de 13 cm. Cada trampa fue cebado con 22g de comida para perro y puesta de un día para otro (Hein et al., 2011). Para la captura de peces se usó una combinación de atarraya con 1cm de ojo de malla y 3m de diámetro (con esfuerzo de 30 lances por tramo) y las mismas trampas estacionarios usadas con los camarones.

Una vez capturados, los especímenes fueron anestesiados en campo, en una solución de mentol (150 mg l⁻¹) durante 10 minutos y luego fijados en formol (10%). En el laboratorio fueron preservados en alcohol (75%) para el caso de los peces y en alcohol (90%) para el de los camarones. Los especímenes fueron identificados a nivel de especie cuando fue posible, según claves taxonómicas (Dahl, 1971; Maldonado-Ocampo et al., 2005; Carvacho y Carvacho, 1976; Valencia y Campos, 2007) y recursos en línea como fishbase.org. Una vez identificados, los especímenes fueron depositados en la Colección de Ictiología de la Universidad de Antioquia CIUA.



Figura 4. Métodos usados para la colección de camarones y peces.

Colección de variables predictivas

Teniendo como criterio su relevancia para explicar la distribución de los ensambles de camarones y peces (Tabla 1) y las restricciones logísticas y presupuestales a las que está sujeta este estudio se escogió un conjunto de variables para su evaluación (Tabla 4). Las variables escogidas operan a dos escalas, escala del tramo y escala del paisaje. Para la medición de las primeras, cada tramo fue dividido a lo largo, en seis puntos equidistantes (Figura 5), esto previo a la colecta de organismos. En estos puntos se tomaron medidas geomorfológicas del cauce como ancho del cauce y altura de las bancas usando una lienza y la profundidad usando una vara de longitud conocida. Posteriormente, en cada uno de estos puntos se registrarán variables fisicoquímicas con una sonda multi-paramétrica portátil (YSI) en el centro del cauce húmedo, la temperatura ($^{\circ}\text{C}$), conductividad (μScm^{-1}), oxígeno disuelto (mgL^{-1}) y pH. Para todas estas variables se registró el promedio de las mediciones para el tramo. Cabe anotar que para la zona 2 no se pudo registrar el pH por un daño en la celda del pHmetro que no pudo ser reparado en campo.

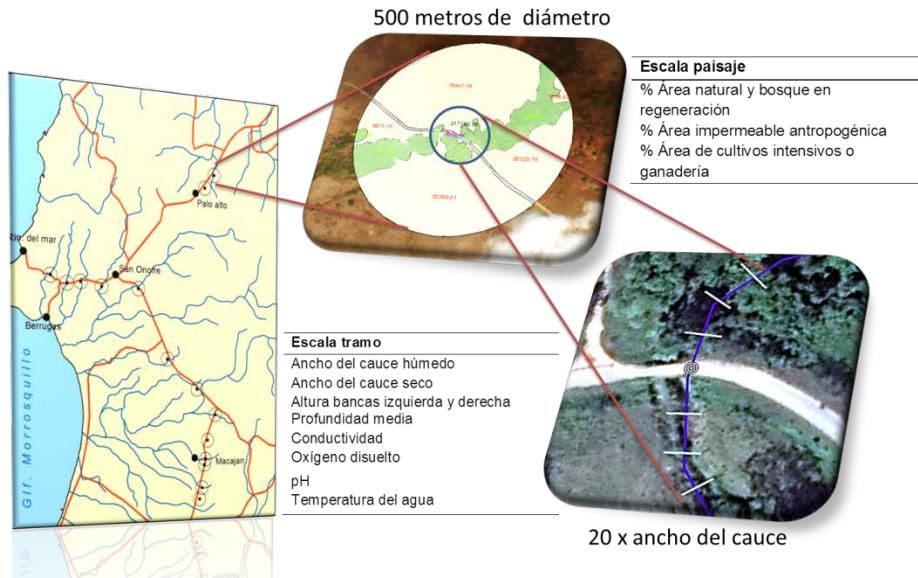


Figura 5. Métodos usados para la colección de variables predictivas a la escala del tramo y del paisaje.

Con el fin de obtener las variables que operan a escala del paisaje las coordenadas geográficas fueron tomadas en el centro de cada transepto usando un sistema de posicionamiento global (Garmin GPSMAP 71CSx). A partir del punto generado por cada una de las coordenadas tomadas, se generó un buffer de 500m de diámetro en el software ArcGis 10 (Figura 5). En el mismo software se delimitaron los polígonos de los tres diferentes usos de suelo dentro de cada uno de los buffers a partir de fotografías satelitales de Google y Bing. El área de cada tipo de cobertura dentro cada buffer fue estimado y expresado como porcentaje (Tabla 2).

Tabla 2. Conjunto de variables predictivas escogidas para su evaluación en este estudio.

*La distancia al mar fue medida solo para la zona 2.

Escala del tramo	Escala del paisaje
Ancho medio del cauce húmedo	% Zona de área natural y bosque en regeneración
Ancho medio del cauce seco	% Zona Urbana
Altura bancas izquierda y derecha	% Zona de cultivos intensivos o ganadería
Profundidad media	Distancia al mar*
Conductividad	
Oxígeno disuelto	
pH	
Temperatura media del agua	

3. ANÁLISIS

3.1. PECES

Para evaluar la riqueza de especies de peces y validar si el esfuerzo de muestreo fue suficiente para representar la riqueza de especies esperadas a nivel regional, se generó una curva de acumulación con los datos de presencia ausencia de especies de peces para cada una de las dos zonas muestreadas. Este análisis se llevó a cabo en el software PAST 2.17 el cual implementa la solución analítica "Mao tau", como desviación estándar. En la gráfica que genera, el error estándar es convertido a intervalos de confianza del 95% (Hammer, 2001) y representado en dos líneas paralelas a la central. El procedimiento de la curva de acumulación es aplicable cuando un numero de muestras está disponible, del cual la riqueza de especies se puede estimar como función del número de muestras (Colwell et al. 2004), como es el caso. La grafica de las curvas de acumulación registra la taza a la cual nuevas especies (y) son añadidas con un esfuerzo de muestreo continuo (x) (Thompson et al., 2003).

3.1.1. Co-ocurrencia

Los patrones de co-ocurrencia de especies se examinaron en múltiples escalas mediante la comparación de Valores-C (C-scores) calculados a partir de la matriz de presencia-ausencia de especies con una distribución nula basada en 5000 permutaciones de Monte Carlo, y fueron calculados utilizando EcoSim (Gotelli y Entsminger, 2001). El Valor-C es el número medio de unidades de tablero de ajedrez (CU) observado entre todos los posibles pares de especies: un índice de la tendencia de las especies a no co-ocurrir (Stone & Roberts, 1990). En el análisis de modelos nulos, el total de filas y columnas originales se mantuvo constante, mientras que la composición dentro de las filas y columnas se dejó al azar. Este algoritmo tiene buenas propiedades de tipo 1, una baja probabilidad de falso rechazo de una hipótesis nula, mientras mantiene el poder suficiente para detectar patrones no aleatorios en los conjuntos de datos ruidosos (Gotelli, 2000; Gotelli y Entsminger, 2001). Un Valor-C medio observado significativamente mayor que el simulado para todo el conjunto de datos indica una estructuración a escala regional no aleatoria.

3.1.2. Riqueza y factores ambientales

Para examinar la asociación entre la composición de los ensamblajes de peces y las variables ambientales para cada zona, utilizamos el Análisis de correspondencia canónica (ACC). Los ejes de la ordenación que genera este análisis son combinaciones lineares de variables ambientales. El ACC es entonces considerado un análisis de gradiente directo, ya que los gradientes ambientales son conocidos *a priori* y la presencia-ausencia de especies se considera una respuesta a este gradiente (Legendre & Legendre 1998). El ACC ayuda en el reconocimiento y descripción de patrones en datos multivariados; el diagrama que genera muestra como la composición del ensamble varía de acuerdo con las condiciones

ambientales, al combinar los datos de muestreo, especies y variables ambientales en una ilustración bidimensional (ter Braak and Smilauer 1998).

Previo al análisis, las variables expresadas a manera de proporción fueron transformadas usando la función arco-seno raíz cuadrada para mejorar la normalidad. De la misma manera, las variables temperatura media, distancia al mar, altura de la banca, profundidad media, ancho húmedo y ancho seco fueron transformadas en base a log10. Solo los primeros dos ejes canónicos fueron mantenidos, estos dos ejes ortogonales son construidos de tal manera que logran explicar la mayor variación en los datos ambientales, con el Eje 1 siendo más explicativo que el Eje 2. Se usaron los datos de presencia-ausencia de especies, ya que el ACC no se ve afectados adversamente por el uso de matrices de datos que contengan un gran número de ceros, y los puntajes de los ejes resultantes mantienen distancias relativas entre las muestras (Palmer, 1993). Estas cualidades hacen de esta técnica multivariada sensible para análisis de estructura de comunidad dentro y a través de escalas geográficas (Jackson & Harvey, 1989).

3.1.3. Riqueza regional en el Caribe sur

Para interpretar la similitud entre los patrones de composición taxonómica en la zona de estudio y otros sistemas costeros de Colombia y el Caribe sur se usó el análisis de agrupamiento o clasificación (Ludwig y Reynolds, 1988). A partir de datos de composición taxonómica presentes en la literatura se creó una matriz de datos binaria, con datos de presencia-ausencia a nivel de familia para las siguientes unidades geográficas: el Chocó biogeográfico, Caribe colombiano, Centroamérica y las Antillas. El índice de similitud de Dice (Sorensen) fue calculado entre cada posible par de muestras, y el resultado del agrupamiento fue representado gráficamente en un dendrograma usando el Sofware PAST 2.17. El índice de similitud escogido, tiene más fortaleza para tratar datos de presencia-ausencia, pues pone más peso en las presencias conjuntas que a los errores (Hammer, et al. 2001).

3.2. CAMARONES

Para evaluar el esfuerzo de muestreo y la riqueza de camarones se usó una curva de acumulación con un procedimiento idéntico al realizado en el análisis de los datos de peces. Con el fin de comparar la abundancia de las diferentes especies de camarones, el número promedio de individuos por cada especie se representó con su desviación estándar en una gráfica de barras, debido a que tuvieron baja frecuencia en el muestreo. Finalmente se usaron los datos de abundancia de la especie con más individuos capturados en todo el muestreo y se examinó su relación con los datos ambientales tomados para cada sitio usando un análisis de regresión simple (Referencia). Los datos de abundancia de cada punto se usaron como variable dependiente y los valores de los factores ambientales para cada punto como independientes. Para el análisis solo se retuvieron las variables ambientales que no mostraron ser redundantes.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN:

4.1. PECES

4.1.1. Composición de especies

Un total de 906 especímenes pertenecientes a 17 especies fueron colectados en los 15 tramos estudiados en la zona 1 o tramos internos. Los taxa más abundantes fueron Characiformes, Perciformes y Cyprinodontiformes. La familia Characidae cuenta con más del 50% de las especies seguido de Ciclidae y Poecilidae. A nivel de especies, *Astyanax fasciatus* fue la más abundante seguida de *Andinoacara latifrons* y *Poecilia caucana* (Tabla 3). Mientras que para la zona 2 o tramos costeros, se colectaron un total de 566 especímenes, pertenecientes a veinticuatro especies. Los taxa más abundantes fueron Characiformes y Perciformes. Como en la zona 1 la familia Characidae fue la más abundante (39,4), pero esta vez seguida de Curimatidae. A nivel de especies fue *Cyphocharax magdalena* la más abundante, seguida de *Astyanax fasciatus* (Tabla 4). Este patrón de composición es difícil de comparar en el contexto del Caribe colombiano, ya que no existen datos publicados para sistemas similares. Los ríos costeros en planicies costeras del Caribe Colombiano que han sido estudiados, son sistemas de mayor magnitud, con longitudes en el orden de los cientos de kilómetros, gran cantidad de afluentes y grandes sistemas estuarinos. Estos sistemas cuentan con una riqueza de especies muy superior, a la de nuestra área de estudio, como son ejemplo el Ranchería (Mojica et al. 2006): 67 spp, San Juan (Agudelo-Zamora et al. 2010): 38 spp y León (Román-Valencia & Acero 1992): 40 spp.

