

## DISTRIBUCIÓN Y DIVERSIDAD DE LAS COMUNIDADES DE PECES EN EL CONTINUO LONGITUDINAL DEL RÍO PLÁTANO, HONDURAS

### DISTRIBUTION AND DIVERSITY OF FISH COMMUNITIES IN THE CONTINUOUS LONGITUDINAL OF RÍO PLÁTANO, HONDURAS

\*Juan Carlos Carrasco Navas Parejo<sup>1</sup> y Milagrosa Casimiro-Soriguer Escofet<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Fundación para la Investigación, Estudio y Conservación de la Biodiversidad (INCEBio), 33011, Residencial Jamil, Tela, Honduras. <sup>2</sup>Departamento de Biología, Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales, Universidad de Cádiz, Campus Río San Pedro. Apdo. de Correos No. 40. 11510, Puerto Real, Cádiz, España

Autor de correspondencia: carrasconavasjc@gmail.com

Fecha de recepción: 15 de Junio de 2014 - Fecha de aceptación: 9 de Julio de 2015

**RESUMEN.** Los patrones de distribución y diversidad de las comunidades de peces y su variación espacial en función de los parámetros ambientales entre la cabecera y la desembocadura fueron estudiados en el Río Plátano, Honduras. En octubre de 2011 se realizó la recolecta de datos ambientales y de ocurrencia de peces en 25 estaciones, utilizando para ello electro-pesca, anzuelo, atarraya y una red de playa. Se recolectó un total de 1297 especímenes, representados por 29 especies, 27 géneros, 17 familias y 6 órdenes, no se detectaron especies exóticas. El número de especies reportadas para el río se incrementó de 30 a 44. Las familias que más especies aportaron al estudio fueron Cichlidae y Poeciliidae. *Alfaro huberi* fue la especie con mayor abundancia y distribución. La desembocadura fue la estación que presentó la mayor abundancia y riqueza de especies. Tanto el NMDS como el ACC muestran claro gradiente longitudinal, siendo la altura sobre el nivel del mar y el porcentaje de hábitat los factores ambientales que mejor describen la variación de la distribución y abundancia de los peces en el río, lo que permitió diferenciar una clara zonación longitudinal en el río: Cuenca Alta, Cuenca Media y Cuenca Baja.

**Palabras clave:** Ecología de comunidades, ensamble de peces, zonación longitudinal.

**ABSTRACT.** The distribution patterns and diversity of fish communities and their spatial variation as a function of environmental parameters between the head and the mouth were studied in the Río Plátano, Honduras. In October 2011 the recollection of environmental data and occurrence of fish in 25 stations was executed, using electro-fishing, hook, cast nets and beach seine. A total of 1297 specimens was recollected, represented in 29 species, 27 genus, 17 families and 6 orders, no exotic species were detected. The number of species reported for the river increased from 30 to 44. The families that contributed more species to the study were Cichlidae and Poeciliidae. *Alfaro huberi* was the species with the highest abundance and distribution. The mouth was the station that had the highest abundance and species richness. Both the NMDS as the ACC show a clear longitudinal gradient, the height above sea level and percentage of environmental habitat were the factors that best describe the variation of the distribution and abundance of fish in the river, allowing differentiate one clear longitudinal zonation in the river: upstream, middle and lower zone.

**Key words:** Community ecology, fish assemblage, longitudinal zonation.

#### INTRODUCCIÓN

La zonación longitudinal es uno de los patrones frecuentemente descritos para explicar la distribución de los peces de agua dulce en sistemas fluviales (Schlosser, 1982), como resultado de cambios en la riqueza de especies, abundancia y composición de los ensamblajes, asociada con cambios en el ambiente que abarca desde la cabecera hasta la desembocadura del río (Granado, 2000; Ostrand

y Wilde, 2002). La alta variabilidad espacial y estacional de los factores ambientales a lo largo del curso del río, es conocida por provocar cambios en la composición de los ensamblajes de peces (Pegg y McClelly, 2004).

La complejidad de las comunidades de peces y su diversidad se incrementan con la complejidad de la estructura del hábitat (Gorman y Karr, 1978). El gradiente en factores bióticos y abióticos a lo largo de un río constituye

un filtro que diferencia a las diversas comunidades de peces, por lo tanto, los diferentes tramos del mismo pueden ser caracterizados como hábitats diferentes de acuerdo con las especies de peces presentes (Angermeier y Karr, 1984; Hughes y Gammon, 1987).

La riqueza y diversidad de las comunidades ícticas a lo largo de distintos cursos de agua, aumentan a medida que se desciende hacia la desembocadura del río, como consecuencia de un incremento en la heterogeneidad de hábitat (Gorman y Karr, 1978; Platts, 1979; Schlosser, 1982; Araújo, 1995; Videla y Bistoni, 1999; Habit *et al.*, 2003), aumento en abundancia y diversidad de alimento, refugio y al hecho de que algunas especies se reproducen en esta parte del ecosistema, así como a la convergencia de especies de peces de diferentes orígenes en las bocas estuarinas (Matthews, 1998; Habit *et al.*, 2003).

El efecto de la variación espacial y temporal de factores bióticos y abióticos en la conformación de los ensamblajes de peces, es un tema de interés actual en ecología de comunidades. Comprender los mecanismos que controlan la distribución, abundancia y coexistencia de las especies ícticas, es clave para plantear estrategias de manejo y conservación adecuadas (Mouillot, 2007).

El presente estudio tuvo como objetivo estudiar los patrones de distribución y diversidad de las comunidades de peces y su variación espacial en función de los parámetros ambientales entre la cabecera y la desembocadura en el Río Plátano. Convirtiéndose este en el primer estudio de ecología de peces que se realiza en Honduras, destacando que Río Plátano es el área protegida más importante del país y una de las más importantes para el funcionamiento del Corredor Biológico Mesoamericano, que a su vez da nombre a la Reserva del Hombre y de la Biosfera de Río Plátano, que es Patrimonio de la Humanidad y Reserva de la Biosfera por parte de la UNESCO a partir de 1980.

## MATERIAL Y MÉTODOS

El Río Plátano se ubica entre las coordenadas 15°-52' N y 84°-42' O y 15°-20' N y 85°-15' O, en la Reserva del Hombre y la Biosfera de Río Plátano en la Mosquitia Hondureña (Figura 1). Es el área protegida más extensa de Honduras con una superficie aproximada de 8,000 km<sup>2</sup> y forma parte de la red mundial de reservas de la biosfera (UNESCO, 1996). Su cuenca tiene una extensión de 3,359.80 km<sup>2</sup> (SERNA, 2001). Entre los días 10 y 21 de Octubre de 2011 durante la época lluviosa, se realizó una

campana de muestreo de peces en 25 estaciones a lo largo del Río Plátano (Figura 1), desde su cabecera (710 msnm) hasta la desembocadura en el mar (aproximadamente 150 km de longitud de río). En la selección de las estaciones se consideraron diferentes hábitats: cauce principal, quebradas, pequeños rápidos, rápidos grandes, pozas y zona riparia. La Cuenca Alta está definida entre las estaciones 1 y 6, entre los 710 y 230 msnm, la Cuenca Media está ubicada entre las estaciones 7 y 15, entre los 82 y 73 msnm y la Cuenca Baja se sitúa entre las estaciones 16 y 25, entre los 72 y 0 msnm (Figura 1).

En cada sitio se tomaron las coordenadas geográficas utilizando un GPS, velocidad de la corriente, altura sobre el nivel del mar, distancia a la desembocadura y porcentaje de hábitat (evaluación visual del hábitat físico: vegetación de ribera sobre y dentro del cauce [se diferenció entre matorral, plantas acuáticas y manglares], material leñoso, detritus, rocas, cascadas, rápidos, pozas, profundidad, zonas de interface [convergencia de quebradas y zona de estuario]).

Utilizando una sonda multiparamétrica se recolectaron datos de salinidad, temperatura y oxígeno disuelto, tipo de sustrato que para este estudio fue dividido en cinco categorías (1 = bloques, 2 = cantos rodados, 3 = grava, 4 = arena, 5 = limo y arcillas).

