

Universidad de Costa Rica

Facultad de Ciencias

Escuela de Biología

Tesis para optar al grado de
Licenciatura en Biología con énfasis en Zoología

Abundancia, relaciones longitud-peso y aspectos reproductivos de la tilapia (*Oreochromis niloticus*) y del pleco (*Hypostomus* cf. *aspidolepis*) en el Río Sabogal, cuenca del Río Frío, vertiente atlántica norte de Costa Rica

Damián Castillo Pérez

Ciudad Universitaria Rodrigo Facio

San José, Costa Rica

2018

MIEMBROS DEL TRIBUNAL

Myrna I. López, Lic.
Directora de tesis.

Helena Molina Ureña, Ph.D.
Lectora.

Gerardo Umaña Villalobos, M.Sc.
Lector.

Juan José Alvarado Barrientos, Dr.
Miembro del Tribunal Examinador

Javier Trejos Zelaya, Dr.
Decano de la Facultad de Ciencias

Damián Castillo Pérez, Bach.
Sustentante

A mi familia y profesora Myrna.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco sinceramente a mi profesora Myrna por su apoyo invaluable y creer en la relevancia del proyecto. Asimismo, a Gerardo y Helena que compartieron de su conocimiento crítico y constructivo para mejorar sustancialmente la investigación. A Ismael Mendoza por su compañía en el terreno. A Ana Rosa Ramírez por su amistad valiosa y palabras de ánimo. Muchísimas gracias a mis padres y a Dios porque me impulsan cada día y me enseñan la perseverancia y esperanza.

A Cristina Araya Villalobos y Jackeline Brenes Durán, del Departamento de Información Meteorológica, del Instituto Meteorológico Nacional (IMN), por facilitar información climatológica. A los compañeros de la Sección de Proveeduría de la Escuela de Biología por facilitar trámites en el préstamo de equipo.

ÍNDICE GENERAL

Contenido	Página
ÍNDICE DE FIGURAS	vi
ÍNDICE DE CUADROS	vii
RESUMEN	viii
DESCRIPTORES	viii
1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. Marco teórico	1
1.2. La ictiofauna del Río Frío	3
1.3. La tilapia, <i>Oreochromis niloticus</i> , en Costa Rica	9
1.4. Los plecos introducidos: amenaza internacional de la biodiversidad y ecosistemas	11
1.5. Madrigueras del pleco	25
1.6. Justificación	26
2. OBJETIVOS	27
2.1. Objetivo general	27
2.2. Objetivos específicos y metas	27
3. MATERIALES Y MÉTODOS	29
3.1. Estado poblacional de la tilapia y del pleco en el Río Sabogal	29
3.1.1. Sitios de muestreo	29
3.1.2. Trabajo de campo	29
3.1.3. Análisis estadístico	31
3.2. Madrigueras del pleco	34
3.2.1. Localidades de muestreo	34
3.2.2. Trabajo de campo	36
3.2.3. Análisis estadístico	37
4. RESULTADOS	39
4.1. Estado poblacional de la tilapia y del pleco en el Río Sabogal	39
4.1.1. Abundancia relativa y peso fresco	39
4.1.2. Distribución de tallas	46
4.1.3. Relación longitud total-peso	49
4.1.4. Aspectos reproductivos	50
4.1.4.1. La talla de la primer madurez sexual	50
4.1.4.2. Estados de madurez sexual	51
4.1.4.3. Fecundidad del pleco	54
4.2. Madrigueras del pleco	55
4.2.1. Densidad de madrigueras	55
4.2.2. Dimensiones de las madrigueras	56
4.2.3. Volumen de las madrigueras	61
4.2.4. Muestreo del pleco	62
5. DISCUSIÓN	63
5.1. Estado poblacional de la tilapia y del pleco en el Río Sabogal	63
5.2. Madrigueras del pleco	75
5.3. Conclusiones	80
6. REFERENCIAS	81
7. ANEXOS	126

ÍNDICE DE FIGURAS

Fig. 1. Cuencas hidrográficas en la vertiente atlántica norte de Costa Rica	2
Fig. 2. Áreas protegidas en la cuenca del Río Frío	4
Fig. 3. Sitios de muestreo en la cuenca del Río Frío	30
Fig. 4. Puntos de muestreo en el norte de Costa Rica	35
Fig. 5. Fluctuación de la precipitación total diaria promedio durante el período de estudio	39
Fig. 6. Abundancia relativa de las especies de peces inferida de la frecuencia de captura y captura por unidad de esfuerzo promedio, según el mes y sitio en el Río Sabogal, período octubre de 2017 – mayo de 2018	41
Fig. 7. Captura por unidad de esfuerzo y peso fresco de la tilapia en el Río Sabogal	42
Fig. 8. Captura por unidad de esfuerzo y peso fresco del pleco en el Río Sabogal	43
Fig. 9. Peso fresco porcentual promedio de la tilapia y el pleco de la captura total según el mes y sitio	45
Fig. 10. Tallas de la tilapia en el Río Sabogal según el sexo	46
Fig. 11. Distribución de tallas de la tilapia, período noviembre de 2017 – abril de 2018	47
Fig. 12. Tallas del pleco en el Río Sabogal según el sexo	47
Fig. 13. Distribución de tallas del pleco según el sexo y el mes, período octubre de 2017 – mayo de 2018	48
Fig. 14. Relación longitud total – peso	49
Fig. 15. Curva logística del porcentaje de individuos sexualmente maduros del pleco	50
Fig. 16. Frecuencia porcentual de los estados de madurez gonadal del pleco en el Río Sabogal	53
Fig. 17. Relación entre la fecundidad total de hembras del pleco con su longitud estándar y su peso	55
Fig. 18. Gráficos de caja que muestran la variación de la mediana de las dimensiones y el volumen de madrigueras del pleco entre los distintos ríos	58
Fig. 19. Gráficos de caja que muestran la variación de la mediana de las dimensiones y el volumen de madrigueras del pleco entre los distintos sitios de muestreo	59
Fig. 20. Correlación de Spearman entre dimensiones de madrigueras del pleco, y entre la distancia inferior y el volumen, incluido los seis ríos estudiados	60
Fig. 21. Volumen de suelo excavado por el pleco	61
Fig. 22. Pleco <i>Hypostomus</i> cf. <i>aspidolepis</i> del canal y laguna Comején	62
Fig. S1. Fluctuación temporal de la temperatura diaria desde enero de 2017 hasta junio de 2018	126
Fig. S2. Precipitación total mensual promedio desde enero de 2017 hasta junio de 2018	126
Fig. S3. Tilapia hembra con huevos guardados en su boca, capturada en el Río Sabogal en San Isidro el 30 de noviembre de 2017	127
Fig. S4. Tilapia macho, capturado en el Río Sabogal en San Isidro el 02 de marzo de 2018	127
Fig. S5. Pleco del Río Sabogal capturado en La Unión el 03 de abril del 2018	128
Fig. S6. Ovocitos maduros del pleco en el río Sabogal	128
Fig. S7. Pleco capturado en un canal asociado al Río Frío en Caño Ciego, Los Chiles	129
Fig. S8. Madrigueras del pleco en el talud del canal Comején, Río Pocosol	130

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Países con plecos introducidos	17
Cuadro 2. Evidencia científica de ovivoría por plecos de los géneros <i>Hypostomus</i> y <i>Pterygoplichthys</i>	22
Cuadro 3. Informes de depredación de plecos por animales vertebrados y por un caracol ovívoro	23
Cuadro 4. Peso fresco de los peces capturados en el Río Sabogal, período octubre de 2017 – mayo de 2018	44
Cuadro 5. Número de individuos de la tilapia según su estado de madurez sexual	51
Cuadro 6. Número de individuos del pleco según su estado de madurez sexual	52
Cuadro 7. Fecundidad individual del pleco	54
Cuadro 8. Densidad de madrigueras en los ríos seleccionados en el norte de Costa Rica	56
Cuadro 9. Variación de las dimensiones (cm) de las madrigueras de plecos	57
Cuadro S1. Coordenadas geográficas de los puntos de muestreo y observaciones	131
Cuadro S2. Número de individuos del pleco en el Río Sabogal	131
Cuadro S3. Caracteres merísticos de la tilapia y del pleco	132
Cuadro S4. Caracteres morfométricos del pleco en el Río Sabogal	133
Cuadro S5. Fecha de visita y características ambientales de los sitios de muestreo en los ríos Frío y Sabogal	133
Cuadro S6. Fecha de visita y características ambientales de los sitios en el Río Pocosol y el canal El Comején	134
Cuadro S7. Fecha de visita y características ambientales de los sitios en los ríos Medio Queso y Hernández	134