Tabla 3. Abundancia relativa en los diferentes niveles taxonómicos de los peces colectados en la zona 1 o tramos internos. La abundancia esta expresada como porcentaje. Se presentan los códigos con los que se reconocerán las especies en otros análisis.

Orden (Abund %)	Familia (Abund %)	Especie	Cod	Abund
Characiformes (57,99)	Characidae (50,13)	<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	ASF	30,6
		<i>Astyanax magdalena</i> (Eigenmann y Henn, 1916)	ASM	5,36
		<i>Gephyrocharax melanocheir</i> (Eigenmann, 1912)	GEM	3,46
		<i>Roeboides dayi</i> (Steindachner, 1878)	ROD	10,72
	Ctenoluciidae (0,17)	<i>Ctenolucius hujeta</i> (Valenciennes, 1837)	CTH	0,17

		1850)		
	Curimatidae (6,4)	<i>Cyphocharax magdalena</i> ae (Steindachner, 1878)	CYM	6,4
	Erythrinidae (0,61)	<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	HOM	0,61
	Gasteropelecidae (0,69)	<i>Gasteropelecus maculatus</i> (Steindachner, 1879)	GAM	0,69
Cyprinodontiformes (13,31)	Poeciliidae (13,31)	<i>Poecilia caucana</i> (Steindachner, 1880)	POC	13,31
Elopiformes (0,52)	Megalopidae (0,52)	<i>Megalops atlanticus</i> (Valenciennes, 1847)	MEA	0,52
Perciformes (20,14)	Cichlidae (20,14)	<i>Andinoacara latifrons</i> (Steindachner, 1878)	ALA	16,77
		<i>Caquetaia kraussii</i> (Steindachner, 1878)	CAK	3,37
Siluriformes (8,04)	Aspredinidae (0,35)	<i>Xyliphius magdalena</i> ae Eigenmann, 1912	XYM	0,35
	Heptapteridae (3,72)	<i>Pimelodella chagresi</i> (Steindachner, 1877)	PIC	3,11
		<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	RHQ	0,61
	Loricariidae (2,85)	<i>Hypostomus hondae</i> (Regan, 1912)	HYH	1,04
		<i>Sturisomatichthys leightoni</i> (Regan, 1912)	STL	1,82

Tabla 4. Abundancia relativa en los diferentes niveles taxonómicos de los peces colectados en la zona 2 o tramos costeros. La abundancia esta expresada como porcentaje. Se presentan los códigos con los que se reconocerán las especies en otros análisis.

Order (Abund%)	Families (Abund %)	Species	Code	Abund %
Characiformes (63,44)	Characidae (39,43)	<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	ASF	17,38
		<i>Astyanax magdalena</i> ae (Eigenmann y Henn, 1916)	ASM	5,36
		<i>Gephyrocharax melanocheir</i>	GEM	0,36

		(Eigenmann, 1912)		
		<i>Roeboides dayi</i> (Steindachner, 1878)	ROD	15,05
		<i>Cyphocharax magdalenae</i> (Steindachner, 1878)	CYM	23,48
	Curimatidae (23,48)	<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	HOM	0,54
	Erythrinidae (0,54)	<i>Anchovia clupeoides</i> (Swainson, 1839)	ANC	1,43
Clupeiformes (1,43)	Engraulidae (1,43)	<i>Poecilia caucana</i> (Steindachner, 1880)	POC	5,56
Cyprinodontiformes (5,56)	Poeciliidae (5,56)	<i>Elops saurus</i> (Linnaeus, 1766)	ELS	0,18
Elopiformes (1,25)	Elopidae (0,18)	<i>Megalops atlanticus</i> (Valenciennes, 1847)	MEA	1,08
	Megalopidae (1,08)	<i>Centropomus undecimalis</i> (Bloch, 1792)	CEU	0,90
	Centropomidae (0,90)	<i>Andinoacara latifrons</i> (Steindachner, 1878)	ANL	8,24
Perciformes (18,64)	Cichlidae (8,24)	<i>Caquetaia kraussii</i> (Steindachner, 1878)	CAK	5,20
	Eleotridae (7,89)	<i>Dormitator maculatus</i> (Bloch, 1792)	DOM	7,89
	Gerreidae (1,08)	<i>Diapterus rhombeus</i> (Cuvier, 1829)	DIR	1,08
	Gobiidae (0,54)	Sp1	SP1	0,54
Pleuronectiformes (0,54)	Achiridae (0,54)	<i>Achirus achirus</i> (Linnaeus, 1758)	ACA	0,54
Siluriformes (9,14)	Ariidae (0,90)	<i>Ariopsis sp.</i>	NOB	0,90
	Callichthyidae (2,33)	<i>Hoplosternum magdalenae</i> (Eigenmann, 1913)	CAF	2,33
	Heptapteridae (3,23)	<i>Pimelodella chagresi</i> (Steindachner, 1877)	PIC	2,51
	Loricariidae (2,69)	<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy y Gaimard, 1824)	RHQ	0,72
		<i>Hypostomus hondae</i> (Regan, 1912)	HYH	0,36
		<i>Sturisomatichthys leightoni</i> (Regan, 1912)	STL	2,33

El esfuerzo de muestreo fue suficiente para acceder a la riqueza en ambas zonas, como se muestra en ambas curvas de rarefacción (figura 6 y 7). Aun cuando no se alcanza una asintota completa, la baja pendiente indica que no sería de esperar gran cantidad de especies nuevas en nuevos esfuerzos de muestro. Sin embargo, es recomendable para próximos estudios el uso de una combinación de otras técnicas diferentes que puedan mejorar la eficiencia de muestreo y ayudar en la captura de organismos crípticos, como es el caso de la electro-pesca. Este método es considerado uno de los más adecuados para obtener datos cuantitativos de poblaciones y comunidades de peces en sistemas lóticos (Kelso & Rutherford, 1996 y Mazzoni et al. 2000). Para otros sistemas costeros similares a los de la Serranía de San Jacinto existen metodologías de muestreo estandarizadas (e.g Mazzoni et al. 2000, King y Crook, 2000 y Fievet et al. 1999) que servirían de base para su

implementación en nuestro sistema de estudio y permitirían valiosas comparaciones a nivel del trópico y zonas templadas.

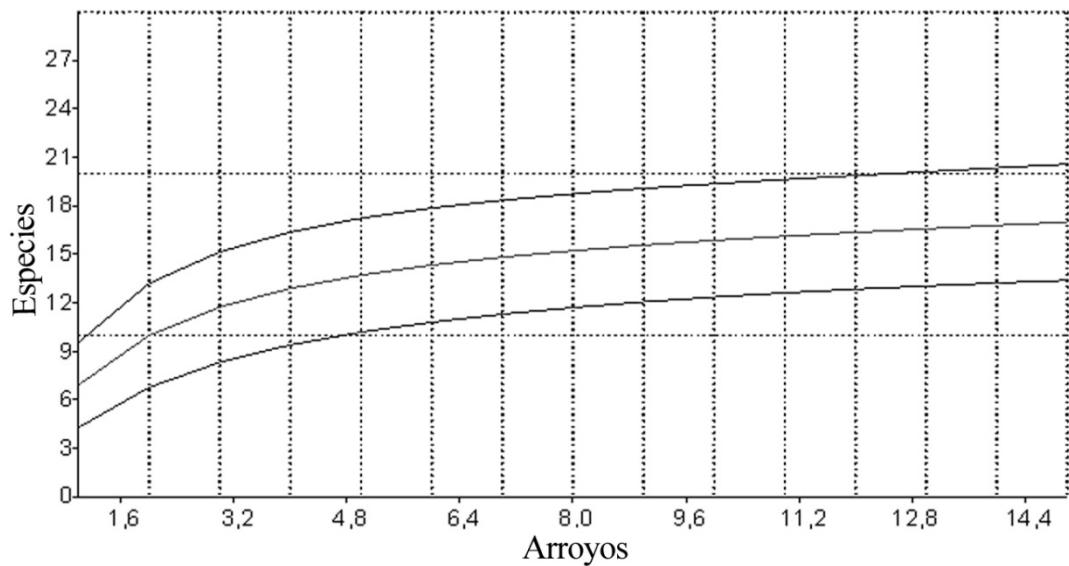


Figura 6. Curva de acumulación para el muestreo en la zona 1 o tramos interiores. El eje Y esta expresado como riqueza de especies y el X corresponde al número de sitios muestreado.

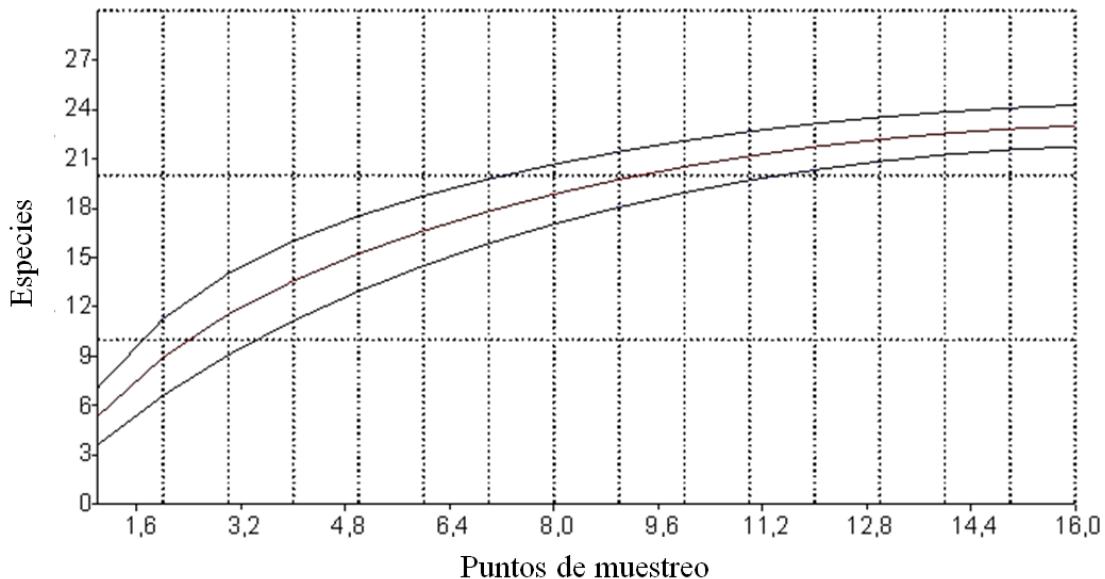


Figura 7. Curva de acumulación para el muestreo en la zona 2 o tramos costeros. El eje Y esta expresado como riqueza de especies y el X corresponde al número de sitios muestreado.

4.1.2. Co-ocurrencia

Los patrones de composición de especies para ambas zonas muestreadas en la Serranía de San Jacinto en el contexto Neotropical se ajustan a lo planteado en el modelo de filtro ambiental (Poff y Ward 1990), donde los procesos que operan a una gran escala como la especiación, migración y dispersión determinan la composición de la comunidad de la región. Además, a una escala local, los patrones de composición de los ensambles de especies reflejan una organización determinada por filtros ecológicos que operan a una escala más fina. Esto se evidencia en los resultados del análisis de co-ocurrencia, donde el valor-C medio observado de 5,03676 para la región, fue significativamente superior que el valor simulado de 4,76591 ($P < 0.01393$), lo cual indica un arreglo no aleatorio de la comunidad.