La recolección de peces se realizó utilizando las siguientes artes de pesca: electro-pesca que se utilizó a lo largo del río a excepción de la desembocadura, en el resto de las estaciones se utilizó una atarraya de seis pies, con media pulgada de luz de malla, una red de playa de 10 y 20 metros de largo por dos metros de alto y un chinchorro de tres metros de largo. El tiempo de muestreo por sitio fue aproximadamente de una hora.

Los especímenes recolectados fueron identificados utilizando las claves de FAO (Kent, 2002), Greenfield y Thomerson (1997) y Bussing (1998). Posteriormente fueron fijados en formalina al 10% y preservados en alcohol al 75% depositándose en la colección ictiológica del Centro Universitario Regional del Litoral Atlántico (CURLA) de la Universidad Nacional Autónoma de Honduras, en La Ceiba, Honduras.

Para determinar si las comunidades de peces respondieron a un gradiente longitudinal se utilizó el método de Escalamiento Multidimensional No Métrico o NMDS (Torgerson, 1952).

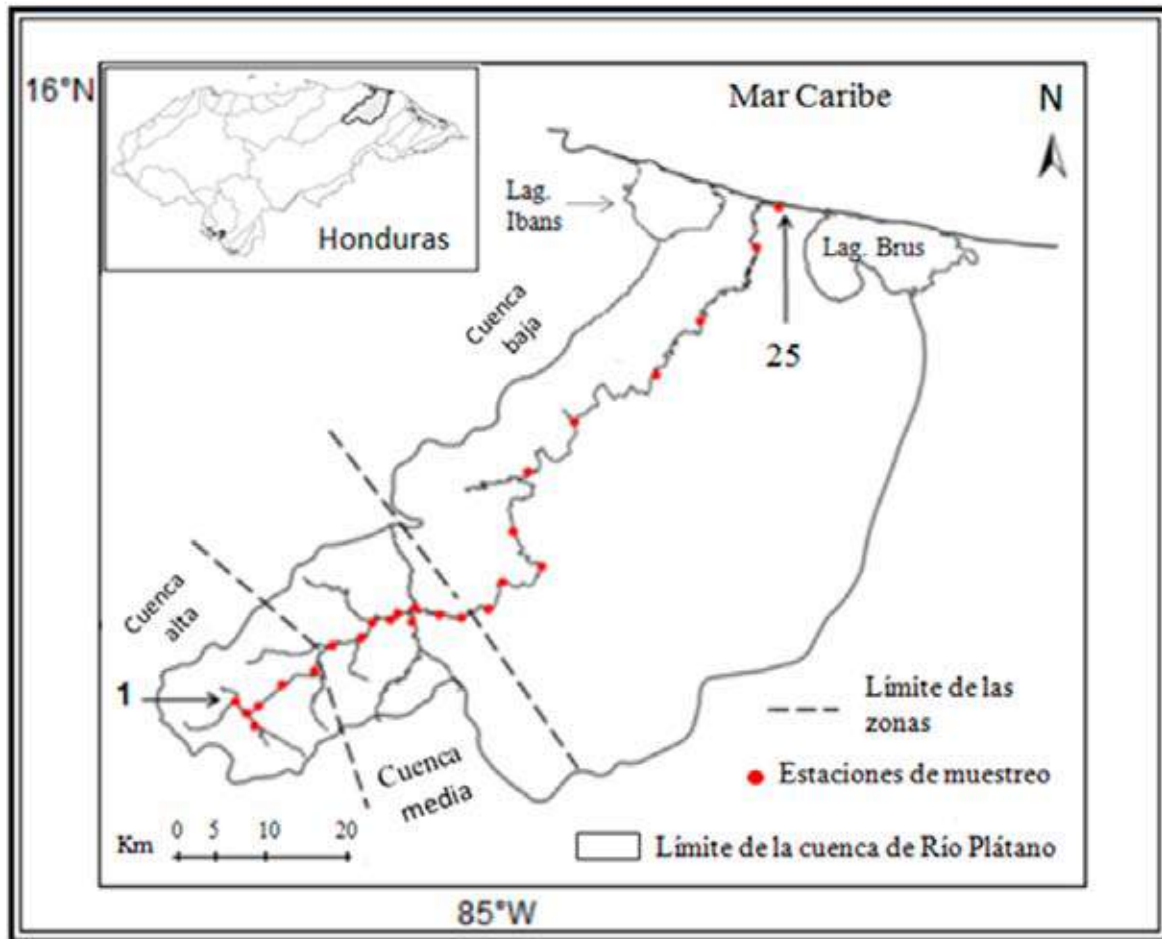


Figura 1. Mapa de ubicación del Río Plátano. Estaciones muestreo y su distribución. Los números 1 y 25 indican la primera y última estación de muestreo, las líneas punteadas muestran las zonas Cuenca Alta, Media y Baja.

Como medida de similaridad se utilizó el índice de Jaccard (Jaccard, 1901) y como variables de agrupamiento datos de presencia y ausencia. Para determinar la diferencia entre los ensamblajes ícticos se realizó un análisis de similitud de una vía o ANOSIM (Clarke y Green, 1988).

Finalmente, para comprender el efecto de las variables ambientales medidas en la estructuración de los ensamblajes ícticos a lo largo del río, se realizó un análisis de Correspondencia Canónica o ACC (Hill, 1974), que consistió en una técnica de ordenación restringida, que relaciona dos matrices: la matriz de variables dependientes (presencia ausencia de especies de peces por localidad) y la matriz de variables independientes (parámetros físico químicos por localidad). Los datos fueron analizados utilizando el programa estadístico Past (Hammer *et al.*, 2009).

## RESULTADOS

Se recolectó un total de 1297 peces, incluidos en seis órdenes, 17 familias, 27 géneros y 29 especies. Se registraron seis nuevas familias (Carangidae, Gerreidae, Haemulidae, Lutjanidae, Syngnathidae y Tetraodontidae), además de 14 nuevos registros de especies para el sitio de estudio (*Amatitlania siquia*, *Atherinella* cf. *meekei*, *Caranx latus*, *Centropomus undecimalis*, *Cryptoberos cutteri*, *Eucinostomus melanopterus*, *Heterandria bimaculata*, *Lutjanus jocu*, *Parachromis friedrichsthalii*, *Poecilia hondurensis*, *Pomadasys croco*, *Sphaeroides testudineus*, *Syngnathus scovelli* y *Trachinotus goodei*), incrementando el número de especies reportadas para el río de 30 (Matamoros *et al.*, 2009) a 44 en el presente estudio (Tabla 1).

Las familias que más especies aportaron al estudio fueron Cichlidae y Poeciliidae con 11 y 9, respectivamente.