RESUMEN

La introducción de especies exóticas en aguas continentales conlleva riesgos hacia la integridad de los ecosistemas y la biodiversidad nativa. Desde la década de 1990 se ha informado la presencia y algunos impactos ecológicos de la tilapia, *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) (Perciformes: Cichlidae), dentro de la cuenca binacional del Río San Juan. En dicha cuenca, un pleco preliminarmente identificado como *Hypostomus aspidolepis* (Günther, 1867) (Siluriformes: Loricariidae) se ha dispersado desde 2007. Las tilapias y los plecos presentan características que les permiten establecerse y dispersarse en los ambientes donde son introducidos; por ejemplo, el cuidado parental de sus huevos y larvas. La introducción de estas especies y sus congéneres se ha asociado con varios impactos en el ámbito ecológico y socioeconómico, entonces consideradas especies exóticas invasoras. El objetivo del presente trabajo es caracterizar la abundancia, distribución de tallas, la relación longitud-peso fresco total y aspectos reproductivos de la tilapia *O. niloticus* y del pleco *Hypostomus* cf. *aspidolepis* en el Río Sabogal, afluente del Río Frío (subcuenca del Río San Juan). Además, evaluar la densidad y dimensiones de las madrigueras excavadas por el pleco en la zona de estudio. Del total de 21 especies capturadas con atarraya, el pleco ocupó el primer lugar (abundancia y biomasa) y la tilapia el sétimo y cuarto lugar (abundancia y biomasa, respectivamente) con respecto al valor más alto. El pleco se reprodujo durante todo el período de estudio (octubre 2017 – mayo 2018). Se registraron tilapias hembras en reproducción en noviembre 2017, y marzo y abril 2018.

DESCRPTORES: Centroamérica, Río San Juan, Río Frío, Río Sabogal, tilapia, pleco.

1. INTRODUCCIÓN.

1.1. Marco teórico.

Las aguas continentales de Mesoamérica se dividen en cuatro grandes provincias ícticas: Ístmica, San Juan, Usumacinta y Chiapas-Nicaragüense (Miller, 1966; Bussing, 1976, 1998; Perdices *et al.*, 2002). Basados en datos de presencia/ausencia de peces dulceacuícolas de Costa Rica y Panamá, Smith & Bermingham (2005) sugieren que la provincia biogeográfica San Juan incluye toda la vertiente atlántica de Costa Rica, excepto la cuenca del Río Sixaola en la provincia biogeográfica Bocas. Bussing (1976) reporta una lista de peces para la cuenca del Río San Juan compuesta por 45 especies dulceacuícolas (ocho familias) y nueve especies con afinidad marina (ocho familias).

Una de las primeras listas de peces de agua dulce de Costa Rica es reportada por Meek (1912), con un total de 71 especies. La taxonomía, distribución y ecología de 134 especies de peces de agua dulce de Costa Rica, agrupados en 34 familias, es presentada por Bussing (1998). Dicha lista de especies, así como su taxonomía, clasificación y distribución geográfica es actualizada por Angulo *et al.* (2013). Según los datos publicados más recientes, la ictiofauna dulceacuícola de Costa Rica está compuesta por 253 especies nativas (33 primarias, 59 secundarias y 161 periféricas, para un total de 24 especies endémicas de Costa Rica) y ocho especies introducidas (cuatro primarias, tres secundarias y una especie periférica; Angulo *et al.*, 2013, 2015; Álvarez *et al.*, 2018). Las poblaciones tradicionalmente identificadas como *Astyanax aeneus* (Günther, 1860) corresponden a dos especies (*Astyanax nicaraguensis* Eigenmann & Ogle, 1907 y *Astyanax orstedii* (Krøyer, 1875)), mientras que la población de *Astyanax orthodus* Eigenmann, 1907 corresponde a *Astyanax anai* Angulo *et al.*, 2018.

De las especies introducidas en Costa Rica se consideran primarias la carpa dorada, *Carassius auratus* (Linnaeus, 1758); la carpa común, *Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758; el black-bass, *Micropterus salmoides* (Lacepède, 1802) y el pez diablo, *Pterygoplichthys pardalis* (Castelnau, 1855). Las especies secundarias son la tilapia, *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758); la olomina, *Poecilia reticulata* Peters, 1859; y el platí, *Xiphophorus variatus* (Meek, 1904). La única especie periférica es la trucha arcoíris, *Oncorhynchus*

mykiss (Walbaum, 1792). El black-bass y la trucha arcoiris se introdujeron para pesca deportiva, la tilapia y la carpa común para acuicultura, mientras que la carpa dorada, la olomina, el platí y el pez diablo son especies ornamentales (Vargas, 2003; Angulo *et al.*, 2013; Allen *et al.*, 2017).

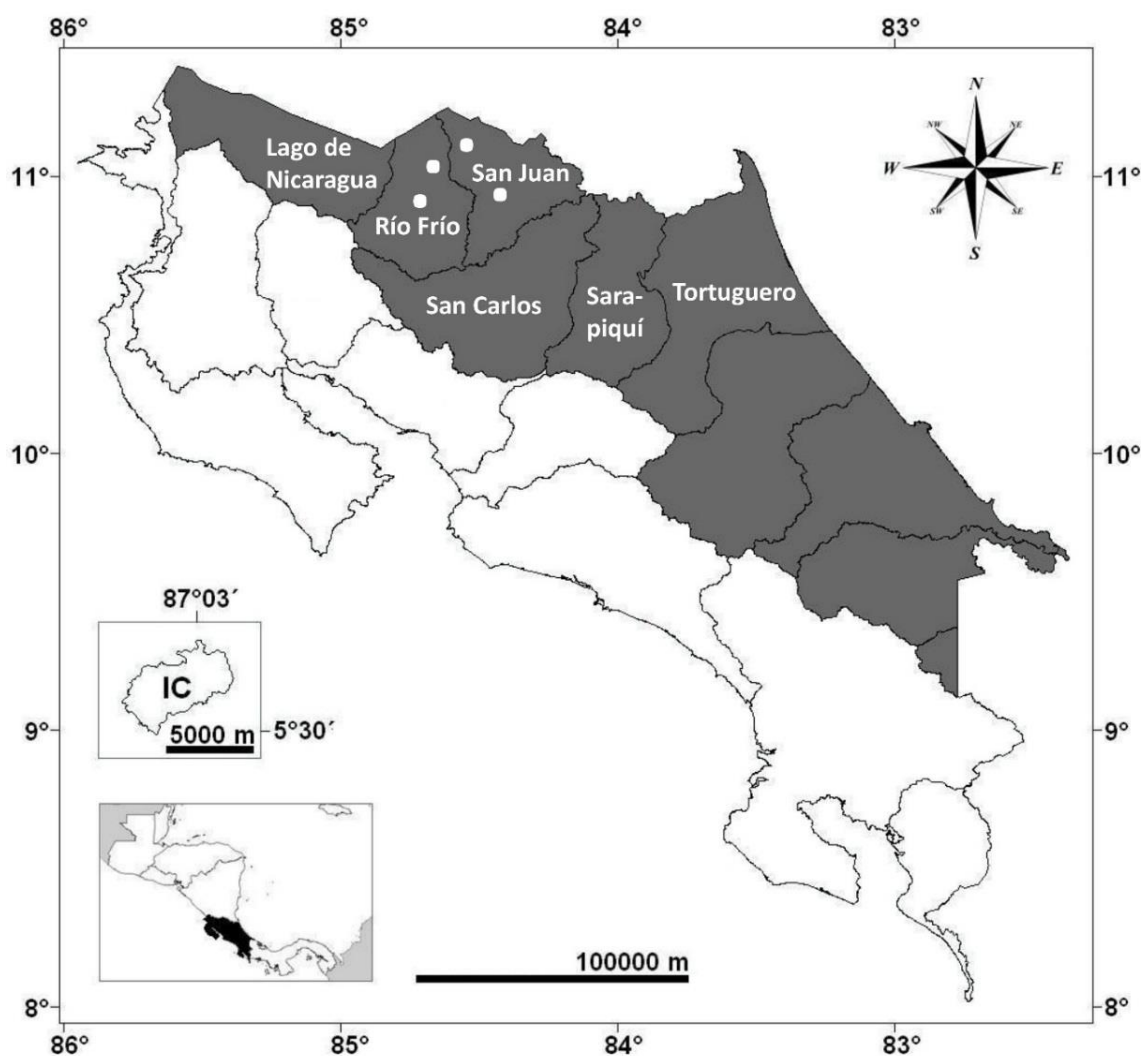


Fig. 1. Cuencas hidrográficas en la vertiente atlántica norte de Costa Rica (Mapa modificado de Angulo *et al.*, 2013). Las cuencas de Río Frío y San Juan presentan poblaciones establecidas de la tilapia y del pleco (puntos blancos).