Estos patrones negativos de co-ocurrencia a la escala regional son debidos a diferencias en la composición de los ensambles de peces de los diferentes arroyos muestreados. Esta diferencia en composición de especies de peces entre los ensambles de peces de diferentes arroyos que distan entre sí por cortas distancias, puede ser explicada debido a que las características físicas del hábitat y sus atributos difieren geográficamente por procesos biogeo-climáticas que restringen la estructura del hábitat lótico y su estabilidad y que influencia la variabilidad fisicoquímica y los patrones de disturbio (Sequia e inundación) (Poff, 1997). La baja abundancia o ausencia de una especie en una de las localidades, es un reflejo de la acción de filtros selectivos, que son esencialmente características del hábitat, y que pueden ser definidos a cualquier escala (Chessman, 2004). Con el análisis de Co-ocurrencia se puede inferir que los patrones locales de composición de especies en la serranía de San Jacinto están siendo influenciados por filtros ambientales, por lo que con el análisis multivariado se intentó describir los patrones de esta interacción usando factores ambientales a múltiples escalas, que han mostrado operar como filtros ecológicos en otros estudios.

4.1.3. Relaciones especie-ambiente

El ACC para la zona 1 o tramos interiores, explico un 62,47 % de la varianza en la distribución de especies en sus dos primeros ejes (41,5% y 20,97%, respectivamente; Fig. 8). En la formación del eje 1 contribuyen gradientes en variables como: Oxígeno disuelto, Cauce húmedo y altura de la banca. Sin embargo cabe notar que para este eje tienen más peso gradientes que operan a una escala mayor como son el cambio en el porcentaje de coberturas de bosque y área impermeable. Para la formación del eje 2, los gradientes con más peso corresponden a variables que operan a la escala del tramo, como la conductividad y profundidad, aunque el porcentaje de cobertura de agricultura es importante para separar un grupo de especies. El ACC para la zona 2 o tramos costeros, explico un 43,67 % de la varianza en la distribución de especies en sus dos primeros ejes (24,45% y 18,72%, respectivamente; Fig. 9). En la formación del eje 1 contribuyen gradientes en variables como: la salinidad, la profundidad y el % de área impermeable. Cabe notar que para este eje

tienen más peso gradientes que operan a la escala del tramo como son el cambio en salinidad y profundidad. Para la formación del eje 2, los gradientes con más peso corresponden a variables que operan a la escala del tramo, como la altura de la banca y la temperatura, aunque la distancia al mar es importante para separar un grupo de especies.

De acuerdo a la ordenación de las especies de peces y las variables ambientales separamos algunos grupos de tramos de manera cualitativa en las dos zonas muestreadas. Para la zona 1, el primer grupo de tramos, en el que una variable antropogénica como el porcentaje de área impermeable influencia la formación de un ensamble particular formado por dos especies. Un segundo grupo formado por cinco tramos, en el cual el porcentaje de cobertura de bosque, la conductividad y la profundidad influencian la distribución de un ensamble constituido por 7 especies. Finalmente, un tercer grupo de tramos en el cual la distribución de un ensamble de unas 6 especies es influenciado por el porcentaje de cobertura de suelo de agricultura. Para la zona 2 en el primer grupo de tramos, la salinidad y la profundidad influencia la formación de un ensamble particular formado por seis especies, este grupo particular corresponde a pequeños estuarios. Un segundo grupo formado por tramos, en los cuales el porcentaje de cobertura de impermeable, la altura sobre el nivel el mar y la conductividad influencian la presencia de un ensamble constituido por 7 especies. Finalmente, un tercer grupo de tramos en el cual la distribución de un ensamble de unas 5 especies es influenciado por la altura de la banca y la distancia al mar.

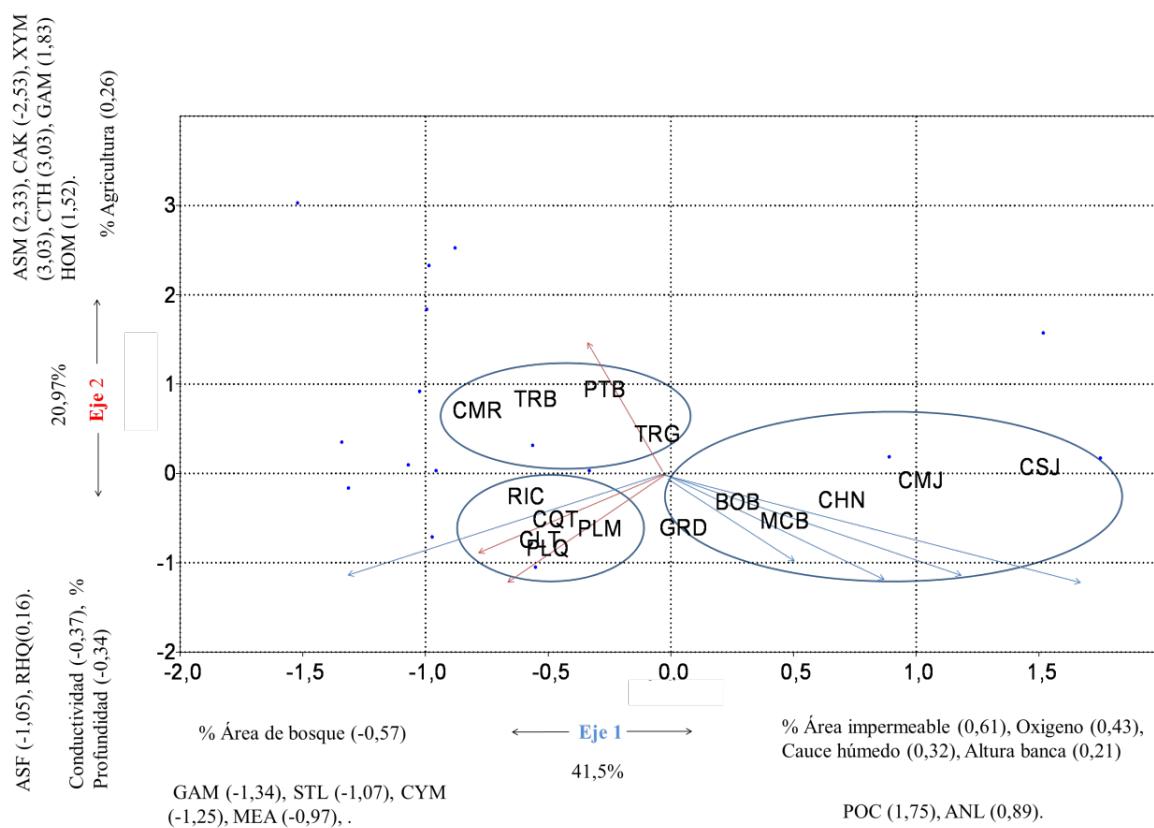


Figura 8. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) para la matriz de especies y variables ambientales a múltiples escalas en la zona 1 o tramos interiores.

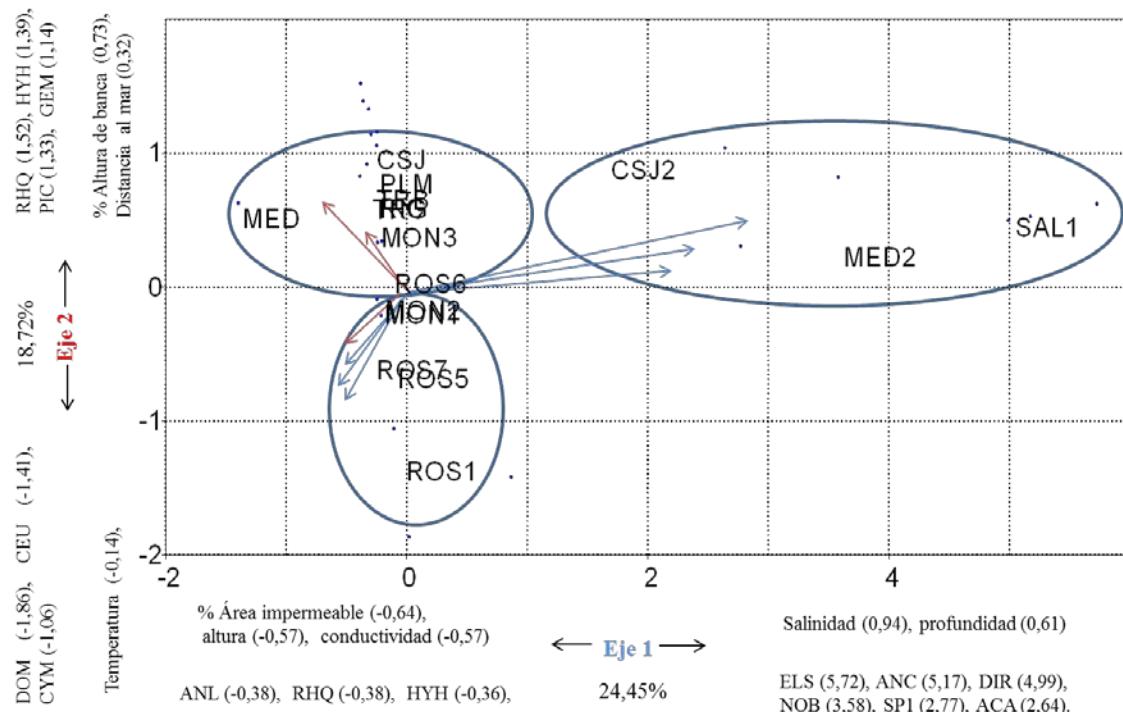


Figura 9. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) para la matriz de especies y variables ambientales a múltiples escalas en la zona 2 o tramos costeros.

El tipo de cobertura fue la variable más importante a la hora de explicar la distribución de las especies en los tramos de la Serranía de San Jacinto. Esto es de esperarse si te tiene en cuenta que los sistemas lóticos son influenciados por el uso del suelo a escala regional (Richards et al., 1996), y el uso del suelo de la cuenca y la condición de la zona riparia pueden interactuar para afectar la calidad del agua (Meador y Goldstein, 2003). Usos intensivos del suelo, como la urbanización y los cultivos disminuyen la cobertura riparia y aumentan la degradación física del hábitat, sedimentación alteraciones hidrográficas, oscilaciones de temperatura, y polución (Bryce et al., 1999). La urbanización intensiva y agricultura han mostrado ser indicadores de pobre calidad ambiental, mientras que la cobertura de bosque es asociada con buena condición ambiental (Steedman, 1988; Wang et al., 2001). Las otras variables de uso de suelo usadas: porcentaje de área de bosque y de agricultura pueden no ser tan explicativas en la separación de los ensambles por sí mismas. Como se vio en Pinto et al. (2006) estas variables están relacionadas con la protección de la vegetación riparia, y por lo tanto con una mejor calidad de hábitat, simplemente porque están asociadas con un menor porcentaje de suelos urbanizados. Por lo que para próximos estudios en la zona sería importante usar puntos de referencia con cobertura natural (e.g Hughes et al., 2004) que permitirían separar los efectos de las diferentes coberturas.