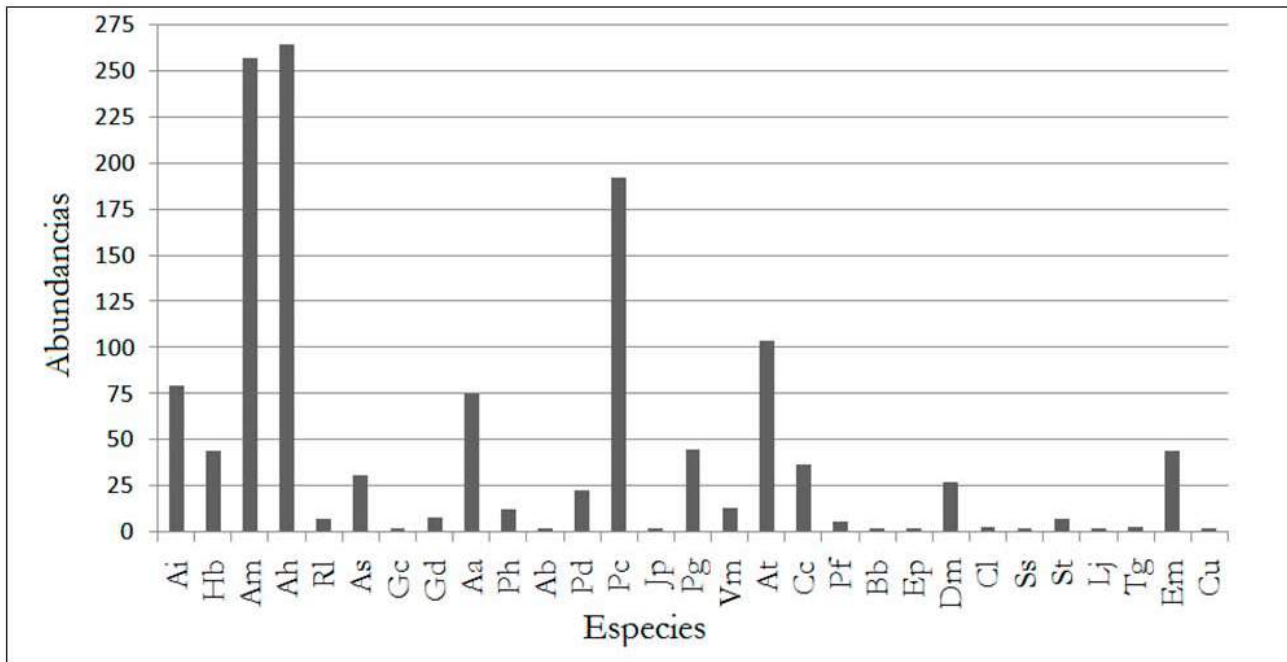


Figura 2. Abundancia de las distintas especies de peces en el río. Código de abreviación: Aa = *A. aeneus*, Ab = *A. banana*, Ah = *A. huberi*, Ai = *A. alfari*, Am = *A. monticola*, As = *A. siquia*, At = *A. cf. meeki*, Bb = *B. belizanus*, Cc = *C. cutteri*, Cl = *C. latus*, Cu = *C. undecimalis*, Dm = *D. maculatus*, Em = *E. melanopterus*, Ep = *E. perniger*, Gc = *G. cylindricus*, Gd = *G. dormitor*, Hb = *H. bimaculata*, Jp = *J. picardi*, Lj = *L. Jocu*, Pc = *P. crocro*, Pd = *P. dovii*, Pf = *P. friedrichsthlii*, Pg = *P. gillii*, Ph = *P. hondurensis*, Rl = *R. laticauda*, Ss = *S. scovelli*, St = *S. testudineus*, Tg = *T. godei*, Vm = *V. maculicauda*.

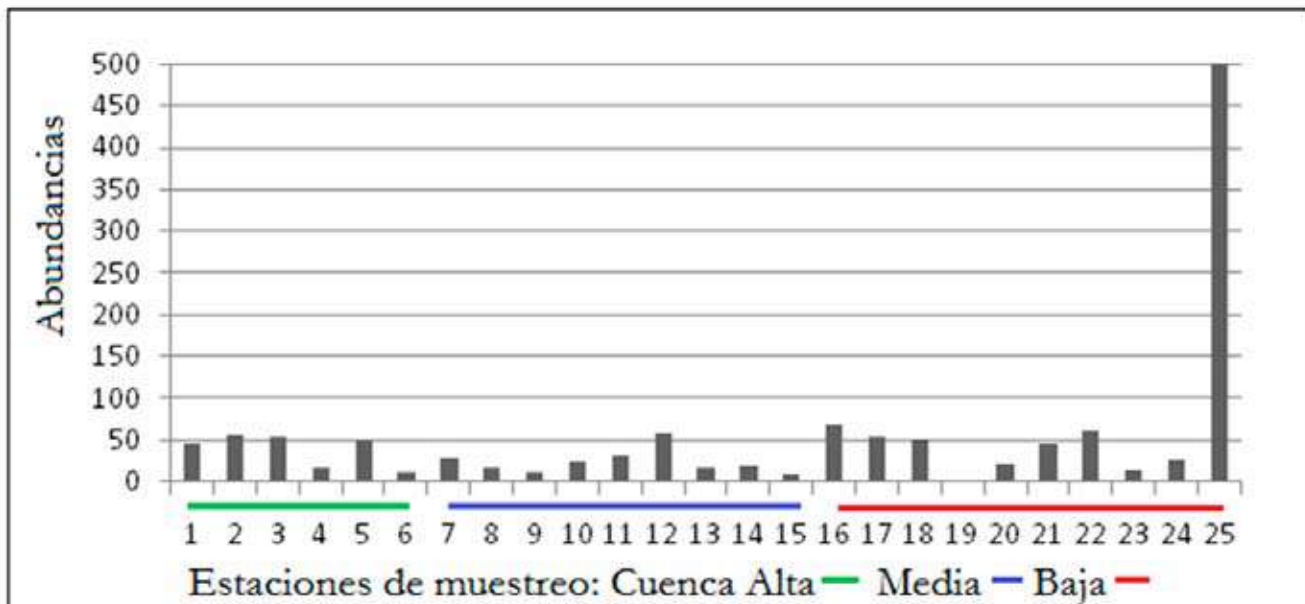


Figura 3. Distribución de las abundancias por cada una de las estaciones de muestreo y zonas del río.

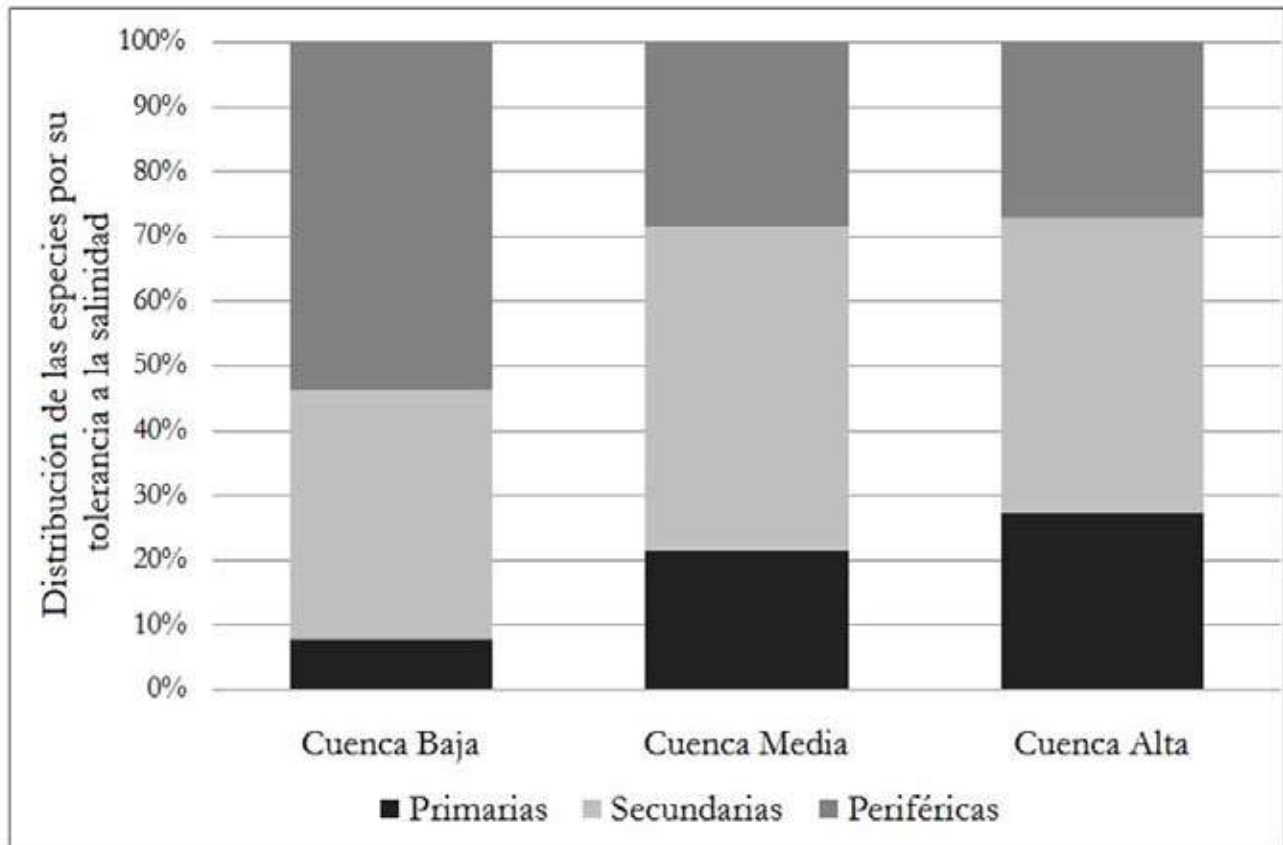


Figura 4. Patrón de cambio a lo largo del río en la composición de las comunidades de peces según su tolerancia a la salinidad.