1.2. La ictiofauna del Río Frío.

En la región norte de la vertiente atlántica de Costa Rica se localizan ríos afluentes del Lago de Nicaragua (o Lago Cocibolca) y del Río San Juan, específicamente cinco de las 18 principales cuencas hidrográficas en que se divide Costa Rica, según Bussing (1998) y Angulo *et al.* (2013): Lago de Nicaragua, Río Frío, Río San Juan (ríos Medio Queso y Pocosol), Río San Carlos y Río Sarapiquí (Fig. 1). Además del Río Colorado (cuenca del Río Tortuguero) que se asocia con el Río San Juan en el Refugio Nacional de Vida Silvestre (RNVS) Barra del Colorado, Área de Conservación Tortuguero.

En el caso de la cuenca del Río Frío (Ramírez Granados, 2013; Fournier *et al.*, 2018; Fig. 2), el curso de agua principal recorre 90 km desde su origen en el Volcán Tenorio, Cordillera Volcánica de Guanacaste, 8 km en territorio nicaragüense en donde confluye con el Río San Juan a pocos metros del Lago de Nicaragua. El Río Frío presenta varios afluentes como el Buenavista (Río Celeste), Cote, Venado, La Muerte, Pataste y Purgatorio-Sabogal (Castillo, 2005). En el territorio costarricense de la cuenca del Río Frío están tres Áreas Protegidas del Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC) de Costa Rica. En la cuenca alta se localiza el Parque Nacional Volcán Tenorio, Área de Conservación Arenal-Tempisque (Coloma *et al.*, 2009a). En la cuenca baja del Río Frío está el RNVS Caño Negro, Área de Conservación Arenal-Huetar Norte (ACAHN) (Acevedo-Mairena, 2012), sitio RAMSAR importante para la conservación de la flora y fauna de los humedales, especialmente las aves acuáticas (Cabrera *et al.*, 1992; Alvarado, 2006; Coloma *et al.*, 2009b). Asimismo, el Río Frío atraviesa el RNVS Corredor Fronterizo, ACAHN (Coloma *et al.*, 2009a).

Dentro del RNVS Caño Negro los peces forman parte del recurso alimenticio del caimán, *Caiman crocodilus fuscus*, las aves acuáticas y la nutria neotropical, *Lontra longicaudis* (Campos & Umaña, 1986; Allsteadt & Vaughan, 1994; Santiago, 2013). Campos & Umaña (1986) describen la dinámica estacional de las lagunas de Caño Negro, y proponen investigar la comunidad íctica y la explotación del recurso pesquero. Angulo *et al.* (2013) registran 52 especies de peces en la cuenca del Río Frío, lo que representa la quinta parte de la biodiversidad de peces dulceacuícolas de Costa Rica. Adicionalmente,

Cabrera *et al.* (1992) reportan al roncador *Pomadasys* sp. dentro del RNVS Caño Negro. Recientemente, la presencia del roncador, *Pomadasys crocro* (Cuvier, 1830) (*Rhonciscus crocro* (Cuvier, 1830) *sensu* Tavera *et al.*, 2018; Eschmeyer *et al.*, 2018), fue confirmada en el Río Sabogal (Castillo-Pérez, 2016), que concuerda con el comentario de Bussing (1998) de que dicho pez sube hasta San Rafael de Guatuso, en la cuenca del Río Frío.

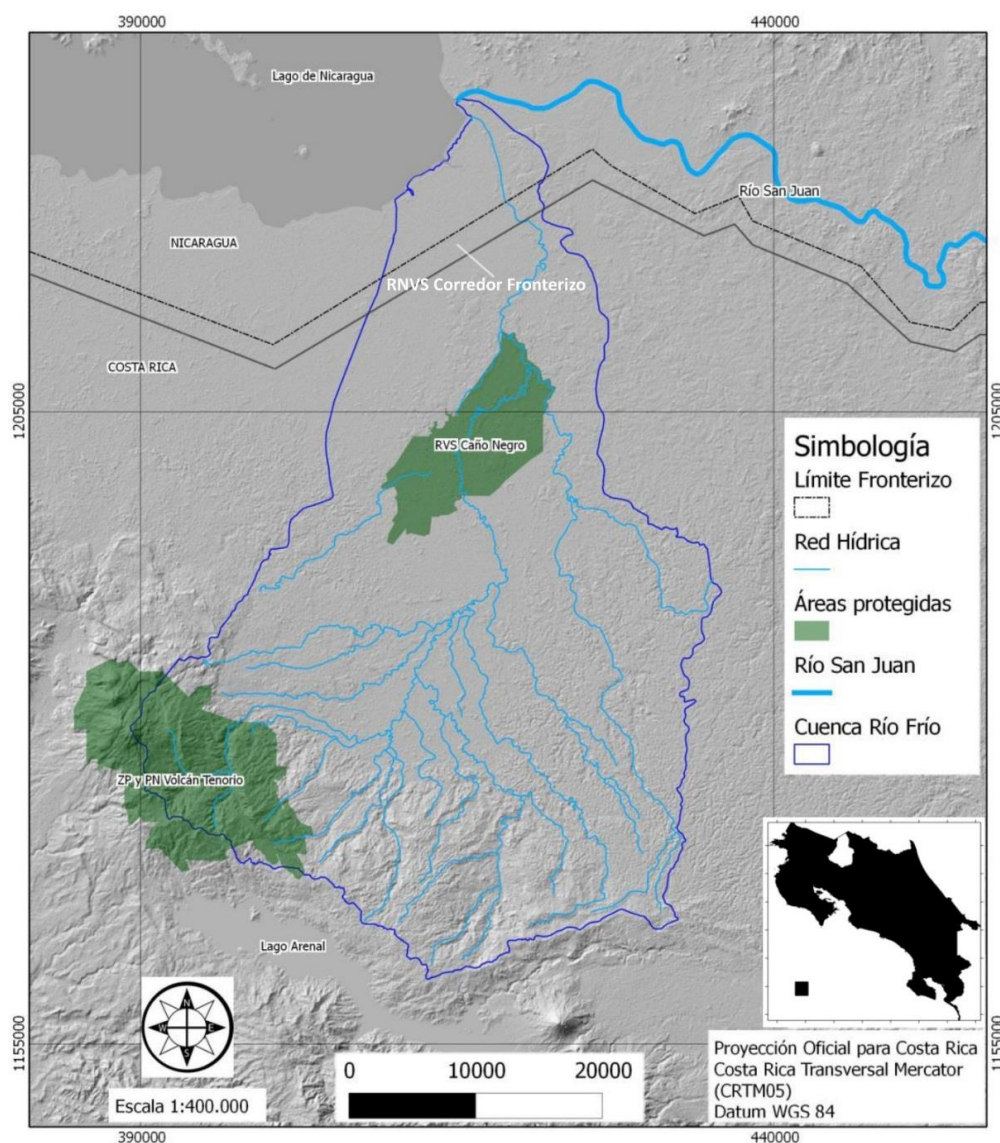


Fig. 2. Áreas protegidas en la cuenca del Río Frío (Fuente: Acevedo-Mairena, 2012). Se incluye el RNVS Corredor Fronterizo.