En el primer grupo de la zona 1 se encuentran algunos de los tramos caracterizados por la mayor cobertura de área impermeable, la cual es una medida aproximada del efecto de la

urbanización en un paisaje. Los tramos en zonas urbanas son más susceptibles a aumentos en contaminantes, sólidos suspendidos, nutrientes, temperatura del agua, y alteraciones del caudal y el cauce, así como una disminución del oxígeno disuelto y a cambios en la estructura y función del bosque ripario (Wang et al. 2001). Las especies *Andinoacara latifrons* y *Poecilia caucana* presentaron una fuerte asociación a estas condiciones de intervención antrópica en la ordenación. Este patrón de asociación de especies de las familias Poeciliidae y Ciclidae con ambientes intervenidos se ha reportado otras veces en Sur América (Pinto et al. 2006; Carvalho y Araújo, 2007; Araújo et al. 2009) por lo que su presencia sería muy útil como indicador de degradación en el establecimiento de un índice de integridad biológica para la región de la Serranía de San Jacinto

Variables geomorfológicas como profundidad, ancho del cauce y altura de las bancas han sido usadas como indicadores de campo para aproximarse a las medidas de variabilidad hidrológica de un sistema que no cuenta con registros históricos de caudal (Pike y Scatena, 2010). El peso de estas variables geomorfológicas en el CCA indica la importancia de la estabilidad hidrológica sobre la distribución de las especies en los tramos de nuestro sistema. Los factores hidrológicos han mostrado tener un rol dominante en estructurar los rasgos de los ensambles de peces en ambientes lóticos (Lamouroux et al., 2002). La estabilidad hidrológica está directamente relacionada a una mayor diversidad taxonómica (Horwitz, 1978), con ensambles caracterizados por una menor riqueza y dominada por generalistas en ambientes de gran variabilidad hidrológica y ensambles ricos y dominados por especialistas en ambientes más estables (Poff y Allan, 1995).

4.1.4. Comparación regional de la composición especies

Los arroyos de la Serranía de San Jacinto poseen características físicas e hidrológicas similares a sistemas costeros como los del Chocó Biogeográfico, Centro América, y las Antillas. En estos sistemas los arroyos desembocan al mar siendo aún sistemas de primer a cuarto orden, con distancias cortas desde sus cabeceras a desembocaduras (decenas de kilómetros) y caudales reducidos (Blanco, et al. 2013). Por lo que previo al estudio, se planteó la hipótesis que la zona contaría con una composición taxonómica similar a la de las zonas mencionadas, dada sus similitudes a nivel hidro- y geomorfo-lógico. Sin embargo el análisis de similitud (Figura 10) muestra que los arroyos de la serranía de San Jacinto tienen una composición a nivel de familia más cercana a la de ríos que drenan de otras serranías costeras en el Caribe colombiano, como son el río León y San Juan, ambos en la Serranía del Abibe y el Rancherías, en la Sierra Nevada de Santa Marta (SNSM).

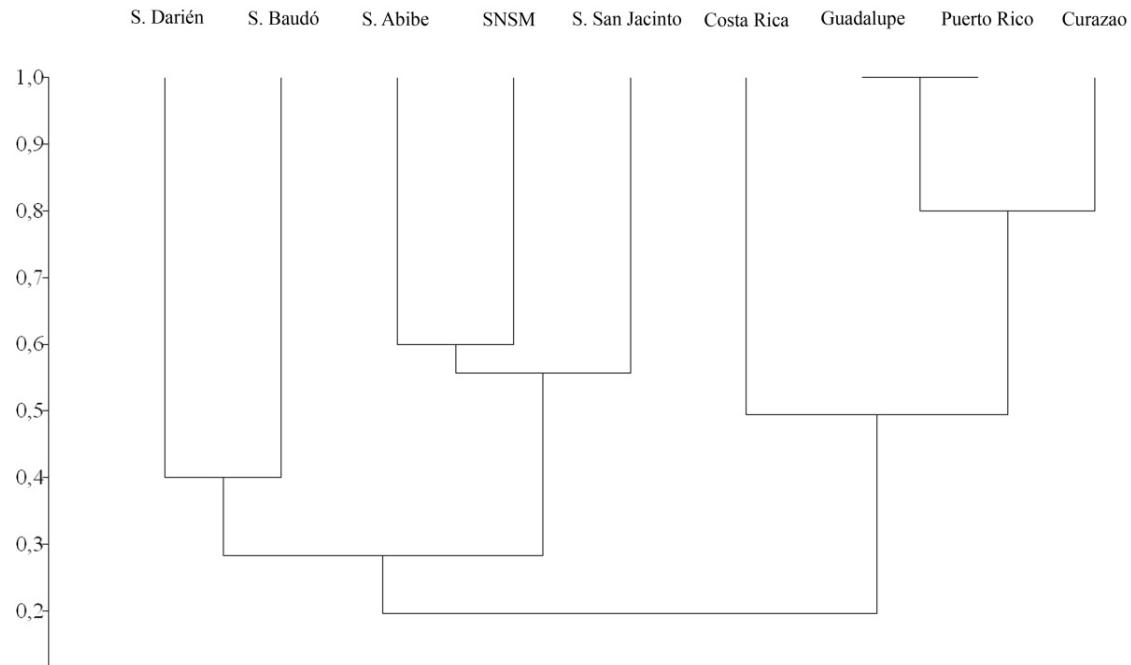


Figura 10. Dendrograma para el análisis de similitud de las comunidades de peces de arroyos costeros de Colombia, Mesoamérica y las Antillas. El eje Y representa la similitud usando el índice Dice (Sorensen).

Estos patrones biogeográficos parecen ser congruentes con la historia geológica de la zona. La fuerte afinidad de la ictiofauna de la Serranía de San Jacinto con otros sistemas que comparten su origen con la cuenca del Magdalena-Sinú, como los de la Serranía del Abibe y el Rio Rancherías, puede ser explicada por el hecho de que previo al levantamiento de los Andes, estas tres zonas se encontraban en planicies aluviales expuestas, que conforman hoy la planicie del Caribe. Estas llanuras costeras de baja altura propiciaban la interconexión de los sistemas fluviales, y como consecuencia, el potencial para la dispersión transversal de peces de agua dulce a lo largo de las costas era mayor (Albert y Reis, 2011), lo que es reflejado hoy en la homogeneidad taxonómica que presentan estas zonas.

Solo hasta el levantamiento de la cordillera Central, desde el Eoceno hasta el Mioceno (Erikson and Pindell 1993), el ascenso final de la cordillera Occidental en el Plioceno (Gregory-Wodzicki 2000) y el rápido ascenso de los Andes de Mérida en el Plioceno tardío (Mattson, 1984) se dio el aislamiento de la cuenca del Magdalena, de las de Maracaibo y Chocó. Eventos tectónicos aún más recientes, aislaron secciones de la planicie del Caribe de la influencia de la cuenca del Magdalena. Por ejemplo, solo hasta el Neogeno se generó el levantamiento orogénico que dio lugar a la Serranía de San Jacinto y el cinturón del Sinú, los cuales cerraron la conexión entre las cuencas orientales y la planicie del Caribe (Restrepo 2005.). Este origen común, y la similitud taxonómica entre estas áreas ha llevado a autores como Morrone (2001) a considerar que el Chocó Biogeográfico, Magdalena, Maracaibo, la Costa de Venezuela y Trinidad y Tobago deberían ser considerados como una unidad biogeográfica.

La afinidad taxonómica entre el choco Biogeográfico y la cuenca histórica del Magdalena se puede evidenciar en los resultados de nuestro análisis de similitud, pues sistemas como la serranía del Darién y del Baudó forman un mismo grupo con la de San Jacinto, Abibe y la de Santa Marta. Sin embargo la similitud se mantiene por debajo del 30%, lo cual es congruente con estudios recientes (Albert y Reis, 2011), que han identificado mayores afinidades entre la ictio-faunas del Atrato y el Baudó, y disponen estos dos como una sola unidad. Lo cual es opuesto a lo encontrado por J. Mojica et al. (2004), quienes consideran que los peces del Atrato son más similares a los del vecino Magdalena.

La similitud entre la Serranía de San Jacinto y Centro América y las Antillas se mantuvo por debajo del 20%, estas dos últimas formaron una unidad con más del 50% de similitud. Aun cuando el bajo número de especies en las Antillas ha contribuido a la noción que estas faunas no fueron fuentes para los ensamblajes más ricos en especies de Centro América, recientes estudios filogenéticos (Chakrabarty 2006; Hulsey et al. 2006; Hrbek y Seckinger, et al. 2007) sugieren que muchos linajes centro americanos provienen de las Antillas, lo que explica la similitud taxonómica de estas regiones en el dendrograma. En conclusión, aun cuando se pensó que las características ambientales de la Serranía de San Jacinto serían ideales para una ictio-fauna dominada por especies secundarias, como en Centro América y las Antillas, la historia geológica y biogeográfica de la región tuvo más peso sobre las distribuciones actuales de los organismos.

4.2. CAMARONES

Un total de 186 especímenes pertenecientes a cuatro especies fueron colectados en los 16 tramos estudiados en la zona 2 o tramos costeros. Todas las especies encontradas pertenecen al género *Macrobrachium* de la familia Palemonidae. Las especies más abundantes fue *Macrobrachium acanthurus* con 165 individuos seguida de la especie no identificada Sp1, *M. olfersii* y *M. carcinus*, (con 9, 7 y 5 individuos respectivamente) (Figura 11). Los análisis posteriores se restringieron a *M. acanthurus* debido a la abundancia de la misma en el muestreo y su presencia en todos los puntos de muestreo. El esfuerzo de muestreo fue suficiente para acceder a la riqueza de especies de camarones, como se muestra en ambas curvas de rarefacción (figuran 12). Se alcanzó una asíntota completa por lo que no sería de esperar gran cantidad de especies nuevas en nuevos esfuerzos de muestreo. La dominancia del género *Macrobrachium* en el muestreo era de esperarse, pues dentro de la familia Palemonidae es el género más diverso con unas 238 especies (de Grave et al. 2009). Las especies identificadas en el muestreo han sido encontrados en otros sistemas costeros de la costa norte de Colombia (Valencia y Campos, 2007), sin embargo ningún estudio previo para la zona ha evaluado las abundancias de estas misma, por lo que no es posible comparar los patrones de abundancia con otros sistemas.

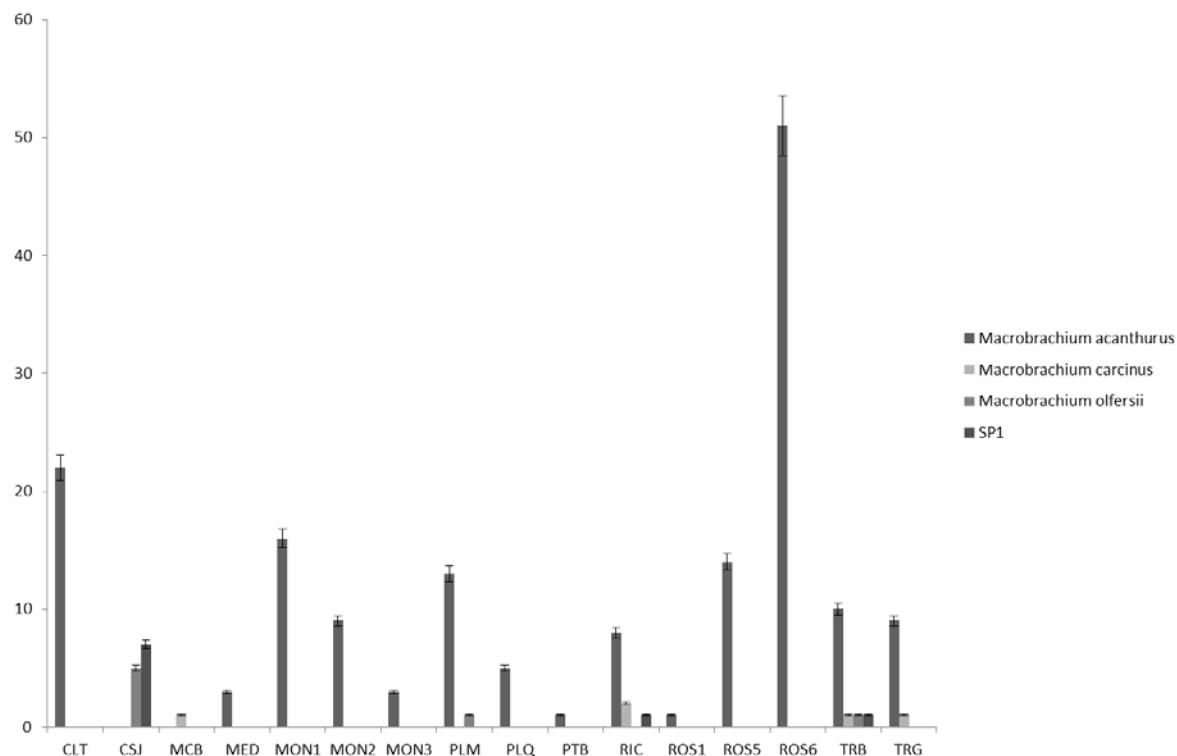


Figura 11. Abundancia de las diferentes especies de camarones en los tramos muestreados en la zona 2. Ros 6 fue eliminado de los análisis de regresión lineal por su ser considerado atípico.