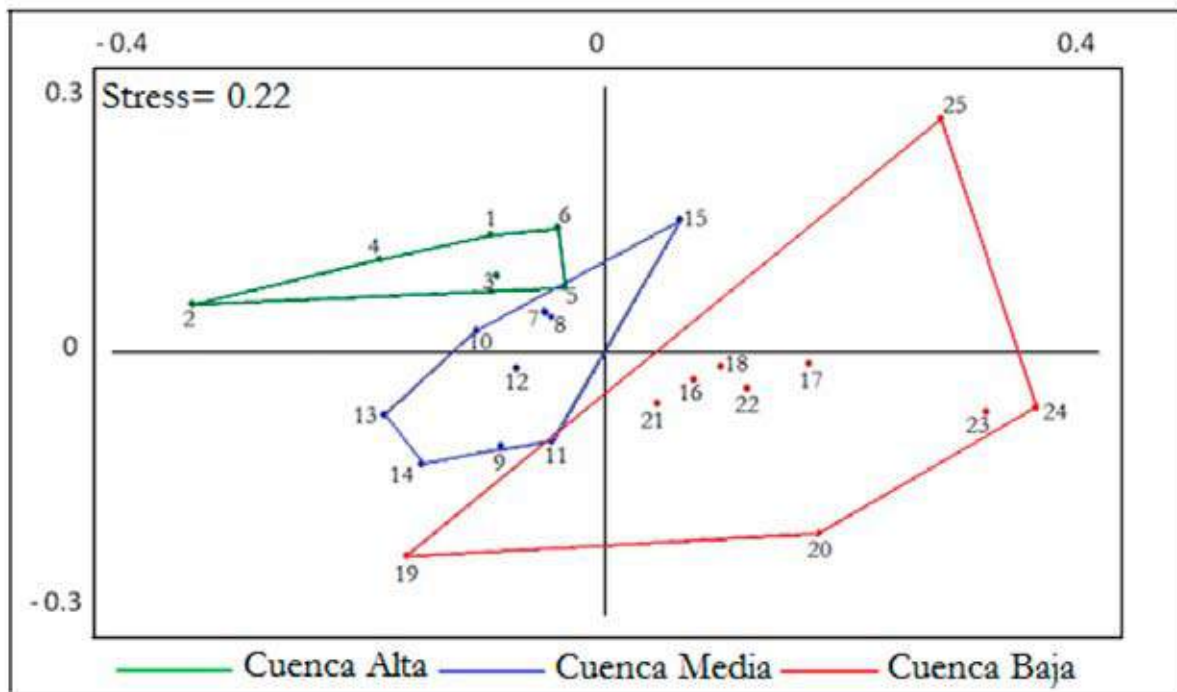


Figura 5. El NMDS muestra un gradiente longitudinal que permite la organización de tres zonas: Cuenca Alta, Cuenca Media y Cuenca Baja. Los números indican las estaciones de muestreo.

Tabla 1. Listado sistemático de especies registradas en el Río Plátano, indicando aquellas detectadas durante el presente estudio y durante estudios anteriores.

ORDEN	FAMILIA	NOMBRE CIENTÍFICO	REGISTROS	ABUNDANCIA
ATHERINIFORMES	Atherinopsidae, Pf	<i>Atherinella</i> cf. <i>meeki</i> (Miller, 1907)	* +	104
		<i>Atherinella milleri</i> (Bussing, 1979)	^	-
CHARACIFORMES	Characidae, Pr	<i>Astyanax aeneus</i> (Günther, 1860)	+	75
		<i>Roebooides bouchellei</i> (Fowler, 1923)	^	-
CYPRINODONTIFORMES	Poeciliidae, Sd	<i>Alfaro huberi</i> (Fowler, 1923)	+	264
		<i>Belonesox belizanus</i> (Kner, 1860)	+	2
		<i>Gambusia nicaraguensis</i> (Günther, 1866)	^	-
		<i>Heterandria anzuetoi</i> (Rosen y Bailey, 1979)	^	-
		<i>Heterandria bimaculata</i> (Heckel, 1848)	* +	44
		<i>Phallichthys amates</i> (Miller, 1907)	^	-
		<i>Poecilia gillii</i> (Kner, 1863)	+	45
		<i>Poecilia hondurensis</i> (Poeser, 2011)	* +	12
GYMNOTIFORMES	Gymnotidae, Pr	<i>Gymnotus cylindricus</i> (La Monte, 1935)	+	2
	Heptapteridae, Pr	<i>Rhamdia guatemalensis</i> (Günther, 1864)	^	-
		<i>Rhamdia laticauda</i> (Kner, 1858)	+	7
PERCIFORMES	Carangidae, Pf	<i>Caranx latus</i> (Agassiz, 1831)	* +	3
		<i>Trachinotus goodei</i> (Jordan y Evermann, 1896)	* +	3
	Centropomidae, Pf	<i>Centropomus pectinatus</i> (Poey, 1860)	^	-
		<i>Centropomus undecimalis</i> (Bloch, 1792)	* +	2
	Cichlidae, Sd	<i>Amatitlania nigrofasciata</i> (Günther, 1867)	^	-
		<i>Amatitlania siquia</i> (Schmitter-Soto, 2007)	* +	31
		<i>Amphilophus alfari</i> (Meek, 1907)	+	79
		<i>Amphilophus longimanus</i> (Günther, 1867)	^	-
		<i>Amphilophus robertsoni</i> (Regan, 1905)	^	-
		<i>Cryptoheros cutteri</i> (Fowler, 1932)	* +	37
		<i>Parachromis dovii</i> (Günther, 1864)	+	23
		<i>Parachromis friedrichsthalii</i> (Heckel, 1840)	* +	6
		<i>Parachromis loisellei</i> (Bussing, 1989)	^	-
		<i>Parachromis managuensis</i> (Günther, 1867)	^	-
	<i>Vieja maculicauda</i> (Regan, 1905)	+	13	
Eleotridae, Pf	<i>Dormitator maculatus</i> (Bloch, 1792)	+	27	

		<i>Eleotris amblyopsis</i> (Cope, 1871)	^	-
		<i>Eleotris perniger</i> (Cope, 1871)	+	2
		<i>Gobiomorus dormitor</i> (Lacepède, 1800)	+	8
	Gerreidae, Pf	<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker, 1863)	*+	44
	Gobiidae, Pf	<i>Awaous banana</i> (Valenciennes, 1837)	+	2
	Haemulidae, Pf	<i>Pomadasys crocro</i> (Cuvier, 1830)	*+	192
	Lutjanidae, Pf	<i>Lutjanus jocu</i> (Bloch y Schneider, 1801)	*+	2
	Mugilidae, Pf	<i>Agonostomus monticola</i> (Bancroft, 1834)	+	257
		<i>Joturus pichardi</i> (Poey, 1860)	+	1
PLEURONECTIFORMES	Tetraodontidae, Pf	<i>Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus, 1758)	*+	7
SYNBRANCHIFORMES	Synbranchidae, Sd	<i>Synbranchus marmoratus</i> (Bloch, 1795)	^	-
SYNGNATHIFORMES	Syngnathidae, Pf	<i>Syngnathus scovelli</i> (Evermann y Kendall, 1896)	*+	2

**NOTA:** Clasificación de las especies de peces por su tolerancia a la salinidad: Pr (Primarias), Sd (Secundarias), Pf (Periféricas) (Myers, 1949).  
\*Nuevos registros para el Río Plátano. +: Especies recolectadas durante el presente estudio. ^: Especies no detectadas en el presente estudio.