Algunas de las investigaciones locales en la cuenca del Río Frío han estudiado la comunidad de peces. Sáenz *et al.* (2006) reportan una diversidad de 21 especies de peces en una laguna temporal dentro del RNVS Caño Negro. Los autores analizan la relación entre la diversidad, composición y abundancia de peces y los cambios mensuales de la profundidad del agua durante un año. Asimismo, Garita & Angulo (2009) registran 19 especies de peces en el cauce principal del Río Frío y dos lagunas cercanas como resultado de una evaluación ecológica rápida y proponen el manejo del Río Frío al norte del RNVS Caño Negro. Finalmente, en el Río Sabogal cerca de las comunidades rurales de La Unión y El Amparo Viejo, al sureste del RNVS Caño Negro, 26 especies de peces fueron registradas entre el 2014 y 2016 (Castillo-Pérez, 2016), además del sábalo real, *Megalops atlanticus* Valenciennes, 1847 (Castillo-Pérez, obs. pers.).

Estudios específicos de los peces de la cuenca del Río Frío también se han realizado. Mora *et al.* (1997) informan los períodos de desove y hábitos alimenticios del gaspar, *Atractosteus tropicus* Gill, 1863, además de la estructura poblacional de ese pez. Baylis (1976) investiga varios aspectos ecológicos, patrones de coloración y el comportamiento de la mojarrita, *Herotilapia multispinosa* (Günther, 1867), él incluye cuatro sitios del Río Frío en Los Chiles, además de capturar individuos juveniles en el Río Bebedero, Costa Rica y Río Ochomoga, Nicaragua.

Como primer registro en aguas naturales de Costa Rica, Cabrera *et al.* (1992) informan la presencia de la tilapia (*O. niloticus*) dentro del RNVS Caño Negro, cuya captura artesanal comercial, en términos de abundancia y biomasa, fue superada sólo por el guapote jaguar, *Parachromis managuensis* (Günther, 1867), en el año 1990. Marengo (2010) informa la presencia del pez pleco *Hypostomus* sp. en los humedales de Caño Negro, entre sus recomendaciones a los pescadores propone sacrificar y enterrar los ejemplares que se capturen, debido al impacto ecológico, económico y social de esa especie invasora. Guerrero Vallejos (2016) y Fonseca-Hernández & Vargas-Alpízar (2018), en base a un estudio técnico realizado por Didiher Chacón en 2016, plantean el manejo y aprovechamiento del pleco, *Hypostomus aspidolepis* (Günther, 1867), en Caño Negro, conocido localmente como pez “chupa piedra” o “pez diablo”.

El primer informe de un pez loricárido introducido en Costa Rica menciona un ejemplar grande de *Pterygoplichthys* sp. capturado en la desembocadura del Río Parismina en setiembre de 1996 (Bussing, 1998, p. 23; Nico *et al.*, 2009a). El examen de características merísticas y patrones de coloración de Herrera Solano (2012) sugiere que ese pleco exótico invasor en la cuenca del Río Parismina corresponde al pez diablo, *Pterygoplichthys pardalis* (Castelnau, 1855). Las localidades en donde se ha capturado incluyen el Río Chanchera, Río Chorros, Laguna Seis Amigos, Río Caño Blanco y Laguna Peje (Molina *et al.*, 2010; Herrera & Molina, 2011; Herrera Solano, 2012; Angulo *et al.*, 2013). En los últimos años, *P. pardalis* se ha convertido en una de las especies de pecos más infames, informado desde 20 países afectados por su introducción y, muy posible establecimiento (ver Cuadro 1). En Costa Rica, en la cuenca del Río Sixaola un pescador local capturó dos individuos del pez diablo *Pterygoplichthys* (Asociación ANAI, 2012).

La presencia de pecos en la cuenca del Río Frío puede deberse a una introducción local en territorio de Costa Rica. Alternativamente, puede tratarse de la dispersión natural río arriba desde Nicaragua, en donde los pecos se han capturado desde 2007 en el Lago de Nicaragua alrededor de la Isla de Ometepe (Martínez, 2007; Hernández Fernández & Corea Alvarado, 2013; Corea *et al.*, 2014), la laguna Ñocarime y en la confluencia del Río Frío con el Río San Juan (Instituto Nicaragüense de Pesca y Acuicultura (INPESCA), 2008; McCrary *et al.*, 2014). McCrary *et al.* (2014) comentan que la presencia del pleco en la cuenca binacional del Río San Juan se atribuye a la expansión de su distribución natural desde la vertiente atlántica de Panamá por medio de puentes temporales de baja salinidad entre las desembocaduras de los ríos de la vertiente atlántica de Costa Rica.

En la vertiente atlántica de Costa Rica, se encuentra distribuido ampliamente el pleco tentativamente identificado como *H. aspidolepis*. El Río Reventazón - Parismina es una cuenca invadida por dicha especie (Molina *et al.*, 2010), además del Río Pacuare (Álvarez *et al.*, 2018; Barboza & Villalobos, 2018). Herrera & Molina (2011) comentan su presencia en el Río Madre de Dios y Río San Carlos. Desde 2010 fue capturado en el Río Frío (incluyendo lagunas del humedal de Caño Negro y el Río Sabogal), Río Pocosol y Río Medio Queso, Río Colorado y Río Gaspar (Marenco, 2010; Castillo-Pérez, 2016; Guerrero

Vallejos 2016; Córdoba Muñoz, 2017; SINAC, 2017; Proyecto Humedales de SINAC-PNUD-GEF, 2018; presente estudio). El tamaño de la población del pleco *H. cf. aspidolepis* en el Río Frío, Sabogal, Pocosal y Medio Queso podría aumentar a un nivel que genere problemas pronunciados de erosión en las riberas de los ríos en los que habita (Nico *et al.*, 2009a).

Marenco (2010) menciona que el patrón ventral de manchas de los pecos capturados en el Lago Cocibolca, ríos y lagunas de Nicaragua es parecido a los capturados en los humedales de Caño Negro en Costa Rica. Los pescadores locales opinan que la abundancia de peces nativos, especialmente cíclidos de importancia económica, ha disminuido desde la introducción primero de la tilapia y luego del pleco, en el Lago Cocibolca de Nicaragua (McKaye *et al.*, 1995; McCrary *et al.*, 1998; Härer *et al.*, 2016; Matamoros *et al.*, 2016) y en el RNVS Caño Negro en Costa Rica (Aranda-Coello *et al.*, 2015; Guerrero Vallejos, 2016). No obstante, los estudios ictiológicos en la cuenca del Río Frío (Sáenz *et al.*, 2006; Garita & Angulo, 2009) son previos a la dispersión reciente del pleco.

Otro punto importante de mencionar es que el nombre científico del pleco ha tenido modificaciones recientes, es llamado *Hypostomus panamensis* (Eigenmann, 1922) en Bussing (1998), *Hemiancistrus aspidolepis* (Günther, 1886) en Angulo *et al.* (2013) y finalmente *Hypostomus aspidolepis* (Günther, 1867) en Eschmeyer *et al.* (2018). Según varios autores, “pez diablo” se refiere a peces de los géneros *Pterygoplichthys* e *Hypostomus* (Mendoza *et al.*, 2007; Martínez, 2014; Molina *et al.*, 2010), mientras que otros autores han propuesto el nombre “armadillo del río” para distinguir a *Hypostomus* spp. (Hubbs *et al.*, 1978, 2008; Hoover *et al.*, 2004, 2014). En el presente trabajo al pez *H. cf. aspidolepis* se le asignó convencionalmente el nombre común “pleco”, para distinguirlo del loricárido introducido en Costa Rica, el “pez diablo” (*P. pardalis*) (Angulo *et al.*, 2013).

Hypostomus aspidolepis se distribuye en Panamá en la vertiente atlántica en el Río Frijoles (Power, 1984a, b) y en el Lago Gatún (Sharpe *et al.*, 2017), y en la vertiente pacífica en el Río Santa María (Robles & Vega, 2004; Cooke & Jiménez, 2008), Río

Cobre, Río Parita, Río La Villa y Río Chiriquí (Vega *et al.*, 2006) y el Río Bayano (Eigenmann, 1905). En Costa Rica se encuentra en el Pacífico sur en el Río Grande de Térraba (Rojas & Rodríguez, 2008), Río Sardinal (Füreder *et al.*, 2014) y quebrada Chiricanos (Villegas Arguedas, 2011). Las poblaciones invasoras se han informado en la vertiente atlántica de Costa Rica en el Río Pacuare entre 2004 y 2005 (Barboza & Villalobos, 2018), en el Río Reventazón entre 2009 y 2010 (Molina *et al.*, 2010; Herrera & Molina, 2011) y en el Río Frío en 2010 (Marenco, 2010). En Nicaragua, particularmente en el Lago Cocibolca, la presencia del pleco se registra desde el 2007 (McCrary *et al.*, 2014).