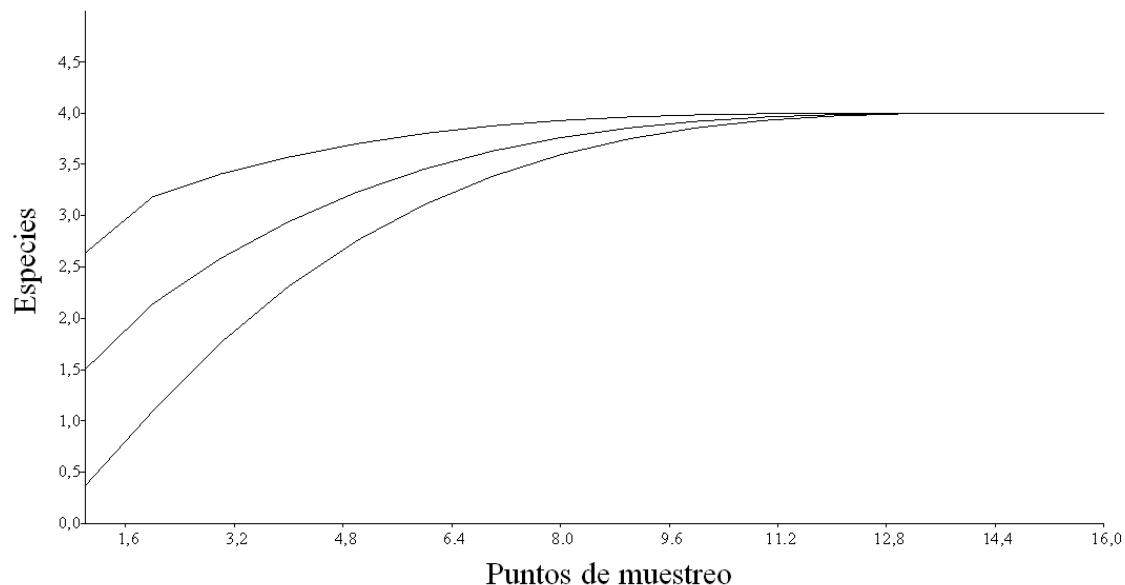


Figura 12. Curva de acumulación para la especies de camarones en la zona 2 o tramos interiores. El eje Y esta expresado como riqueza de especies y el X corresponde al número de sitios muestreado.

La relación lineal de la abundancia de *M. acanthurus*, la especie más abundante, con los diferentes factores ambientales evaluados fue explorada y solo se encontró una relación significativa con la profundidad ($r^2: 0,35$ p: 0,001) (Figura 13). Esto era de esperarse si se

tiene en cuenta que la perdida de habitad debido a la sequía en los arroyos costeros tropicales es uno de los mayores reguladores de la abundancia de grandes camarones omnívoros como los del genero *Machrobrachium* (Covich et al. 2006). La relación positiva de la abundancia de camarones y la profundidad puede ser explicada por el uso de la migración a refugios como adaptación a la sequía en este sistema de bosque seco. Para la época en que se muestreo la zona 2 ya se presentaba una transición entre la época húmeda y seca para la zona, los arroyos se encontraban con ausencia de flujo y muchas veces con ausencia de agua superficial en algunos tramos. Los puntos muestreados que contaban con mayor profundidad coinciden con pozas profundas como las que se observan en la Figura 14. Estas pozas actúan como refugios en eventos como la sequía y el tamaño de las mismas refugios tiene un importante papel en la persistencia de las poblaciones, entre más grande sea podrá soportar una mayor población (Magoulick y Kobza, 2003) como se observa en la relación lineal. Se ha observado que en periodos extensos de sequía la poblaciones de camarones se ven afectados por el apiñamiento en pozas pequeñas y su reproducción y sobrevivencia se ve afectada negativamente (Covich et al. 2003). Lo observado en la serranía de San Jacinto es un indicio de que la temporada de sequía actúa como un cuello de botella evolutivo importante para las poblaciones de camarones, sin embargo sería importante realizar un estudio a lo largo una temporada de sequía para comprobarlo.

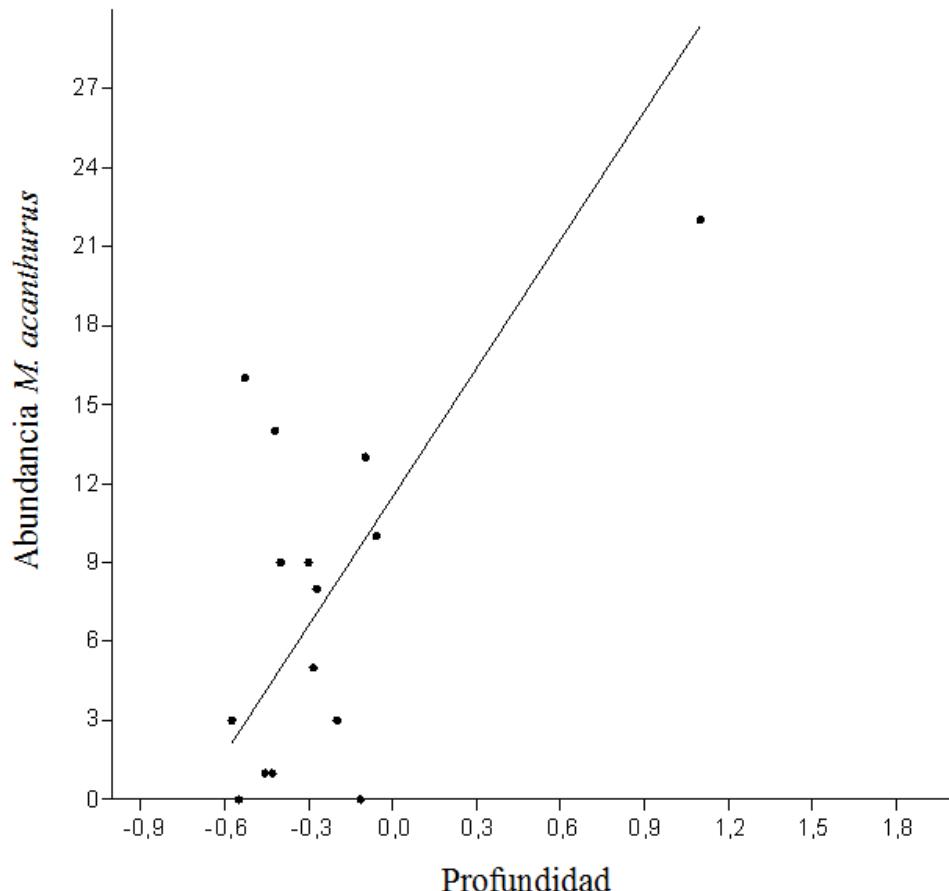


Figura 13. Relaciones lineares entre los factores abióticos que operan a diferentes escalas y la abundancia de *M. acanthurus*.



Figura 14. Pozas que actúan como refugios estacionales para los camarones en la zona 2 o arroyos costeros.

5. REFERENCIAS

- Agudelo-Zamora HD, Ospina-Pabón JG. y Jiménez-Segura LF. 2010. Peces del río San Juan de Urabá, costa Caribe, Colombia, Sur América. Boletín científico centro de museos, Museo de historia natural. 14 (2): 129 – 138.
- Albert JS y Reis RE. 2011. Historical Biogeography of Neotropical Freshwater Fishes. University of California Press, 2011 - Nature - 388 pages
- Allan JD, Erickson DL y Fay J. 1997. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology* 37: 149–161
- Allan JD. 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 35, 257–284.
- Angermeier, PL y Schlosser, IJ. 1989. Species-area relationships for stream fishes. *Ecology*, 70: 1450–1462.
- Angermeier, PL y Winston, MR. 1998. Local vs. regional influences on local diversity in stream fish communities of Virginia. *Ecology*, 79, 911–927.
- Angermeier, PL y Winston, MR. 1999. Characterizing fish community diversity across Virginia landscapes: prerequisite for conservation. *Ecological Applications* 9: 335–349.
- Arango N, Armenteras D, Castro M, Gottsmann T, Hernández OL, Matallana CL, Morales M, Naranjo LG, Renjifo LM, Trujillo LF y Villareal HF. 2003. Vacíos de conservación del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia desde una perspectiva ecorregional. WWF (Fondo Mundial para la Naturaleza), Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D. C., 64 pp.
- Araújo, FG, Peixoto, MG, Pinto, BCT and Teixeira, TP. 2009. Distribution of guppies *Poecilia reticulata* (Peters, 1860) and *Phalloceros caudimaculatus* (Hensel, 1868) along a polluted stretch of the Paraíba do Sul River, Brazil. *Braz. J. Biol.*, 69(1): 41-48.
- Benbow ME, Orzetti LL, McIntosh MD y Burky AJ. 2002. A note on cascade climbing of migrating goby and shrimp postlarvae in two Maui streams. *Micronesica* 34: 243–248.
- Benstead JP, March JG, Pringle CM. 2000. Estuarine larval development and Upstream post-larval migration of freshwater shrimps in two tropical rivers of Puerto Rico. *Biotropica*, 32 (3): 545-548.
- Blanco JF, Escobar-Sierra C y Carvajal-Quintero JD. 2013. Gorgona, Baudó y Darién (Chocó Biogeográfico, Colombia): ecorregiones modelo para los estudios ecológicos de comunidades de quebradas costeras. *Revista de biología tropical*. En prensa
- Brazner JC, Tanner DK, Detenbeck NE, Batterman SL, Stark SL, Jagger LA y Snarski VM. 2005. Regional, watershed, and site-specific environmental influences on fish assemblage

structure and function in western Lake Superior tributaries. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 62: 1254–1270.

Bryce SA, Larsen DP, Hughes RM y Kaufmann PR. 1999. Assessing relative risks to aquatic ecosystems: a mid Appalachian case study. Journal of the American Water Resources Association 35: 23–36.

Carvacho A y Carvacho C. 1976. Une clé illustrée pour la détermination des crevettes d'eau douce de la Guadeloupe. - Nouv. Agron. Antilles-Guyane 2: 211- 219.

Casatti L, Langeani F, Silva M, y Castro RMC. 2006. "Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil." Brazilian journal of biology 66, no. 2: 681-96.