La especie con mayor abundancia total y de más amplia distribución fue *Alfaro huberi*, que representó el 16.48% (Figura 2), con una frecuencia de aparición del 80%. La estación que presentó mayor cantidad de especímenes 38.59% (501) y número de especies 51.7% (15) fue la desembocadura (estación 25) (Figura 3).

Basados en la clasificación de los peces por su tolerancia a la salinidad (Myers, 1949) se detectaron 14 familias periféricas, tres secundarias y tres primarias, representadas con 14 (48.27%), 12 (41.37%) y tres (10.34%) especies, respectivamente (Figura 4).

El NMDS muestra claramente un gradiente longitudinal en la distribución de los ensambles de peces en el río, conforme a lo cual las estaciones muestreadas se constituyeron en tres zonas: Cuenca Alta, Cuenca Media y Cuenca Baja, siendo el nivel de stress de 0.22 (Figura 5). El gradiente longitudinal se observa partiendo del NMDS 2 (II cuadrante positivo) donde mayormente agrupan las estaciones de la Cuenca Alta, descendiendo a la Cuenca Media en el NMDS 1 (II y III cuadrantes negativos) y a la Cuenca Baja, cuyas estaciones se agrupan principalmente en el NMDS1 (IV cuadrante positivo) (Figura 6).

Las zonas Cuenca Alta, Media y Baja estuvieron integrados por los siguientes ensambles: la Cuenca Alta por un total 221 especímenes pertenecientes a 11 especies, de las cuales tres son primarias, cinco secundarias y tres periféricas; la Cuenca Media por un total de 298 especímenes

pertenecientes a 14 especies, de las cuales tres son primarias, siete secundarias y cuatro periféricas, y la Cuenca Baja por un total de 778 especímenes pertenecientes a 26 especies, de las cuales dos son primarias, 10 secundarias y 14 periféricas.

Los resultados del ANOSIM fueron significativos ( $P=0.0001$ ) con un valor asociado de  $R=0.39$ , indicando que existen diferencias significativas entre las zonas y que en algunas de las comparaciones la variabilidad existente entre las zonas es baja, sugiriendo que existe traslape de especies, lo que se evidencia dado que se comparten siete especies (24.14%) entre las tres zonas. Por otra parte no hubo especies con presencia exclusiva para la Cuenca Alta, se localizó una sola especie exclusiva para la Cuenca Media y 13 especies exclusivas para la Cuenca Baja (Tabla 2).

Entre las Cuencas Alta y Media se obtuvo la menor diferencia con un valor de  $P=0.0189$ , compartiéndose entre estos un total de nueve especies (*A. huberi*, *A. siquia*, *Agonostomus monticola*, *Amphilophus alfari*, *Astyanax aeneus*, *Gobiomorus dormitor*, *Gymnotus cylindricus*, *P. bondurensis* y *Rhamdia laticauda*). De las 11 especies registradas en la Cuenca Alta, dos de ellas (18.18%: *Awaous banana* y *H. bimaculata*) no fueron detectadas en la Cuenca Media, mientras que de las 14 especies registradas en la Cuenca Media, cinco (35.71%: *Joturus pichardi*, *P. crocro*, *Parachromis dovii*, *Poecilia gillii* y *Vieja maculicauda*) no se detectaron en la Cuenca Alta.

Tabla 2. Lista de especies que conforman los ensambles de peces en las Cuencas Alta, Media y Baja.

CUENCA ALTA	CUENCA MEDIA	CUENCA BAJA
<i>Astyanax aeneus</i> *	<i>Astyanax aeneus</i> *	<i>Astyanax aeneus</i> *
<i>Gymnotus cylindricus</i>	<i>Gymnotus cylindricus</i>	<i>Rhamdia laticauda</i> *
<i>Rhamdia laticauda</i> *	<i>Rhamdia laticauda</i> *	<i>Alfaro huberi</i> *
<i>Alfaro huberi</i> *	<i>Alfaro huberi</i> *	<i>Belonesox belizanus</i> •
<i>Heterandria bimaculata</i>	<i>Poecilia gillii</i>	<i>Heterandria bimaculata</i>
<i>Poecilia hondurensis</i> *	<i>Poecilia hondurensis</i> *	<i>Poecilia hondurensis</i> *
<i>Amphilophus alfari</i> *	<i>Pomadasys crocro</i> *	<i>Poecilia gillii</i>
<i>Amatitlania siquia</i>	<i>Amatitlania siquia</i>	<i>Atherinella cf. meeki</i> •
<i>Agonostomus monticola</i> *	<i>Amphilophus alfari</i> *	<i>Syngnathus scovelli</i> •
<i>Gobiomorus dormitor</i> *	<i>Parachromis dovii</i> *	<i>Centropomus undecimalis</i> •
<i>Awaous banana</i>	<i>Vieja maculicauda</i>	<i>Caranx latus</i> •
	<i>Agonostomus monticola</i> *	<i>Trachinotus goodei</i> •
	<i>Joturus pichardi</i> •	<i>Lutjanus jocu</i> •
	<i>Gobiomorus dormitor</i> *	<i>Eucinostomus melanopterus</i> •
		<i>Pomadasys crocro</i> *
		<i>Amphilophus alfari</i> *
		<i>Cryptoberos cutteri</i> •
		<i>Parachromis dovii</i> *
		<i>Parachromis friedrichsthalii</i> •
		<i>Vieja maculicauda</i>
		<i>Agonostomus monticola</i> *
		<i>Dormitator maculatus</i> •
		<i>Gobiomorus dormitor</i> *
		<i>Eleotris perniger</i> •
		<i>Awaous banana</i>
		<i>Sphoeroides testudineus</i> •

\*Especies que se traslapan entre las Cuencas Alta, Media y Baja.

•Especies con presencia exclusiva de cada grupo.

Entre la Cuenca Alta y la Cuenca Baja se obtuvo un valor de  $P=0.0001$ , compartiéndose nueve especies (*A. aeneus*, *A. alfari*, *A. banana*, *A. huberi*, *A. monticola*, *G. dormitor*, *H. bimaculata*, *P. hondurensis* y *R. laticauda*). De las 14 especies registradas en la Cuenca Alta, dos (14.28%: *A. siquia* y *G. cylindricus*) no fueron detectadas en la Cuenca

Baja, mientras que de las 26 especies registradas en la Cuenca Baja, 15 (57.69%) no se detectaron en la Cuenca Alta (*A. meeki*, *Belonesox belizanus*, *C. cutteri*, *C. latus*, *C. undecimalis*, *E. melanopterus*, *Eleotris perniger*, *G. dormitor*, *L. jocu*, *P. gillii*, *S. scovelli*, *T. goodei*, *P. friedrichsthalii*, *S. testudineus* y *V. maculicauda*).