Matamoros *et al.* (2016) registran una especie exótica en el Lago Cocibolca, el armadillo del río, *Hypostomus* cf. *niceforoi*. En la literatura no se menciona ningún otro registro de esa especie en Centroamérica. Por consiguiente, en el presente estudio se sigue la identidad del pleco (en este caso *H. cf. aspidolepis*) de acuerdo a investigaciones previas en la zona de estudio (Angulo *et al.*, 2013; McCrary *et al.*, 2014; Castillo-Pérez, 2016; Guerrero Vallejos, 2016). *Hypostomus niceforoi* es nativo de las cuencas del Amazonas: Río Caquetá, en Colombia (Bogotá-Gregory & Maldonado-Ocampo, 2006; Mesa-Salazar, 2007), Río Maraón (Lujan *et al.*, 2011; Lujan & Armbruster, 2012), Río Huallaga (Meza Vargas, 2014; Valenzuela Mendoza, 2018) y Río Madre de Dios, en Perú (Lujan *et al.*, 2015); y Orinoco (ríos Casanare, Pauto, Cravo Sur y Cusiana; Urbano-Bonilla *et al.*, 2009, 2018) en Colombia, Venezuela, Ecuador y Perú (Matamoros *et al.*, 2016). Aparentemente, esta especie no se encuentra en Venezuela (Lasso *et al.*, 2004). *Hypostomus* cf. *niceforoi* es un pez introducido en Río Grande, Río San Antonio (Hoover *et al.*, 2014; Matamoros *et al.*, 2016) y Río San Marcos (Cook-Hildreth *et al.*, 2016) en Texas, EUA. *Hypostomus niceforoi* es un pez ornamental a nivel regional de Orinoquia, además, es consumido localmente en el Río Pauto en Colombia (Maldonado-Ocampo *et al.*, 2013) y en la zona del Río Mayapo, cuenca del Río Tambo, en Perú (Armas Loarte, 2014).

1.3. La tilapia, *Oreochromis niloticus*, en Costa Rica.

La acuicultura es una ruta importante de introducción de especies (p. e., peces dulceacuícolas; Gozlan, 2008; Diana, 2009; Gozlan *et al.*, 2010) a nuevas regiones geográficas y ecosistemas, tal es el caso de la tilapia, *O. niloticus*, introducida en al menos 88 países y que ha perjudicado la biodiversidad nativa por la extinción local o declinación poblacional de otras especies de peces (Casal, 2006; De Vos *et al.*, 2011). *O. niloticus* es la tilapia de mayor producción global de acuicultura (Fitzsimmons, 2000; Costa-Pierce, 2003; Canonico *et al.*, 2005; Diana, 2009; Vicente & Fonseca-Alves, 2013), no obstante, las características ventajosas para su cultivo (incluyen resistencia a enfermedades, amplia tolerancia ambiental y crecimiento rápido) la hacen una especie altamente invasora (McKaye *et al.*, 1995; Peterson *et al.*, 2004; Deines, 2013; Vicente & Fonseca-Alves, 2013; Gu *et al.*, 2015). Además de la producción acuícola de la tilapia, una parte importante de la producción total corresponde a la captura en poblaciones introducidas especialmente en México, Filipinas, Tailandia, Indonesia, Sri Lanka y Brasil (Deines, 2013).

Las características reproductivas de la tilapia, tales como el cuidado parental (la hembra guarda los huevos y alevines en su boca; McKaye *et al.*, 1995; Komolafe & Arawomo, 2007), propician su proliferación en los ambientes fuera de su distribución nativa, dulceacuícolas, costeros y estuarinos (Peterson *et al.*, 2004; Leal-Flórez *et al.*, 2008). *O. niloticus* es nativa de África, en las cuencas del Nilo, Níger y Tchad, y lagos de Medio Oriente (Vicente & Fonseca-Alves, 2013). Algunos de los impactos ecológicos de las poblaciones invasoras de la tilapia son la reducción de la abundancia de microcrustáceos planctónicos, el incremento en la abundancia de microalgas y la disminución de la transparencia del agua (Vicente & Fonseca-Alves, 2013). La tilapia genera competencia con especies nativas por alimento y sitios de anidación y crianza (Ogutu-Ohwayo, 1990; Zengeya & Marshall, 2007; Zengeya *et al.*, 2011; Amador-del Ángel *et al.*, 2015) y depreda juveniles de otros peces y anfibios (Zambrano *et al.*, 2006). En Nicaragua, el establecimiento de la tilapia en la Laguna Apoyo en 1998 se asocia con la reducción total de la planta macrófita acuática *Chara* sp. (McCrary *et al.*, 2001). La

invasión de la tilapia (*Oreochromis aureus* (Peters, 1852), *Oreochromis mossambicus* (Steindachner, 1864) y *O. niloticus*) en el Lago Cocibolca concuerda con el declive de las poblaciones de cíclidos nativos (McKaye *et al.*, 1995).

La tilapia *O. niloticus* se ha cultivado en varios países de América (Fitzsimmons, 2000), lo que ha contribuido a su establecimiento y dispersión (Vitule *et al.*, 2009). En Centroamérica, la tilapia se ha establecido en Guatemala (Pérez *et al.*, 2005; Barrientos *et al.*, 2012), Belice (López-Vila *et al.*, 2014), Honduras (Matamoros *et al.*, 2009; Matamoros, 2010; Carrasco & Caviedes, 2014), El Salvador (McMahan *et al.*, 2013, Álvarez *et al.*, 2017), Nicaragua (McKaye *et al.*, 1995; McCrary *et al.*, 1998, 2001, 2007; Waid *et al.*, 1999; Canonico *et al.*, 2005; Hernández Portocarrero & Saborido Rey, 2008; Rodríguez & Contreras, 2009; Corea *et al.*, 2014; Härer *et al.*, 2016), Costa Rica (Pino-del-Carpio *et al.*, 2010; Angulo *et al.*, 2013) y Panamá (Urriola & Cabrera, 1998; Sharpe *et al.*, 2017). Los informes de presencia de tilapias en ambientes naturales de Costa Rica provienen desde el RNVS Caño Negro (Cabrera *et al.*, 1992; Garita & Angulo, 2009), Río Colorado en el RNVS Barra del Colorado (Oro & Cabrera, 1993), Río Sarapiquí (Angulo & Garita, 2013), Río Pacuare (Barboza & Villalobos, 2018), Río Bebedero (Pizarro & Rojas, 1993), Río Grande de Térraba (Rojas & Rodríguez, 2008) y Humedal de Sierpe (Matute Irías, 2016), entre otros (Angulo *et al.*, 2013).

Oreochromis niloticus fue introducida en Costa Rica en 1979, y previamente en la década de 1960 se introdujeron *Oreochromis mossambicus* y *Oreochromis aureus* (Pullin *et al.*, 1997; Fitzsimmons, 2000). El cultivo de la tilapia es uno de los más importantes en el mundo (Diana, 2009) y en Costa Rica, especialmente en la provincia de Guanacaste, para exportación (Arguedas *et al.*, 2017). Otra especie de importancia comercial en Costa Rica es la trucha arcoíris, *Oncorhynchus mykiss*, introducida durante 1927-1928 para pesca deportiva, luego a partir de 1988 se ha cultivado para el consumo nacional, pero también ha colonizado ambientes naturales en zonas altas del país (Vargas, 2003; Pino-del-Carpio *et al.*, 2010; Angulo *et al.*, 2013; Naranjo Elizondo, 2016).

Oreochromis niloticus se caracteriza por presentar 30 a 33 escamas en la línea lateral y barras oscuras verticales en la aleta caudal (Eccles, 1992). La dieta de la tilapia

comprende algas y zooplancton (Zengeya & Marshall, 2007; Novaes & Carvalho, 2012), detritus (Zengeya *et al.*, 2011), insectos, oligoquetos, moluscos y peces (Bwanika *et al.*, 2006; Njiru *et al.*, 2008), hidrozoos, rotíferos, nematodos y briozoos (Peterson *et al.*, 2006), así como plantas macrófitas (McCrary *et al.*, 2001), frutas y semillas (Abubakar, 1996-1997). La talla de primer madurez es correlacionada al tamaño de los ecosistemas acuáticos donde habitan las poblaciones, generalmente es de 9-15 cm de longitud estándar, extendiéndose hasta 28 cm LT (Kolding, 1993; Duponchelle & Panfili, 1998; Bwanika *et al.*, 2004; Peterson *et al.*, 2004), y en el Lago Victoria es de 22 cm (hembras) y 31 cm LT (machos) (Njiru *et al.*, 2008).