Chakrabarty P. 2006. Systematics and historical biogeography of Greater Antillean Cichlidae. Molecular Phylogenetics and Evolution 39:619–627.

Chessman BC y Royal MJ. 2004. Bioassessment without reference sites: use of environmental filters to predict natural assemblages of river macroinvertebrates. Journal of the North American Benthological Society: Vol. 23, No. 3, pp. 599-615.

Colwell RK, Mao CX, y Chang J. 2004. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. Ecology 85:2717-2727.

Covich AP, Crowl TA y Scatena FN. 2003. Effects of extreme low flows on freshwater shrimps in a perennial tropical stream. Freshwater Biology 48: 1199-1206.

Covich, AP, TA Crowl, y Heartsill-Scalley T. 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: 99-107.

Covich AP, Crowl TA, Hein CL, Townsend MJ, McDowell WH. 2009. Predator-prey interactions in river networks: comparing shrimp spatial refugia in two drainage basins. Freshwater Biology, 54 (3): 450-465.

Dahl G. 1971. Los peces del norte de Colombia. Ministerio de Agricultura, Instituto de Desarrollo de los Recursos Naturales Renovables (INDERENA). Talleres Litografía Arco. Bogotá D.C., Colombia.391 p.

Debrot AO. A Review of the Freshwater Fishes of Curaçao, with Comments on those of Aruba and Bonaire. Caribbean Journal of Science, Vol. 39, No. 1, 100-108, 2003

Díaz-Merlano JM. 2006. Bosque Seco Tropical, Colombia. Colección Ecológica del Banco de Occidente. IM Editores. Available online www.imeditores.com/banocc/seco

- Duarte, L.O., C.B. García, I. Moreno, G. Melo, P. Navajas, N. Sandoval and D. von Schiller, 1999. Atlas demográfico de los peces demersales del Golfo de Salamance, Caribe Colombiano. Dinámica poblacional, distribución, alimentación y reproducción. Digital Book (CD-ROM). Invemar-Colciencias.
- Durance I, Lepichon C y Ormerod SJ. 2006. Recognizing the importance of scale in the ecology and management of riverine fish. *River Research and Applications* 22: 1143–1152.
- Eikaas HS, McIntosh AR, y Andrew KD. 2005. “Catchment- and site-scale influences of forest cover and longitudinal forest position on the distribution of a diadromous fish.” *Freshwater Biology* 50, no. 3: 527-538.
- Erikson JP, y Pindell JL. 1993. Analysis of subsidence in northeastern Venezuela as a discriminator of tectonic models for northern South America. *Geology* 21:945–948.
- Eslava EP y Vesga RD. 2011. Reproducción de *Joturus pichardi* y *Agonostomus monticola*(Mugiliformes: Mugilidae) en ríos de la Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Rev. biol. trop* vol.59 no.4
- Esselman PC y Allan JD. 2010. Relative influences of catchment- and reach-scale abiotic factors on freshwater fish communities in rivers of northeastern Mesoamerica. *Ecol. Freshwat. Fish* 19: 439 – 454.
- Esselman PC, Freeman, MC y Pringle CM. 2006. Fish-assemblage variation between geologically defined regions and across a longitudinal gradient in the Monkey River Basin, Belize. *Journal of the North American Benthological Society* 25: 142–156.
- Etter A y Villa A. 2000. Andean forests and farming systems in part of the Eastern Cordillera Colombia. *Mountain Research and Development*, vol. 20, núm. 3, pp. 236-245.
- Etter A, y Van Wyngaarden W. 2000. Patterns of landscape transformation in Colombia, with emphasis in the Andean Region. *Ambio*, vol. 29, núm. 3, pp. 432-439.
- Fausch KD, Torgersen EC, Baxter VC, y Hiram WL. 2002. “Landscapes to Riverscapes: Bridging the Gap between Research and Conservation of Stream Fishes.” *BioScience* 52, no. 6: 483.
- Fièvet É, Bonnet-Arnaudb P y Malleta JP. 1999. Efficiency and sampling bias of electrofishing for freshwater shrimp and fish in two Caribbean streams, Guadeloupe Island. Volume 44, Issue 2, Pages 149–166
- Fievet E, Doledec S, Lim P. 2001. Distribution of migratory fishes and shrimps along multivariate gradients in tropical island streams. *Journal of Fish Biology* 59: 390–402.
- Fièvet E. 1999a. An experimental survey of freshwater shrimp upstream migration in an impounded stream of Guadeloupe Island, Lesser Antilles. *Archiv fur Hydrobiologie* 144(3): 339–355.

Fièvet E. 1999b. Daylight migration of freshwater shrimp (Decapoda, Caridea) over a weir during water release from the impoundment. *Crustaceana*, 72 (3): 351-356.

Fossati O, Mosseron M, y Keith P. 2002. "Distribution and habitat utilization in two atyid shrimps (Crustacea : Decapoda) in rivers of Nuku-Hiva Island (French Polynesia)." *Hydrobiologia* 1892: 197-206.

Fossati O, Vallier P, Mosseron M. 1998. Macroinvertebrate assemblages in rivers of Nuku-Hiva, French Polynesia, before and after antisimuliid treatments. *Archiv für Hydrobiologie*, 142: 229-240.

Frissell CA, Liss WJ, Warren CE, y Hurley MD. 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification Viewing streams in a watershed context. *Environmental Management* 10(2):199–214.

Gorman OT y Karr JR. 1978. Habitat structure and stream fish communities. *Ecology* 59: 507–515

Gotelli NJ y Entsminger GL. 2001. EcoSim: null models software for ecology, Ver. 7.69. Acquired Intelligence Inc. and Kesey-Bear.

Gotelli NJ. 2000. Null model analysis of species co-occurrence patterns. *Ecology*, 81, 2606–2621.

Gregory-Wodzicki KM. 2000. Uplift history of the Central and Northern Andes: A review. *Geological Society of America Bulletin* 112:1091–1105.

Griffiths D. 1997. Local and regional species richness in north American lacustrine fish. *Journal of Animal Ecology*, 66, 49–56.

Griffiths D. 1997. Local and regional species richness in north American lacustrine fish. *Journal of Animal Ecology*, 66, 49–56.

Guegan JF, Lek S y Oberdorff T. 1998. Energy availability and habitat heterogeneity predict global riverine fish diversity. *Nature*, 391, 382–384.

Hammer Ø, Harper DAT, Ryan PD. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp.

Harold AS y Vari RP. 1994. Systematics of the trans Andean species of *Creagrutus* (Ostariophysi, Characiformes, Characidae). *Smithson. Contr. Zool.*, 551: 1 – 31

Hein CL, Pike AS, Blanco JF, Covich AP, Scatena FN, Hawkins CP y Crowl TA. 2011. Effects of coupled natural and anthropogenic factors on the community structure of diadromous fish and shrimp species in tropical island streams. *Freshwat. Biol.* 56: 1002–1015.

- Hoeinghaus DJ, Winemiller KO y Birnbaum JD. 2007. Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: inferences based on taxonomic vs. functional groups. *Journal of Biogeography* 34: 324–338.
- Hoekstra J, Boucher T, Ricketts T, Roberts C. 2005. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters* 8, 23–29.
- Holmquist JF, Schmidt-Gengenbach JM y Yoshioka BB. 1998. High dams and marine-freshwater linkages: effects on native and introduced fauna in the Caribbean. *Conservation Biology* 12, 621–630.
- Horwitz RJ. 1978. Temporal variability patterns and the distributional patterns of stream fishes. *Ecological Monographs*, 48, 307–321.
- Hrbek TJ, Seckinger y Meyer A. 2007. A phylogenetic and biogeographic perspective on the evolution of poeciliid fishes. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 43:986–998.
- Hughes RM, Howlin S y Kaufmann PR. 2004. A biointegrity index for coldwater streams of western Oregon and Washington. *Transactions of the American Fisheries Society* 133: 1497–1515.
- Hulsey CD, García de León FJ y Rodiles-Hernández R. 2006. Micro- and macroevolutionary decoupling of cichlid jaws: A test of Liem's key innovation hypothesis. *Evolution* 60:2096–2109.
- Hulsman H, Vonk R, Aliabadian M, Debrot AO, and Nijman V. 2008 .Effect of introduced species and habitat alteration on the occurrence and distribution of euryhaline fishes in fresh- and brackish-water habitats on Aruba , Bonaire and Curaçao (South Caribbean). *Social Sciences* 77, no. 1 (2008): 45-52.
- Humberto A. Garcés B. y Jorge García R. 2007. inventario ictiológico en la cuenca del río balsas, parque nacional Darién, Panamá. *Tecnociencia*, Vol. 9, N° 2 45
- Huston MA. 1999. Local processes and regional patterns: appropriate scales for understanding variation in the diversity of plants and animals. *Oikos*, 86, 393–401.
- Iuchi K. 2007. Limitations of early seaward migration success in amphidromous fishes. *Bishop Museum Bulletin in Cultural and Environmental Studies* 3:75–80.
- IGAC-Gobernación de Sucre. 2003. Sucre. Características geográficas. IGAC-Gobernación de Sucre. CD-Rom. Bogotá.
- Iguchi K, Mizuno N. 1999. Early starvation limits survival in amphidromous fishes. *J Fish Biol* 54: 705–712.

Irz P, Argillier C y Oberdorff T. 2004. Native and introduced fish species richness in French lakes: local and regional influences. *Global Ecology and Biogeography*, 13, 335–344.

Iwata T, Inoue M, Nakano S, Miyasaka H, Doi A, Covich AP. 2003. Shrimp abundance and habitat relationships in tropical rain-forest streams, Sarawak, Borneo. *Journal of Tropical Ecology*, 19: 387-395.

Jackson DA y Harvey HH. 1989. Biogeographic associations in fish assemblages: local vs. regional processes. *Ecology* 70, 1472–1484.

Johnson RK, Furse MT, Hering D y Sandin L. 2007. Ecological relationships between stream communities and spatial scale: implications for designing catchment-level monitoring programmes. *Freshwater Biology* 52: 939–958.

Joy MK, Death RG. 2004. “Predictive modelling and spatial mapping of freshwater fish and decapod assemblages using GIS and neural networks.” *Freshwater Biology* 49, no.8: 1036-1052.

Keith P, Vigneux E. 1997. Inventaire des poissons et crustacés d'eau douce de Polynésie française. Report MNHN/ EPHE/CSP. Paris.

Keith P. 2003. Biology and ecology of amphidromous Gobiidae of the Indo- Pacific and the Caribbean regions. *J Fish Biol* 63: 831–847.

Kikkert DA, Crowl TA y Covich AP. 2009. “Upstream migration of amphidromous shrimps in the Luquillo Experimental Forest, Puerto Rico: temporal patterns and environmental cues.” *Journal of the North American Benthological Society* 28, no. 1: 233-246.

Lake PS, Bond N y Reich P. 2007. Linking ecological theory with stream restoration. *Freshwater Biology* 52: 597– 615.

Lake PS. 2003. Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. *Freshwater Biology* Volume 48, Issue 7, pages 1161–1172.

Lamouroux N, Poff NL y Angermeier PL. 2002. Intercontinental convergence of stream fish community traits along geomorphic and hydraulic gradients. *Ecology*, 83, 1792–1807.

Legendre P y Legendre L. 1998. *Numerical Ecology*, 2nd English ed. Elsevier, 853 pp.

Leibold MA, Holyoak M, Mouquet N, Amarasekare P, Chase JM, Hoopes MF, Holt RD, Shurin JB, Law R, Tilman D, Loreau M y Gonzalez A. 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters*, 7, 601–613.

Levin SA. 1992. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology*, 73, 1943–1967.