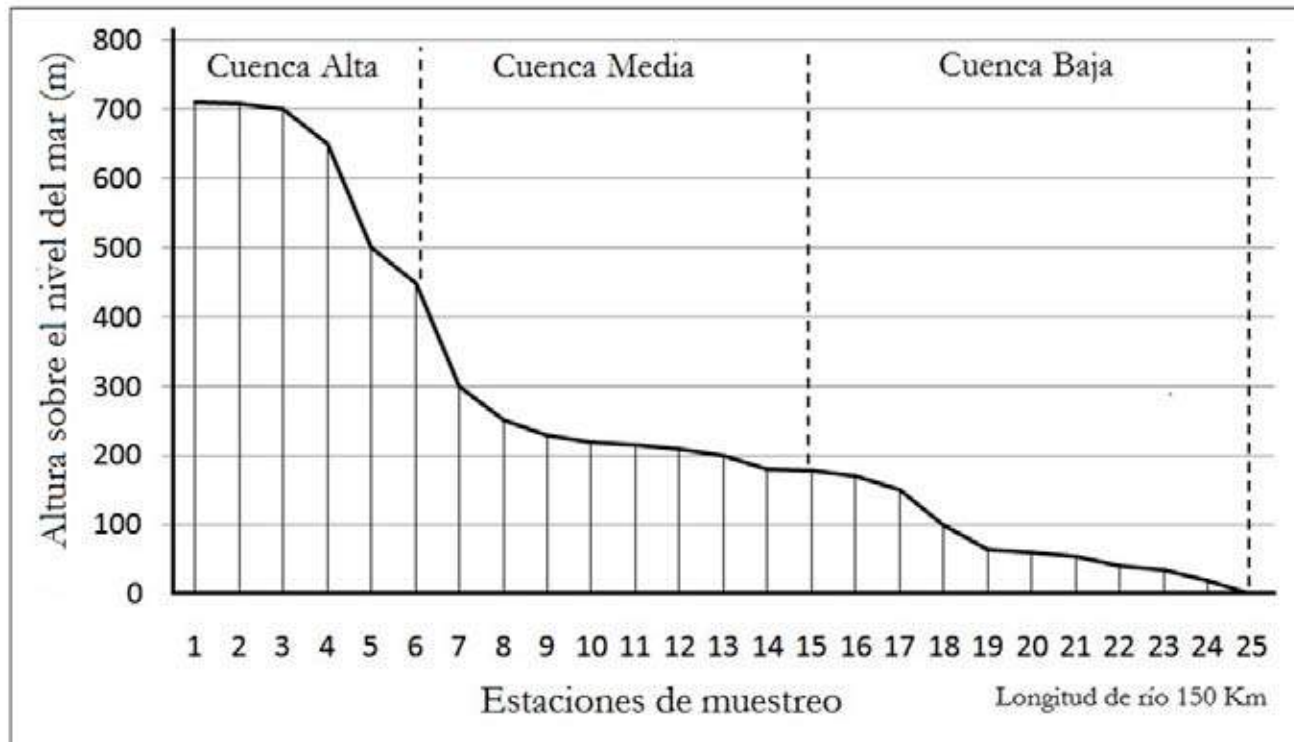


Figura 6. Perfil longitudinal del Río Plátano, muestra una zonación que permite organizar el continuo fluvial en tres zonas.

Entre las Cuenca Media y Baja se obtuvo un valor de  $P=0.0001$ , compartiéndose 11 especies (*A. aeneus*, *A. huberi*, *A. meeki*, *A. monticola*, *A. siquia*, *G. dormitor*, *P. crocro*, *P. doyii*, *P. gillii*, *R. laticauda* y *V. maculicauda*). De las 14 especies registradas en la Cuenca Media, tres (21.43%) no fueron detectadas en la Cuenca Baja (*A. siquia*, *G. cylindricus* y *J. pichardi*), mientras que de las 26 especies registradas en la Cuenca Baja, 13 (50%) no se detectaron en la Cuenca Media (*A. banana*, *B. belizanus*, *C. latus*, *C. undecimalis*, *D. maculatus*, *E. melanopterus*, *E. perniger*, *H. bimaculata*, *L. jocu*, *P. friedrichsthalii*, *S. scovelli*, *S. testudineus* y *T. goodei*).

Los resultados del ACC indican que en los primeros dos ejes se explica el 69.75% de la variabilidad, siendo el 41.11% de la variabilidad atribuida al CC1 y el 28.64% al CC2 (Figura 7). El gráfico muestra patrones claros en la formación de las zonas (Cuenca Alta, Media y Baja) y la fuerte correlación entre las zonas y variables ambientales y biológicas.

De acuerdo con la Figura 7, las variables que determinaron la mayor variabilidad ambiental en el río fueron la altitud sobre el nivel del mar, principalmente asociada a la Cuenca Alta, mientras que el porcentaje de hábitat fue asociado

directamente con la desembocadura. El gradiente ambiental también se observó en las siguientes variables, que de acuerdo con el orden de importancia se indican de la siguiente forma: temperatura del agua, concentración de oxígeno disuelto, tipo de sustrato dominante, salinidad, velocidad de la corriente y a la distancia entre las estaciones de muestreo y la desembocadura, lo que determinó cambios en los ensambles de peces a lo largo del río (Tabla 2).

En la Figura 7 se observa también que el CC1 está fuertemente relacionado con las Cuencas Alta y Media en el I cuadrante y la Cuenca Baja en el IV cuadrante positivo, descendiendo hacia el CC2 en el mismo cuadrante y hacia la desembocadura en el II cuadrante.

En las Cuencas Alta, Media y Baja (CC1 I y IV cuadrantes positivos) la mayor variabilidad ambiental estuvo determinada por la altitud sobre el nivel del mar (m) y la distancia (km) a la desembocadura. La correlación entre ambas variables fue baja ( $R^2=0.631$ ) por lo que no existe colinealidad entre estas. En el CC2 (IV cuadrante negativo) la mayor variabilidad ambiental en la Cuenca Baja estuvo determinada por la menor velocidad de la corriente, mientras que en el CC2 (II cuadrante negativo) se observa