1.4. Los plecos introducidos: amenaza internacional de la biodiversidad y ecosistemas.

Los peces de la familia Loricariidae son nativos de la región neotropical desde el sur de Costa Rica hasta el norte de Perú y Argentina (Armbruster, 1998; Lujan *et al.*, 2015). Varias especies de plecos son populares en el comercio internacional de peces ornamentales de acuario (Chavez *et al.*, 2006a; Jones *et al.*, 2013; Lujan *et al.*, 2015; Maceda-Veiga *et al.*, 2016; Matamoros *et al.*, 2016). En el Cuadro 1 se enlistan los países en los que se han informado especies exóticas de plecos, introducidos en América Central y el Caribe, Norteamérica, África, Europa y Asia. A nivel mundial, los plecos exóticos han colonizado casi el 80 % de los ambientes invadidos (Mazzoni *et al.*, 2015). El principal mecanismo de introducción de estos peces a ecosistemas fuera de su distribución nativa es la liberación por acuaristas o el escape desde instalaciones acuícolas (Page, 1994; Page & Robins, 2006; Hubilla *et al.*, 2007; Matamoros *et al.*, 2016). Como peces exóticos invasores principalmente en regiones tropicales y subtropicales del mundo (Hill & Sowards, 2015; Reenamole & Ambili, 2016; Orfinger & Goodding, 2018), constituyen una amenaza a los hábitats acuáticos y la biodiversidad nativa (Rodríguez-Santiago *et al.*, 2015; Hussan *et al.*, 2016). Mediante un análisis de la invasión de los peces diablo (Loricariidae) en México y Estados Unidos, Mendoza-Alfaro *et al.* (2011) estiman un alto

riesgo asociado a su introducción y subsecuente establecimiento. También, otros autores han estimado un riesgo alto de invasión en Serbia (*Pterygoplichthys pardalis*; Simonović *et al.*, 2013), riesgo alto en Sudáfrica (*Pterygoplichthys disjunctivus* (Weber, 1991); Marr *et al.*, 2017), riesgo moderadamente alto en Turquía (*P. disjunctivus*; Tarkan *et al.*, 2014, 2017) y riesgo medio en Grecia (*Pterygoplichthys gibbiceps* (Kner, 1854); Perdikaris *et al.*, 2016).

Los plecos son tolerantes a condiciones hipóxicas (Stevens *et al.*, 2006; Graham & Wegner, 2010; Cruz *et al.*, 2013) por su capacidad de respirar aire atmosférico mediante un tracto digestivo modificado, especialmente el estómago (Kramer *et al.*, 1978; Perna & Fernandes, 1996; Podkowa & Goniakowska-Witalińska, 2003; Cruz & Fernandes, 2016). Algunas especies de plecos (incluyendo *Hypostomus aspidolepis*) tienen el estómago agrandado, que les permite respirar aire en aguas estancadas de lagos y pantanos de llanuras (Armbruster, 1998). Entre los plecos, el género *Hypostomus* se considera tolerante a condiciones ambientales de anoxia completa (Welcomme *et al.*, 2005).

La dieta de los plecos consiste de detrito y algas, algunos pueden complementar con hojas, flores, frutas y semillas (géneros *Loricaria* y *Pseudoloricaria*) y otros con hifas de hongos o invertebrados (como artrópodos (arácnidos, crustáceos e insectos), moluscos, briozoos, nematodos y rotíferos), y ciertas especies consumen principalmente madera (géneros *Panaque*, *Cochliodon* y *Panaqolus*) (Schaefer & Stewart, 1993; Delariva & Agostinho, 2001; Casatti *et al.*, 2005; Gestring *et al.*, 2010; Mazzoni *et al.*, 2010; Lujan *et al.*, 2011, 2012, 2017; García-Alzate *et al.*, 2012; Lujan & Armbruster, 2012; Diên & Đình, 2014; Hoover *et al.*, 2014; Langoni, 2015; Lefebvre, 2016; Villares-Junior *et al.*, 2016). Plecos de algunos géneros tienen una alimentación especializada en invertebrados (*Hypancistrus*, *Leporacanthicus*, *Lithoxus*, *Pseudacanthicus* y *Scobinancistrus*), incluyendo peces esponjívoro (*Megalancistrus*) (Lujan *et al.*, 2015). En su ambiente natural algunos plecos son detritívoros facultativos, consumen algas y microorganismos asociados durante la época lluviosa y casi exclusivamente detrito en la época seca ante la escasez temporal de algas (Winemiller, 1990).

Los plecos tienen un endoesqueleto denso, y sus placas óseas dérmicas son compuestas principalmente de fosfato de calcio (Lujan *et al.*, 2012, 2015; Wei *et al.*, 2018) en forma de hidroxapatita (Ebensteins *et al.*, 2015). Por lo tanto, los plecos presentan una concentración corporal de fosfato de calcio relativamente alta entre los peces dulceacuícolas tropicales, por lo que intervienen en la regulación de la producción primaria y la dinámica de nutrientes en algunos ríos (Scott *et al.*, 2012; Capps *et al.*, 2015; Datri *et al.*, 2015; Lujan *et al.*, 2015). El crecimiento de estos peces puede verse limitado por la disponibilidad ambiental de fósforo (Hood *et al.*, 2005; Wei *et al.*, 2018). Por su hábitos alimenticios y sistema de excreción, son recicladores de nitrógeno y secuestradores de fósforo, en ecosistemas nativos (Hood *et al.*, 2005) e invadidos (Capps, 2012; Capps & Flecker, 2013a, b). Además, las heces de los plecos contienen nutrientes y células viables de algas bénticas (Rubio *et al.*, 2016). En altas densidades, *Pterygoplichthys* puede generar puntos calientes de procesos biogeoquímicos vía excreción (Capps, 2012; Capps & Flecker, 2013b) y por sus abundantes heces (Rubio *et al.*, 2016).

Los plecos como especies invasoras demuestran importantes impactos ambientales y socioeconómicos (Fisher, 2009; Mendoza-Alfaro *et al.*, 2011; Orfinger & Goodding, 2018). Los impactos ecológicos observados y potenciales de los plecos exóticos son detallados por Hoover *et al.* (2004, 2014). El establecimiento de los plecos en nuevos ecosistemas repercute en la erosión e inestabilidad de las riberas de los ríos, lagos, lagunas o canales (Nico *et al.*, 2009a; Nico & Walsh, 2011; Lienart *et al.*, 2013; Almadin & Jumawan, 2016) y aumento de la turbidez del agua (Okolodkov *et al.*, 2007; Mendoza-Alfaro *et al.*, 2011). Además, estos peces invasores generan competencia por espacio (p. e. con peces de la familia Cichlidae; Molina *et al.*, 2010; Herrera Solano, 2012) y competencia por alimento con especies nativas (Nico & Martin, 2001; Sinohin & Cuaterno, 2003; López-Fernández & Winemiller, 2005; Rodríguez-Santiago *et al.*, 2016). La alta densidad poblacional de plecos se asocia con la reducción de la calidad y cantidad de recursos alimenticios, especialmente del fósforo disponible para otros consumidores (Capps, 2012; Hoover *et al.*, 2004; Capps & Flecker, 2015), reducción de alimento disponible para otros herbívoros, como insectos acuáticos y otros artrópodos, afectando a

los consumidores de artrópodos tales como peces (Hoover *et al.*, 2004; Page & Robins, 2006; Hossain *et al.*, 2008).