Loreau M. 2000. Are communities saturated? On the relationship between alpha, beta and gamma diversity. *Ecology Letters*, 3, 73–76.

Lorion CM, Kennedy BP, and Jeffrey HB. 2011. “Altitudinal gradients in stream fish diversity and the prevalence of diadromy in the Sixaola River basin, Costa Rica.” *Environmental Biology of Fishes* 91, no. 4: 487-499.

Lowe-McConnell R. 1987. *Ecological Studies in Tropical Fish Communities*. Cambridge: Cambridge University Press, 382 pp.

Ludwig JA, y Reynolds JF. 1988. *Statistical ecology: a primer on methods and computing*. John Wiley and Sons, New York.

Lyons J, Schneider DW. 1990. Factors influencing fish distribution and community structure in a small coastal river in southwestern Costa Rica. *Hydrobiologia* 203:1–14

Lytle DH y Poff NL. 2004. Adaptation to natural flow regimes. *Trends in Ecology and Evolution* 19 :94–100.

Magalhães FM, Pedro B, schlosser IJ, collares-pereira MJ. 2007. Effects of multi-year droughts on fish assemblages of seasonally drying Mediterranean streams. *Freshwater Biology* Volume 52, Issue 8, pages 1494–1510.

Magoullick, DD y Kobza RM. 2003. The role of refugia for fishes during drought: a review and synthesis. *Freshwater Biology*, 48: 1186–1198.

Maldonado-Ocampo JA, Ortega-Lara A, Usma JS, Galvis G, Villa-Navarro FA,

March JG, Benstead JP, Pringle CM, Scatena FN. 1998. Migratory drift of larval freshwater shrimps in two tropical streams, Puerto Rico. *Freshwater Biology*, 40: 261-273.

Marquet G. 1991. Freshwater crustaceans of French Polynesia: taxonomy, distribution and biomass (Decapoda). *Crustaceana*, 61: 125-140.

Mattson PH. 1984. Caribbean structural breaks and plate movements. *Geological Society of America Memoirs* 162:131–152.

Mazzoni R, Fenerich-Verani N, y Caramaschi EP. 2000. Electrofishing as a sampling technique for coastal stream fish populations and communities in the southeast of Brazil. *Rev. Bras. Biol.* vol.60 n.2 São Carlos May 2000

Mazzoni, R. and Iglesias-Rios, R., (2002), Distribution pattern of two fish species in a coastal stream in the Southeast of Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 62, 1-8.

McDowall RM. 2010. Why be amphidromous: expatrial dispersal and the place of source and sink population dynamics?. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, Volume 20, Issue 1, pp 87-100

Mcintosh D, Schmitz A, Benbow M y Albert JB. 2008. "Structural and functional changes of tropical riffle macroinvertebrate communities associated with stream flow withdrawal." *River Research and Applications* 1055: 1045-1055.

Meador MR y Goldstein RM. 2003. Assessing water quality at large geographic scales: relations among land use, water physicochemistry, riparian condition, and fish community structure. *Environmental Management* 31: 504–517.

Mojica JI, Castellano C, Sánchez-Duarte P y Díaz C. 2006. Peces de la cuenca del río Ranchería, La Guajira, Colombia. *Biota Colombiana* 7 (1) 129-142, 2006.

Mojica JI, Usma JS y Galvis G. 2004. Peces dulceacuícolas en el Chocó biogeográfico. In *Colombia Diversidad Biotica IV: El Chocó Biogeográfico/Costa Pacífica*, edited by J. O. Rangel, 725–743. Bogotá: Instituto de Ciencias Naturales, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional.

Mojica JI. 1999. Lista preliminar de las especies dulceacuícolas de Colombia. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.*, 23 (Suplemento especial): 547 – 566.

Mooney HA, Bullock SH, Medina E. 1995. Introduction, In: Bullock, S.H., Mooney, H.A., Medina, E. (Eds.), *Seasonally Dry Tropical Forests*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 146–194

Morrone JJ. 2001. Toward a cladistic model of the Caribbean: Delimitation of areas of endemism. *Caldasia* 23:43–76.

Murphy N y Austin C. 2005. Phylogenetic relationships of the globally distributed freshwater prawn genus *Macrobrachium* (Crustacea: Decapoda: Palaemonidae): biogeography, taxonomy, and the convergent evolution of abbreviated larval development. *Zool. Scr.*, 34(2):187-197.

Myers MJ. 1949. Usage of anadromous, catadromous and allied terms for migratory fishes. *Copeia* 1949:89–97.

Oberdorff T, Lek S y Guegan JF. 1999. Patterns of endemism in riverine fish of the Northern Hemisphere. *Ecology Letters*, 2, 75–81.

Oberdorff T, Hugueny B y Guegan JF. 1997. Is there an influence of historical events on contemporary fish species richness in rivers? Comparisons between Western Europe and North America. *Journal of Biogeography*, 24, 461–467.

Oberdorff T, Hugueny B, Compin A y Belkessam D. 1998. Non-interactive fish communities in the coastal streams of North-western France. *Journal of Animal Ecology*, 67, 472–484.

Oberdorff, T., Guegan, J.F. & Hugueny, B. (1995) Global scale patterns of fish species richness in rivers. *Ecography*, 18, 345– 352. Oberdorff, T., Hugueny, B. & Guegan, J.F.

(1997) Is there an influence of historical events on contemporary fish species richness in rivers? Comparisons between Western Europe and North America. *Journal of Biogeography*, 24, 461–467.

Olson, DM et al. 2001. Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on earth. *BioScience* 51, 933–938.

Palmer MW. 1993. Putting things in even better order: the advantages of canonical correspondence analysis. *Ecology*, 74, 2215–2230.

Pennington T, Lewis G, Ratter J. 2006. Neotropical Savannas and Seasonally Dry Forests: Plant Diversity, Biogeography and Conservation. CRC Press, FL, USA.

Pike SA, Scatena FN. 2010. Riparian indicators of flow frequency in a tropical montane stream network. *Journal of Hydrology*, 382: 72–87

Pinto BCT y Araújo FG. 2007. Assessing of Biotic Integrity of the Fish Community in a Heavily Impacted Segment of a Tropical River in Brazil. *Brazilian archives of biology and technology*. Vol.50, n. 3: pp.489-502

Pinto BCT, Araujo FG, y Hughes RM. 2006. Effects of landscape and riparian condition on a fish index of biotic integrity in a large southeastern Brazil river. *Hydrobiologia*, 556:69–83

Poff NL y Ward JV. 1990. The physical habitat template of lotic systems: recovery in the context of historical pattern of spatio-temporal heterogeneity. *Environmental Management* 14: 629-646.

Poff, NL. 1997. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 16, 391–409.

Portillo-Quintero CA, Sánchez-Azofeifa GA. 2009. Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. *Biological Conservation* 143 144–155

Pringle CM, Hemphill N, McDowell WH, Bednarek A y March, JG. 1999. Linking species and ecosystems: different biotic assemblages cause interstream differences in organic matter. *Ecology* 80, 1860–1872.

Pyron M, Covich AP, and Black RW. 1999. On the relative importance of pool morphology and woody debris to distributions of shrimp in a Puerto Rican headwater stream. *Hydrobiologia* 405:207-215.

Raymond TB. 2013. Amphidromy in shrimps: a life cycle between rivers and the sea. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 41(4): 633-650, 2013

Resh VH, Barnes JR, Craig DA. 1990. Distribution and ecology of benthic macroinvertebrates in the Opunohu River catchment, Moorea, French Polynesia. *Annals de Limnologie*, 26: 195-214.

Restrepo JD. 2005. Los sedimentos del río Magdalena: reflejo de la crisis ambiental. Fondo Editorial Universidad EAFIT-Colciencias, Medellín, Colombia. p. 267.

Richards C, Johnson LB y Host GE. 1996. Landscape-scale influences on stream habitats and biota. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53: 295–310.

Ricklefs RE y Schlüter D. 1993. Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives. University of Chicago Press, Chicago, IL.

Ricklefs RE. 1987. Community diversity: relative roles of local and regional processes. *Science*, 235, 167–171.

Román-Valencia C y Acero A. 1992. Notas sobre las comunidades de peces del norte de Antioquia (Colombia). *An. Inst. Invest. Mar Punta Betín* 21: 117-125.

Roth NE, Allan JD y Erickson DL. 1996. Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. *Landscape Ecology* 11: 141–156.

Saint-Paul U, Zuanon J, Correa MAV, Garcia M, Fabre NN, Berger U y Junk WJ. 2000. Fish communities in central Amazonian white- and blackwater floodplains. *Environmental Biology of Fishes* 57, 235–250.

Sánchez-Azofeifa, GA. et al. 2005. Research priorities for Neotropical dry forests. *Biotropica* 37 (4), 477–485.

Schlosser IJ. 1982. Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. *Ecological Monographs* 52: 395–414.

Schmitter-Soto JJ y Gamboa-Pérez HC. 1996. Composición y distribución de peces continentales en el sur de Quintana Roo, Península de Yucatán, México. *Revista de Biología Tropical* 44: 199–212

Silva-Melo L y Acero PA. 1990. Sistemática, biología y ecología del Titi *Sicydium antillarum* Grant (Pisces: Gobiidae) en la región de Santa Marta, Colombia. *Anales del Instituto de Investigaciones Marinas de Punta Betín* vol 19-22. 153-172.

Smith GC, Covich AP, y Brasher AMD. 2003. An ecological perspective on the biodiversity of tropical island streams. *BioScience* 53:1048–1051.

Statzner B, Gore JA y Resh VH. 1988. Hydraulic stream ecology: observed patterns and potential applications. *Journal of the North American Benthological Society* 7: 307–360.

Steedman RJ. 1988. Modification and assessment of an index of biotic integrity to quantify stream quality in southern Ontario. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 45: 492–501.

Stewart-Koster B, Kennard MJ, Harch BD, Sheldon F, Arthington AH y Pusey BJ. 2007. Partitioning the variation in stream fish assemblages within a spatio-temporal hierarchy. Marine and Freshwater Research 58: 675–686.

Stone L y Roberts A. 1990. The checkerboard score and species distributions. Oecologia, 85, 74–79.

Taylor CM. 1997. Fish species richness and incidence patterns in isolated and connected stream pools: effects of pool volume and spatial position. Oecologia 110, 560–566.

Tedesco PA, Oberdorff T, Lasso CA, Zapata M y Hugueny B. (2005) Evidence of history in explaining diversity patterns in tropical riverine fish. Journal of Biogeography, 32, 1899–1907.

ter Braak CJF Smilauer P. 1998. CANOCO Reference manual and user's guide to canoco for Windows: software for canonical community ordination, Ver. 4. Microcomputer Power, Ithaca, NY.

Thompson GG y Withers PC. 2003. Effect of species richness and relative abundance on the shape of the species accumulation curve. Austral Ecol. 28, 355 – 360.

Thompson GG, Withers PC, Pianka ER y Thompson SA. 2003. Assessing biodiversity with species accumulation curves; inventories of small reptiles by pit-trapping in Western Australia. Austral Ecol. 28, 361 – 383.

Thuesen PA, Ebner BC, Larson BCH, Keith P., Silcock RM, Prince J y Russell DJ. 2011. Amphidromy links a newly documented fish community of continental Australian streams to oceanic islands of the West Pacific. PLOS One 6: Article No. e26685, DOI: 10.1371.

Tonn WM, Magnuson JJ, Rask M y Toivonen J. 1990. Intercontinental comparison of small-lake fish assemblages: The balance between local and regional processes. American Naturalist 136, 345–375.