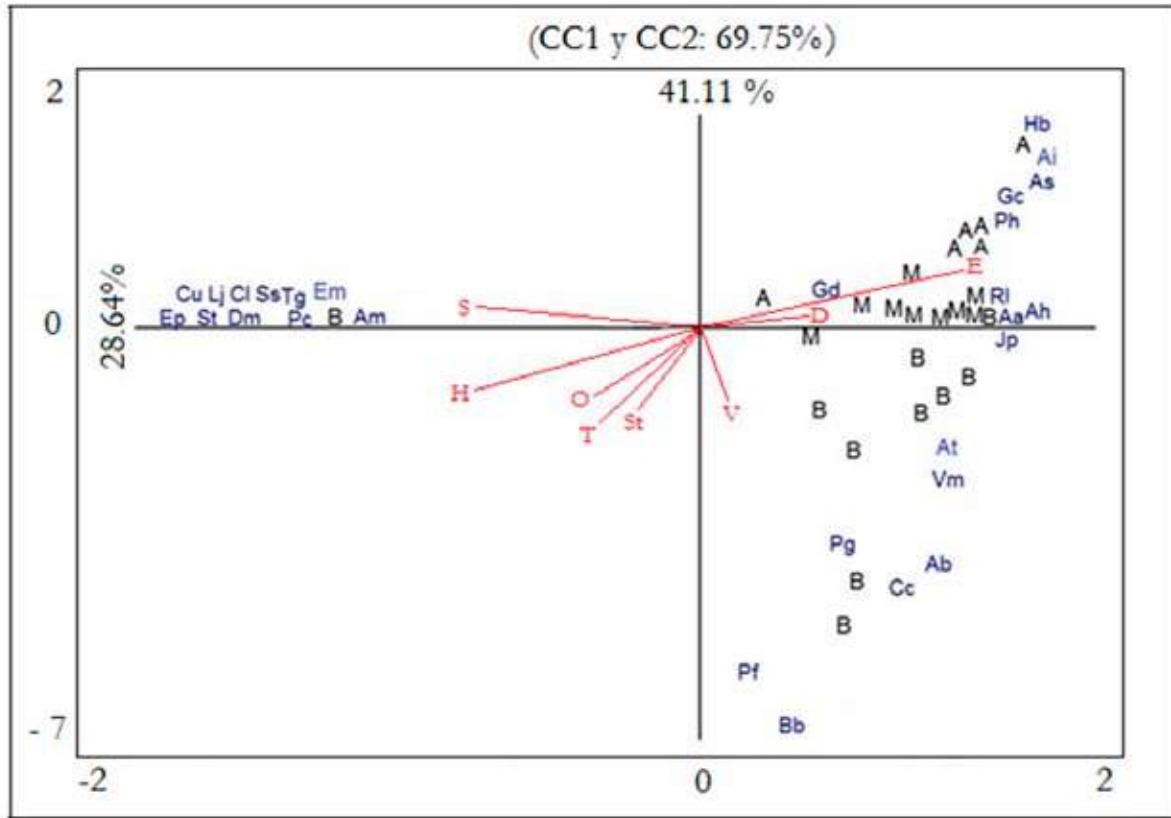


Figura 7. ACC entre las variables ambientales y especies del río Plátano. Código de abreviación: A = cuenca alta, M = cuenca media, B = cuenca baja. D = distancia a la desembocadura, E = altura sobre el nivel del mar, H = % de hábitat, O = oxígeno disuelto, S = salinidad, St = sustrato, T = temperatura, V = velocidad de la corriente. Aa = *A. aeneus*, Ab = *A. banana*, Ah = *A. huberi*, Ai = *A. alfari*, Am = *A. monticola*, As = *A. siquia*, At = *A. cf. meeki*, Bb = *B. belizanus*, Cc = *C. cutteri*, Cl = *C. latus*, Cu = *C. undecimalis*, Dm = *D. maculatus*, Em = *E. melanopterus*, Ep = *E. perniger*, Gc = *G. cylindricus*, Gd = *G. dormitor*, Hb = *H. bimaculata*, Jp = *J. pichardi*, Lj = *L. Jocu*, Pc = *P. croco*, Pd = *P. dovi*, Pf = *P. friedrichsthlii*, Pg = *P. gillii*, Ph = *P. hondurensis*, RI = *R. laticauda*, Ss = *S. scovelli*, St = *S. testudineus*, Tg = *T. goodei*, Vm = *V. maculicauda*.

una fuerte influencia de la salinidad en la interface río-mar o desembocadura, donde convergieron especies periféricas, secundarias y primarias.

**DISCUSIÓN**

Los resultados obtenidos en este estudio indican que existe un gradiente longitudinal en la distribución espacial de los ensambles de peces a lo largo del Río Plátano, permitiendo diferenciar tres zonas: Cuenca Alta, Cuenca Media y Cuenca Baja. El gradiente ambiental está asociado principalmente a dos variables principales, a los cambios de la altitud sobre el nivel del mar, que va desde los 710 msnm en la cabecera del río a los 0 msnm en la desembocadura, además del incremento en el porcentaje de hábitat hacia la Cuenca Baja, el cual estuvo determinado por la presencia de manglares, plantas acuáticas, acumulaciones de materia

orgánica, la convergencia de varios tributarios y en sí misma la interface río-mar, siendo esta la zona del río con mayor abundancia y riqueza de especies.

El gradiente ambiental, se reflejó en la adición continua de especies, a medida que se descendió en altitud hacia la desembocadura, se incrementó de 11 en la Cuenca Alta a 14 y 26 en la Media y Baja, respectivamente, así como incrementos en las abundancias, de 221 especímenes en la Cuenca Alta a 298 y 778 en la Media y Baja, respectivamente, acompañado de un remplazo de las especies de acuerdo con su tolerancia a la salinidad, evidenciándose una disminución gradual en la frecuencia de aparición de especies primarias y secundarias desde la cabecera del río y el aumentó en la ocurrencia de especies periféricas hacia la desembocadura (Sosa-López *et al.*, 2007).

Lo encontrado en Río Plátano es concordante con lo expresado por Vannote *et al.* (1980), Dolédec *et al.* (2000) y Granado (2000) sobre cambios en las estructuras de las comunidades en los ecosistemas fluviales debido a cambios en los factores ambientales a medida se desciende en altitud.

Los mayores cambios en la estructura de las comunidades se observaron entre la Cuenca Alta y la Baja, y entre la Media y la Baja, mientras que entre la Cuenca Alta y Cuenca la Media se observó un mayor traslape de especies.

La mayor abundancia de individuos y riqueza de especies ocurrió en la Cuenca Baja, y máxime en la desembocadura donde la mayor variabilidad ambiental ha sido atribuida al incremento en la salinidad, con un acusado aporte de especies periféricas y alta abundancia, especialmente de *A. monticola* y *P. crocro* las que se localizaron en estado juvenil en su totalidad. En esta estación convergieron especies de distintos orígenes, tal es el caso de *R. laticauda* (primaria), *V. maculicauda* (secundaria) y *L. Jocu* (periférica), situación que obedece a una interface entre un ecosistema de agua dulce a un sistema estuarino, aumentando así la heterogeneidad de hábitat, lo que es consistente con lo indicado por Matthews (1998) y Trujillo-Jiménez *et al.* (2010) en el río Amacuzac, México. Otros autores como Callow y Petts (1994) y Habit *et al.* (2003) adicionan otras causas a la mayor abundancia en las zonas bajas de los ríos, como la mayor disponibilidad de alimento y que las mismas constituyen áreas de reproducción y crianza.

Las familias que más especies aportaron al estudio fueron Cichlidae y Poecilidae lo que concuerda con otros estudios realizados en la región por Rojas y Rodríguez (2008) en el río Grande de Térraba en Costa Rica y López-Vila *et al.* (2014) en el río Hondo, México-Belice. *Alfaro huberi* fue la especie con mayor abundancia y distribución, incluso la zona baja del río donde las aguas tienen muy escasa transparencia y son lentas, dado que es una especie que habita en aguas claras y corrientes (Wischnath, 1993), su aparición se podría atribuir a que pudo haber sido arrastrada aguas abajo por las corrientes del río ya que el estudio se realizó durante el pico de la época lluviosa (octubre de 2011), coincidiendo el muestreo de la Cuenca Baja con el arribo de la tormenta tropical número 16 (19 de octubre) que azotó con fuerza toda la zona de estudio.

Es importante resaltar que en este estudio no se detectó la presencia de especies exóticas, sin embargo, la Cuenca Baja del río se conecta con las lagunas de Brus, Ibans y Rapa y los ríos Sico y Patuca, donde se manifiesta la presencia

de *Oreochromis niloticus* (Matamoros *et al.*, 2009), siendo una especie de conocido éxito como invasora (Trewavas, 1983; Ehrlich, 1988) y efectos negativos sobre la biodiversidad (Canónico *et al.*, 2005). La misma es considerada una amenaza para las comunidades de peces en el Río Plátano, por lo que se recomienda a los gestores del área protegida iniciar un proceso de monitoreo de esta especie, sobre todo considerando la importancia en términos de conservación de este río y de la Reserva del Hombre y de la Biosfera de Río Plátano para Honduras y la región del Corredor Biológico Mesoamericano.

Como se indicó, se recolectaron varias familias periféricas (Centropomidae, Eleotridae, Gobiidae y Mugilidae,) en la cabecera del río a más de 100 km aguas arriba de la desembocadura, lo que evidencia cambios en la composición de peces (Bussing, 1998). Siendo los resultados coherentes con lo reportado por Rojas y Rodríguez (2008) en el Río Grye de Térraba, al sur de Costa Rica, donde también observaron el ingreso de especies estuarinas hasta 80 km aguas arriba.

Lo anterior, se vuelve importante dado que en Honduras se proyecta para el año 2022 que la tasa de represamiento se incrementará del 5 al 17% con fines de producir energía hidroeléctrica (SEFIN, 2010). Es ampliamente conocido, que las represas constituyen un obstáculo en la migración de los peces, debido al efecto de barrera y a la fragmentación que causan en los ríos (Carracedo y García, 2011), por lo que se recomienda que esta característica ecológica de los peces y otras que sean pertinentes a la salud del ecosistema fluvial, deben ser estudiadas y consideradas en la planificación de proyectos hidroeléctricos.

Con el presente estudio se ha contribuido a generar información sobre la biodiversidad íctica del Río Plátano, también a iniciar a comprender aspectos claves de la ecología del río como la abundancia, distribución de las especies en el continuo fluvial, así como determinar cuáles son las variables ambientales que determinan la estructuración de los ensambles de los peces en las diferentes zonas, al tiempo de generar elementos de la ecología del río que podrían contribuir en la formulación de estrategias integradas para su gestión.

Se recomienda continuar con estudios ecológicos a escala espacio-temporal mediante el establecimiento de un plan de monitoreo a largo plazo, lo que permitirá a los tomadores de decisiones resolver preguntas clave para la gestión integrada de la cuenca del Río Plátano.