Los plecos son vectores de ectoparásitos (Li *et al.*, 2009; Nitta & Nagasawa, 2013, 2016; Mendoza *et al.*, 2015; Rodríguez-Santiago *et al.*, 2015, 2016; Mood & Rassouli, 2016; Rodríguez, 2016; Mendoza-Franco *et al.*, 2018). Los plecos *Hypostomus* son hospederos comunes de *Trypanosoma* (D'Agosto & Serra-Freire, 1993; Corrêa *et al.*, 2016; Molina *et al.*, 2016). Además, una interacción negativa con la fauna nativa es la depredación potencial de huevecillos adheridos al sustrato y larvas, especialmente de peces (Mendoza *et al.*, 2015; Cuadro 2). *Pterygoplichthys* se adhiere a la piel de los manatíes (*Trichechus manatus latirostris*) durante el período diurno y nocturno (Nico, 2010), para alimentarse de algas (Nico *et al.*, 2009b; Gibbs *et al.*, 2010). *Hypostomus plecostomus* se adhiere con su ventosa bucal al cuerpo de los peces más grandes, y al removerles la capa mucosa (protectora) hace a los hospederos susceptibles a enfermedades (Bambaradeniya *et al.*, 2001; Marambe *et al.*, 2003). En Sri Lanka, *Hypostomus plecostomus* ha afectado embalses, estanques, ríos de poca corriente y pantanos (Bambaradeniya *et al.*, 2001; Marambe *et al.*, 2003).

Algunos plecos son tolerantes a la salinidad (*Pterygoplichthys*; Brion *et al.*, 2013). Además de ambientes dulceacuícolas, en México *Pterygoplichthys* se puede dispersar en ecosistemas estuarinos oligo- y meso-halinos (Capps *et al.*, 2011), así como en Florida (Idelberger *et al.*, 2011). *Hypostomus watwata*, especie nativa de Guianas, habita en la zona estuarina y litoral (Weber *et al.*, 2012). *Hypostomus aspidolepis* ha sido capturado en secciones oligo a mesohalinas del Río Santa María en Panamá (Cooke & Jiménez, 2008).

En sus ambientes nativos los depredadores de los plecos incluyen cocodrilos, nutrias, algunos peces grandes, serpientes y aves acuáticas, y tortugas dulceacuícolas (Mendoza *et al.*, 2007; Nico, 2010). Diversos casos de depredación para los plecos en su distribución nativa y no nativa (Cuadro 3) sugieren un control potencial sobre las poblaciones de plecos invasores mediante depredadores naturales. No obstante, generalmente las presas más frecuentes de los depredadores son los plecos de menor tamaño (< 20 cm de longitud total) (Nico, 2010; Capps, 2012; Chaichana &

Jongphadungkiet, 2012). Las espinas de las aletas dorsal y pectorales, y las placas óseas protegen a los plecos contra la mayoría de los depredadores (Power, 1984b; Knight, 2010b; Pound *et al.*, 2011). Las aves son vulnerables a morir atragantadas por tratar de ingerir plecos adultos (Bunkley-Williams *et al.*, 1994; Guerrero Vallejos, 2016). Como resultado, en algunos lugares la población de plecos registra abundancias altas en relación a especies de interés comercial, afectando las pesquerías locales (Chavez *et al.*, 2006a; Barba Macías *et al.*, 2008; Arana *et al.*, 2009; Greene & Lee, 2009; Mendoza *et al.*, 2009; Martínez Palacios *et al.*, 2010; Cano Salgado, 2011; Mendoza-Alfaro *et al.*, 2011; Rueda-Jasso *et al.*, 2013; Epa, 2014; Rathnayake *et al.*, 2014; Soundararajan *et al.*, 2015; Meena *et al.*, 2016; Sandilyan, 2016). Además, los zopilotes (*Coragyps atratus*) se alimentan de los peces diablo desechados por los pescadores en las riberas del Río Chacamax, en México (Liénart De Wolf, 2010; Capps, 2012), lo que reduce la cantidad de plecos muertos considerados agentes de contaminación del ambiente y amenaza potencial de la salud humana (Marenco, 2010; Cano Salgado, 2011).

En México e Indonesia, el consumo humano de la carne o productos derivados de plecos puede aumentar el riesgo de exposición a metales pesados (Setyarini & Ambarwati, 2005; Aksari *et al.*, 2015; Lorenzo-Márquez *et al.*, 2016), tales como el plomo (Ernawati, 2014), que son obtenidos por los peces al respirar y alimentarse en los sedimentos, y que finalmente se acumulan en los tejidos (Ernawati, 2014; Lorenzo-Márquez *et al.*, 2016). Además, la carne del pez puede presentar contaminación microbiológica bacteriana (Chavez *et al.*, 2006b). En Taiwán, los plecos *Pterygoplichthys* habitan ríos muy contaminados, donde no hay otros peces (Wu *et al.*, 2011), lo que se ha explicado por ser híbridos (Jumawan *et al.*, 2011). La hibridización entre *Pterygoplichthys disjunctivus* y *P. pardalis* ha resultado en diferentes estados intermedios del patrón de manchas ventrales (Jumawan *et al.*, 2011; Wu *et al.*, 2011; Bijukumar *et al.*, 2015).

Fuera de la distribución nativa de los plecos, el consumo humano de su carne es bajo, reportándose en países como México (Martínez Palacios *et al.*, 2010; Ramírez Suárez *et al.*, 2012) e Indonesia (Ernawati, 2014; Aksari *et al.*, 2015). En Campeche y Tabasco (México) los peces diablo también se utilizan como carnada para capturar langostinos

Macrobrachium acanthurus y *Macrobrachium carcinus* (Amador-del Ángel *et al.*, 2009; Cano Salgado, 2011). Asimismo, en México se ha propuesto el aprovechamiento del pez para procesarlo en harina de pescado (Mendoza *et al.*, 2007; Velázquez-Velázquez *et al.*, 2013) para embutidos (Amador-del Ángel *et al.*, 2016), para alimento acuícola de tilapia (Arroyo Damián, 2008; Cano Salgado, 2011; Morales Méndez *et al.*, 2014; Filigrana Celorio, 2016) o como fertilizante (Monares-Gallardo *et al.*, 2012). Otro uso potencial es el ensilado ácido del pez diablo en la nutrición de cerdos (Salas *et al.*, 2011), ganado vacuno (Ornelas *et al.*, 2011) y ovino (Tejeda-Arroyo *et al.*, 2015). Los huevos son valorados como caviar en Puerto Rico (Bunkley-Williams *et al.*, 1994) y México (Martínez Palacios *et al.*, 2010; Ramírez Suárez *et al.*, 2012; Guillén-Sánchez *et al.*, 2015). En Tailandia se ha propuesto usar la harina a base de *Pterygoplichthys pardalis* para alimentar a una especie nativa cultivada y con alto valor comercial, *Pangasianodon gigas* Chevey, 1931 (Panase *et al.*, 2018). No obstante, para evitar riesgos en la salud humana vía el consumo, Chavez *et al.* (2006b) recomiendan procesar los plecos invasores como fertilizantes para plantas ornamentales y como alimento para peces ornamentales.

Allen *et al.* (2017) presentan una lista de peces ornamentales importados en Costa Rica entre 1998 y 2004, basados en los permisos de importación aprobados por el Ministerio de Ambiente y Energía (MINAE). Durante ese período de siete años, los investigadores registran un total de 33 881 individuos pertenecientes a 18 géneros de plecos, asignados a 27 diferentes especies y al menos 13 adicionales sólo con el género definido, por ejemplo *Hypostomus plecostomus* (Linnaeus, 1758), *Hypostomus punctatus* Valenciennes, 1840, *Hypostomus wuchereri* (Günther, 1864), *Hypostomus* sp., *Pterygoplichthys anisitsi* Eigenmann & Kennedy, 1903, *Pterygoplichthys gibbiceps* (Kner, 1854) y *Pterygoplichthys* sp. (Allen *et al.*, 2017). Todavía ninguna de esas especies ha sido informada desde ambientes naturales (A. Angulo, com. pers.).

Cuadro 1. Países con pecos introducidos (Loricariidae: Hypostominae *sensu* Lujan *et al.*, 2015).