Townsend CR. 1996. Invasion biology and ecological impacts of brown trout (*Salmo trutta*) in New Zealand. Biological Conservation 78: 13–22

Valencia DM y MR Campos. 2007. Freshwater prawns of the genus *Macrobrachium* Bate, 1868 (Crustacea: Decapoda: Palaemonidae) of Colombia. Zootaxa 1456: 1–44.

Vanegas-Rios, James Anyelo, Azpelicueta, Maria de las Mercedes, Mirande, Juan Marcos, & Gonzales, Maria Dolly Garcia. (2013). *Gephyrocharax torresi* (Characiformes:

Characidae: Stevardiinae), a new species from the río Cascajales basin, río Magdalena system, Colombia. *Neotropical Ichthyology*, 11(2), 275-284.

Vásquez L, Prada-Pedreros S y Ardila C. 2005.- Peces de los Andes de Colombia: guía de campo. 1. ed. Bogotá, D.C. 346p.

Wade LM, Fanolua FS, Vargo AM, van Houte-Howes K, Bardi E, y Vargo DL. 2008. Exploiting Macrofauna Diadromy for Assessing Anthropogenic Impact in American Samoa Streams. *Pacific Science* 62(2):177-190. 2008

Wang L, Lyons J, Kanehl P y Bannerman R. 2001. Impacts of urbanization on stream habitat and fish across multiple spatial scales. *Environmental Management* 28: 255–266.

Whittaker RJ, Willis KJ, y Field R. 2001. Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal of Biogeography*, 28, 453–470.

Winemiller KO y Leslie MA. 1992. Fish assemblages across a complex, tropical freshwater marine ecotone. *Environmental Biology of Fishes* 34: 29–50

Winemiller KO. 1983. An introduction to the freshwater fish communities of Corcovado National Park, Costa Rica. *Brenesia* 21: 47–66.

Yokoi K, Hosoya K. 2005. Larval salinity tolerance in the endangered goby *Rhinogobius* sp. BI (Gobiidae) from the Bonin Islands. *Japanese Journal of Ichthyology* 52: 31–34.

Tabla 5. Especies de peces encontradas en la zona de estudio. Se muestra el registro fotográfico de las diferentes especies colectadas. La presencia o ausencia de las diferentes especies en la Zona 1 o Zona 2 (Área de influencia de la reserva de la sociedad civil Sangaré) son resaltadas.

Orden	Zona	Fotografía
Familia		
Especie		
Characiformes		
Characidae		
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	1,2	
<i>Astyanax magdalenae</i> (Eigenmann y Henn, 1916)	1,2	
<i>Gephyrocharax melanocheir</i> (Eigenmann, 1912)	1	
<i>Roeboides dayi</i> (Steindachner, 1878)	1,2	

Foto: Vanegas-Ríos et al 2013

Ctenoluciidae

Ctenolucius hujeta
(Valenciennes, 1850)

1



Foto: Galvis, G./Mojica, J.I./Camargo, M.

Curimatidae

*Cyphocharax magdalena*e
(Steindachner, 1878)

1,2



Erythrinidae

Hoplias malabaricus
(Bloch, 1794)

1,2



Gasteropelecidae

Gasteropelecus maculatus
(Steindachner, 1879)

1



Engraulidae

Anchovia clupeoides
(Swainson, 1839)

2



Foto: Raphael M. Macieira

Poeciliidae

Poecilia caucana
(Steindachner, 1880)

1,2

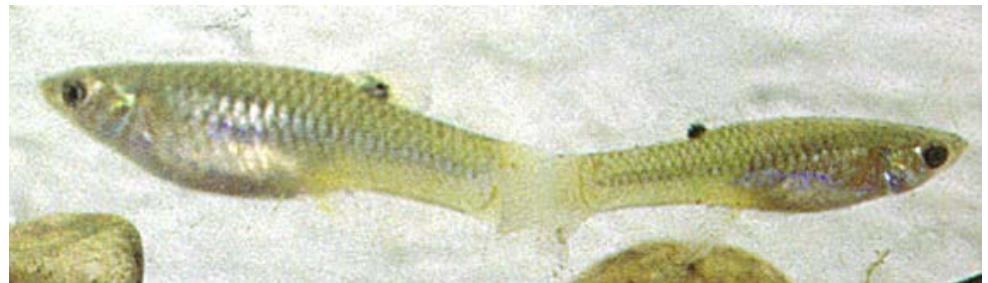


Foto: Galvis, G./Mojica, J.I./Camargo, M.

Elopiformes

Elopidae

Elops saurus
(Linnaeus, 1766)

2



Megalopidae

Megalops atlanticus
(Valenciennes, 1847)

2



Perciformes

Centropomidae

Centropomus undecimalis (Bloch, 1792)

2



Foto: Ueberschaer, Bernd

Cichlidae

Andinoacara latifrons
(Steindachner, 1878)

1,2



Caquetaia kraussii
(Steindachner, 1878)

1,2



Eleotridae

Dormitator maculatus
(Bloch, 1792)

2



Foto: Laparé, Richard

Gerreidae

Diapterus rhombeus
(Cuvier, 1829)

2



Foto: Duarte et al. 1999

Gobiidae

Sp1

Pleuronectiformes

Achiridae

Achirus achirus
(Linnaeus, 1758)

2



Foto: Krumme, Uwe

Siluriformes

Ariidae

Ariopsis sp.

Aspredinidae

Xyliophius magdalena 1
Eigenmann, 1912



Callichthyidae

*Hoplosternum
magdalena* 2
(Eigenmann, 1913)



Heptapteridae

Pimelodella chagresi 1,2
(Steindachner, 1877)



Rhamdia quelen (Quoy
y Gaimard, 1824) 1,2



Loricariidae

Hypostomus hondae (Regan, 1912) 1,2



*Sturisomatichthys
leightoni* (Regan,
1912) 1



Tabla 6. Especies de camarones encontradas en la zona de estudio. Se muestra el registro fotográfico de las diferentes especies colectadas. La presencia o ausencia de las diferentes especies en la Zona 1 o Zona 2 (Zona 2: Área de influencia de la reserva de la sociedad civil Sanguaré) son resaltadas.

Infraorden Caridea	Zona	Fotografía
Superfamilia		
Palaemonoidea		
Familia Palemonidae		
Especie		
	1,2	
<i>Macrobrachium acanthurus</i> (Wiegmann, 1836)	1,2	
<i>Macrobrachium carcinus</i> (Linnée, 1758)	1	
<i>Macrobrachium olfersii</i> (Wiegmann, 1836)	1	
<i>Macrobrachium sp1</i>		

Tabla 7. Resumen de la caracterización geométrica y fisicoquímica de los arroyos muestreados. Donde los parámetros medidos son resumidos como se muestra a continuación: Profundidad máxima en m (PR), Altura de las bancas izquierda y derecha en m (BI y BD) ancho del cauce húmedo en m (CH), ancho del cauce seco en m (CS), la temperatura del agua en °c (TE), conductividad estándar en μ s (CE), concentración oxígeno disuelto en mg/L (CO), porcentaje de oxígeno disuelto en % (OX), salinidad en ppm(SA) y pH (PH). Además se muestran las fotografías de las vistas aguas arriba y aguas abajo en los puntos de muestreo y las coordenadas en el centro de los transeptos.

Arroyo (Siglas)	Coordenadas	Código	Fotografía	Parámetros
Bobo	9°33'48.40"N 75°24'42.82"O	BOB	 	BD 4,30 BI 4,30 CE 774,17 CH 5,36 CO 7,57 CS 6,25 OX 104,10 PR 0,25 SA 0,40 TE 27,78 PH 8,78
Chinulito	9°35'31.24"N 75°24'8.37"O	CHN		BD 4,80 BI 4,80 CE 653,83 CH 5,35 CO 7,97 CS 6,20 OX 110,38 PR 0,31 SA 0,30 TE 28,52 PH 8,89



Corte alto 9°50'29.69"N CLT
75°25'0.60"O

BD	1,29
BI	0,74
CE	710,67
CH	4,12
CO	5,63
CS	4,12
OX	75,37
PR	12,60
SA	0,32
TE	26,30
PH	7,10

Macajan 9°32'7.68"N CMJ
75°24'58.90"O



BD	4,60
BI	4,60
CE	936,33
CH	5,21
CO	8,48
CS	9,71
OX	124,85
PR	0,22
SA	0,45
TE	27,88
PH	8,69



Camarón 9°32'33.27"N CMR
75°24'55.75"O



BD	3,40
BI	3,40
CE	823,83
CH	3,49
CO	5,85
CS	6,15
OX	89,02
PR	0,37
SA	0,40
TE	27,37
PH	8,71

Chiquito 9°51'18.99"N CQT
75°24'17.40"O



BD	1,77
BI	1,77
CE	538,00
CH	3,42
CO	5,09
CS	3,08
OX	69,80
PR	12,64
SA	0,30
TE	26,60
PH	7,06



Cascajo 9°42'41.57"N CSJ
75°29'32.86"O



BD	4,00
BI	4,00
CE	274,63
CH	10,04
CO	7,00
CS	10,04
OX	92,80
PR	0,77
SA	0,10
TE	27,22
PH	8,84

Grande 9°29'49.08"N GRD
75°25'26.45"O



BD	4,20
BI	4,20
CE	1395,00
CH	5,18
CO	7,68
CS	10,20
OX	118,45
PR	0,47
SA	0,70
TE	29,32
PH	8,37



Macumba 9°30'34.05"N MCB
75°25'10.01"O



BD	3,80
BI	3,80
CE	949,50
CH	3,27
CO	7,49
CS	3,53
OX	117,22
PR	0,28
SA	0,47
TE	26,75
PH	8,66

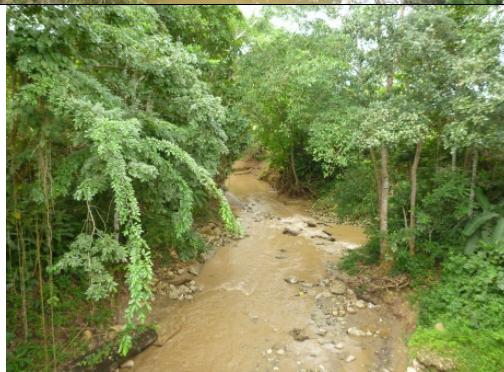
Palmar 9°44'0.12"N PLM
75°35'22.81"O



BD	3,70
BI	3,70
CE	487,93
CH	5,40
CO	4,50
CS	5,41
OX	78,76
PR	0,80
SA	0,20
TE	28,15
PH	11,06



Palenquillo 9°37'17.25"N PLQ
75°25'36.27"O



BD	8,70
BI	8,70
CE	698,67
CH	7,53
CO	7,45
CS	12,51
OX	102,78
PR	0,52
SA	0,33
TE	29,15
PH	9,00

Pitabajo 9°39'15.45"N PTB
75°27'52.16"O



BD	2,47
BI	2,50
CE	579,83
CH	2,61
CO	7,20
CS	2,78
OX	96,28
PR	0,37
SA	0,30
TE	28,60
PH	8,59



Rico 9°43'52.43"N RIC
75°32'53.07"O



BD	5,10
BI	5,10
CE	941,67
CH	5,33
CO	6,54
CS	6,46
OX	88,20
PR	0,54
SA	0,50
TE	28,60
PH	9,24

Torobé 9°43'49.83"N TRB
75°30'3.68"O



BD	4,80
BI	4,80
CE	315,95
CH	8,13
CO	6,78
CS	10,52
OX	92,93
PR	0,87
SA	0,20
TE	28,80
PH	7,67



Tigre 9°44'9.54"N TRG
75°34'24.50"O



BD	4,25
BI	4,25
CE	546,00
CH	2,62
CO	2,87
CS	3,55
OX	56,05
PR	0,40
SA	0,30
TE	27,32
PH	10,47