**AGRADECIMIENTOS**

Se agradece a la Comisión Centroamérica de Ambiente y Desarrollo (CCAD) por el apoyo financiero para la realización del presente estudio, como parte del Programa Estratégico Regional de Monitoreo de la Biodiversidad de Centroamérica (PROMEBIO), con el cual se implementó la prueba de protocolos y generación de línea base de los ríos de Centroamérica. Se expresa especial gratitud a Suyapa de Meyer por su apoyo al proceso de la investigación, así como a Wilfredo Matamoros por sus importantes aportes a Ilich Moradel, Mario Mejía y Oqueli Banegas por su invaluable asistencia en la recolecta de los datos. A Silvia Navas-Parejo, Verónica Caviedes, Daniela Aragón y Héctor Portillo por su colaboración en la revisión del manuscrito.

**LITERATURA CITADA**

- Angermeier, P. y J. Karr. 1984. Relationships between woody debris and fish habitat in a small warm water stream. *Transactions of the American Fisheries Society* 113: 716-726.
- Araújo, F. 1995. Composição e estrutura da comunidade de peixes do médio e baixo Rio Paraíba do Sul, RJ. *Revista Brasileira de Biología* 56(1): 111-126.
- Bussing, W. 1998. Freshwater fishes of Costa Rica. Editorial de la Universidad de Costa Rica. San José, Costa Rica. 458 p.
- Callow, P. y G. Petts. 1994. *The river handbook: hydrological and ecological principles*. Blackwell Science, Oxford, United Kingdom. 523 p.
- Canonico, G. A., J. Arthington, M. McCrary y M. Thieme. 2005. The effects of introduced tilapias on native biodiversity. *Aquatic Conservation: Marine y Freshwater Ecosystems* 15(5): 463-483.
- Carracedo, M. V. y J. C. García C. 2011. Consecuencias biogeográficas de las infraestructuras hidroeléctricas del río Nansa (Cantabria). *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles* 57: 369-389.
- Clarke, R. y H. Green. 1988. Statistical design and analysis for a 'biological effects' study. *Marine Ecology Progress Series* 46: 213-226.
- Dolédec, S., D. Chessel y C. Gim. 2000. Niche separation in community analysis: a new method. *Ecology* 81(10): 2914-2927.
- Ehrlich, P. 1988. The loss of diversity: Causes y consecuencias: Wilson, E. O. (ed.). *Biodiversity*. National Academy Press. Washington, DC. USA. pp. 21-27.
- Gorman, O. y J. Karr. 1978. Habitat structure y stream fish communities. *Ecology* 59(53): 507-515.
- Granado, C. 2000. *Ecología de comunidades. El paradigma de los peces de agua dulce*. Universidad de Sevilla. Madrid, España. 282 p.
- Greenfield, D. y J. Thomerson. 1997. *Fishes of continental waters*. University Press of Florida. USA. 311 p.
- Habit, E., P. Victoriano y A. Rodríguez. 2003. Variaciones espacio-temporales del ensamble de peces de un sistema fluvial de bajo orden del centro-sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 76: 3-14.
- Hammer, Ø., D. Harper y P. Ryan. 2009. *PAST-PALaeontological STatistics*, ver. 1.89.
- Hill, M. 1974. Correspondence analysis: a neglected multivariate method. *Applied Statistics* 23: 340-354.
- Hughes, R. y J. Gammon. 1987. Longitudinal changes in fish assemblages y water quality in the Willamette River, Oregon. *Transactions of the American Fisheries Society* 116(2): 196-209.
- Jaccard, P. 1901. Distribution de la flore alpine dans le bassin des Dranses et dans quelques régions voisines. *Bulletin de la Société Vaudoise des Sciences Naturelles* 37: 241-272.
- Kent, E. C. 2002. *The living marine resources of the Western Central Atlantic*. FAO Species identification guide for fishery purposes and American Society of Ichthyologists y Herpetologists. Special Publication No. 5. Volume 3: Bony fishes part 2 (Opisthognathidae to Molidae), sea turtles and marine mammals. Roma, Italia. 1373 p.
- López-Vila, J. M., M. E. Valdéz-Moreno, J. J. Schmitter-Soto, M. Mendoza-Carranza y R. Herrera-Pavón. 2014. Composición y estructura de la ictiofauna del río Hondo, México-Belice, con base en el uso del arpón. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85(3): 866-874.
- Matamoros, W., J. Schaefer y B. Kreiser. 2009. Annotated checklist of the freshwater fishes of continental y insular Honduras. *Zootaxa* 2307: 1-38.
- Matthews, W. 1998. *Patterns in freshwater fish ecology*. Chapman y Hall, New York, USA. 757 p.

- Mouillot, D. 2007. Niche assembly vs dispersal assembly rules in coastal fish metacommunities: implications for management of biodiversity in brackish lagoons. *Journal of Applied Ecology* 44(4): 760-767.
- Myers, G. 1949. Salt tolerance of fresh-water fish groups in relation to zoogeographical problems. *Bijdragen tot de Dierkunde* 28: 315-322.
- Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO). 1996. La Red Mundial de Reservas de Biósfera. UNESCO, Programa “El Hombre y la Biósfera” (MAB). ([www.fao.org/docrep/x0963s/x0963s08.htm](http://www.fao.org/docrep/x0963s/x0963s08.htm)): Consultado 10 julio de 2013).
- Ostrand, K. y G. Wilde. 2002. Seasonal y spatial variation in a prairie stream-fish assemblage. *Ecology of Freshwater Fish* 11(3): 137-149.
- Pegg, M. y M. McClelly. 2004. Spatial y temporal patterns in fish communities along the Illinois River. *Ecology of Freshwater Fish* 13(2): 125-135.
- Platts, W. 1979. Relationships among stream order, fish populations and aquatic geomorphology in an Idaho River drainage. *Fisheries* 4(2): 5-9.
- Rojas, R. y S. Rodríguez. 2008. Diversidad y abundancia ictiofaunística del río Grye de Térraba, sur de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 56: 1429-1447.
- Schlosser, I. 1982. Fish community structure y function along two habitat gradients in headwater stream. *Ecological Monographs* 52(4): 395-414.
- Secretaría de Recursos Naturales y Ambiente (SERNA). 2001. Estrategia Nacional de Biodiversidad y Plan de Acción. República de Honduras. 70 p. (<http://agendaforestal.org/documentos/Estrategia%20nacional%20de%20Biodiversidad.pdf>): Consultado el 18 de abril de 2014).
- Secretaría de Finanzas (SEFIN). 2010. Visión de País 2010-2038 y Plan de Nación 2010-2022. Resultados para consideración del Soberano Congreso Nacional. República de Honduras. 177 p. (<http://www2.unah.edu.hn/uploaded/content/category/1727185999.pdf>): consultado el 18 de abril de 2014).
- Sosa-López, A., D. Mouillot, D. Ramos, H. Flores y T. Chi. 2007. Fish species richness decreases with salinity in tropical coastal lagoons. *Journal of Biogeography* 34: 52-61.
- Torgerson, W. 1952. Multidimensional scaling: I. Theory y method. *Psychometrika* 17(4): 401-419.
- Trewavas, E. 1983. Tilapiine fishes of the genera *Sarotherodon*, *Oreochromis* y *Danakilia*. British Museum (Natural History). London. 583 p.
- Trujillo-Jiménez, P., E. López., E. Díaz y J. Camargo. 2010. Patterns in the distribution of fish assemblages in Río Amacuzac, Mexico: influence of abiotic factors y biotic factors. *Reviews in Fish Biology y Fisheries* 20: 457-469.
- Vannote, R., G. Minshall, K. Cummings, J. Seddel y C. Cushing. 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 130-137
- Videla, M. y M. Bistoni. 1999. Composición y estructura de la comunidad íctica de un río serrano a lo largo de un gradiente altitudinal. *Iheringia, Serie Zoología* 87: 171-180.
- Wischnath, L. 1993. Atlas of livebearers of the world. T.F.H. Publications, Inc., USA. 336 p.