Especie	Países (Estados)	Referencia ¹
<i>Ancistrus</i> cf.	Trinidad	1
<i>Ancistrus</i> cf. <i>temminckii</i>	Estados Unidos (Hawái)	2
<i>Ancistrus hoplogenyis</i>	China ^a	3
<i>Ancistrus</i> sp.	Estados Unidos (Florida) ^b	4
<i>Ancistrus temminckii</i>	Estados Unidos (Hawái)	5
<i>Dekeyseria pulchra</i>	China ^a	3
<i>Hypancistrus zebra</i>	China ^a	3
<i>Hypostomus aspidolepis</i>	Costa Rica	6-11
	Nicaragua ^c	12-14
<i>Hypostomus commersoni</i>	Cuba	15
<i>Hypostomus</i> cf. <i>niceforoi</i>	Nicaragua ^d	16
	Estados Unidos (Texas) ^e	17-18
<i>Hypostomus plecostomus</i>	Estados Unidos (Texas)	19-24
	Inglaterra	25-26
	Bangladesh	27-32
	China	3; 33-37
	Taiwán	38
	Sri Lanka	39-41
	Vietnam ^f	42
	Tailandia	43
	Filipinas	44
	Malasia	45-46
	Indonesia (Java, Sumatra y Kalimantan Sur)	47-50
<i>Hypostomus punctatus</i>	China (Guangdong)	51
	Taiwán	52
	Malasia	53
<i>Hypostomus</i> sp.	Estados Unidos (Texas, Florida y Nevada)	4; 54-65
	China (Guangdong)	66
<i>Hypostomus watwata</i> group	Estados Unidos (Hawái)	2; 5
<i>Leporacanthicus triactis</i>	China ^a	3
<i>Megalancistrus parananus</i>	China ^a	3
<i>Panaque nigrolineatus</i>	China ^a	3

Cuadro 1 (continuación).

Especie	Países (Estados)	Referencia ¹
<i>Peckoltia vittata</i>	China ^a	3
<i>Pseudacanthicus leopardus</i>	China ^a	3
<i>Pseudacanthicus</i> sp.	India	67
<i>Pseudolithoxus anthrax</i>	China ^a	3
<i>Pterygoplichthys anisitsi</i>	Estados Unidos (Texas y Florida)	22; 53; 59; 61; 64; 68-69
	India	70-72
<i>Pterygoplichthys ambrosettii</i>	Brasil	73-74
<i>Pterygoplichthys disjunctivus</i>	México (Campeche, Michoacán, Chiapas, Tabasco, Morelos, Guerrero, y Tamaulipas)	75-87
	Estados Unidos (Texas y Florida)	4; 22; 58-59; 61-62; 64-65; 69; 88-95
	Turquía	96-97
	Israel	98
	India	70; 72; 99-109
	Japón	110-113
	Taiwán	114-115
	Sri Lanka	116
	Vietnam	117
	Filipinas	118-130
	Singapur	114; 131-132
	Indonesia (Java)	133
	Sudáfrica	134-136
<i>Pterygoplichthys disjunctivus</i> x <i>pardalis</i>	México (Campeche)	137
	Estados Unidos (Florida, Alabama)	93, 138
<i>Pterygoplichthys gibbiceps</i>	Estados Unidos (Florida) ^g	93
	Polonia	139
<i>Pterygoplichthys joselimaianus</i>	Singapur	131-132
<i>Pterygoplichthys multiradiatus</i>	Guatemala	140
	México (Morelos, Guerrero y Chiapas)	85; 87; 141

Cuadro 1 (continuación).

Especie	Países (Estados)	Referencia ¹
<i>Pterygoplichthys multiradiatus</i>	Estados Unidos (Florida, Texas, Hawái y Puerto Rico)	4-5; 22; 61-62; 64-65; 69; 88; 90; 142-144
	India	72; 100; 106; 145-147
	Bangladesh	148
	China	3
	Taiwán	38; 149
	Sri Lanka	150-151
<i>Pterygoplichthys pardalis</i>	Costa Rica ^h	152-153
	Cuba	154
	Jamaica	155
	México (Campeche, Michoacán, Tabasco, Chiapas, Morelos, Guerrero y Veracruz)	75-76; 78; 81-83; 87; 137; 141; 156-163
	Estados Unidos (Florida y Washington)	22; 64; 164
	Italia ⁱ	165
	Serbia ^j	166
	Turquía	97
	Israel	98
	India	70; 72; 99-102; 105-106; 167-170
	Bangladesh	171
	Sri Lanka	117; 172
	Taiwán	115
	China	173
	Vietnam	174-176
	Tailandia	43; 177-179
	Filipinas	118-119; 122-124; 126; 128; 180
	Malasia ^k	114; 181-182
	Singapur	114; 131-132; 183
	Indonesia (Java, Sumatra, Sulawesi y Yogyakarta)	114; 133; 184-188
<i>Pterygoplichthys parnaibae</i>	Estados Unidos (Florida)	64

Cuadro 1 (continuación).

Especie	Países (Estados)	Referencia ¹
<i>Pterygoplichthys</i> sp./spp.	Costa Rica ^b	6-7; 189-190
	Guatemala	191-192
	Belice	193
	México (Chiapas, Sinaloa, Veracruz y Tabasco)	194-203
	Estados Unidos (Florida)	204-206
	India	67; 207-208
	China (Guangdong)	209
	Vietnam	210
	Filipinas	211-214
<i>Scobinancistrus aureatus</i>	China ^a	3

a. Estado incierto de introducción. b. Posiblemente establecido. c. En Lago de Nicaragua y Río San Juan. d. En Lago de Nicaragua. e. En los ríos San Antonio y San Marcos. f. En lagos y reservorios, escapó al ambiente en los 2000's. g. Un individuo en el Río Santa Fe. h. En la cuenca del Río Reventazón-Parismina. i. Dos individuos en el Río Fossa Calda. j. Una hembra en el Río Danubio. k. En Langat River. l. Referencia: 1 Mohammed *et al.*, 2010; 2 Sabaj & Englund, 1999; 3 Xiong *et al.*, 2015, 4 Shafland *et al.*, 2008a,b; 5 Moody *et al.*, 2017; 6 Molina *et al.*, 2010; 7 Herrera & Molina, 2011; 8 Castillo-Pérez, 2016; 9 Guerrero Vallejos, 2016; 10 Álvarez *et al.*, 2018; 11 Barboza & Villalobos, 2018; 12 McCrary *et al.*, 2014; 13 Härer *et al.*, 2016; 14 Huete-Pérez *et al.*, 2016; 15 Ponce de León & Rodríguez, 2013; 16 Matamoros *et al.*, 2016; 17 Hoover *et al.*, 2014; 18 Cook-Hildreth *et al.*, 2016; 19 Hubbs *et al.*, 1978; 20 Pound *et al.*, 2011; 21 Scott *et al.*, 2012; 22 Matlock, 2014; 23 Datri *et al.*, 2015; 24 Carroll, 2018; 25 Britton *et al.*, 2010; 26 Zięba *et al.*, 2010; 27 Chaki *et al.*, 2014; 28 Hossain, 2014; 29 Akter *et al.*, 2015; 30 Galib, 2015; 31 Hanif *et al.*, 2015; 32 Bhouiyan *et al.*, 2016; 33 Ma *et al.*, 2003; 34 Li *et al.*, 2009; 35 Liu *et al.*, 2011; 36 Shuai *et al.*, 2018; 37 Xiong *et al.*, 2018; 38 Liang *et al.*, 2006; 39 Bambaradeniya *et al.*, 2001; 40 Marambe *et al.*, 2003, 2011; 41 Karunarathna *et al.*, 2008; 42 Diana *et al.*, 2010; 43 Siriwan & Boonsatien, 2018; 44 Sinohin & Cuaterno, 2003; 45 Rashid *et al.*, 2015; 46 Chow *et al.*, 2016; 47 Setyarini & Ambarwati, 2005; 48 Firda, 2015; 49 Sumino *et al.*, 2017; 50 Aminah & Ahmadi, 2018; 51 Gao *et al.*, 2014, 2017; 52 Agoramoorthy & Hsu, 2007; 53 Ang *et al.*, 1989; 54 Courtenay *et al.*, 1974; 55 Courtenay & Deacon, 1982; 56 Williams & Jennigs, 1991; 57 Bowles & Bowles, 2001; 58 Edwards, 2001; 59 Howells, 2001; 60 López-Fernández & Winemiller, 2005; 61 Hubbs *et al.*, 2008; 62 Gestring *et al.*, 2010; 63 Perkin & Bonner, 2011; 64 Schofield & Loftus, 2015; 65 Bowles & Bowles, 2015; 66 Gu *et al.*, 2018; 67 Ramanujam *et al.*, 2014; 68 Nico & Martin, 2001; 69 Hoover *et al.*, 2004; 70 Sinha *et al.*, 2010; 71 Sarkar *et al.*, 2012; 72 Muralidharan, 2017; 73 Garcia *et al.*, 2014; 74

Nobile *et al.*, 2018; 75 Wakida-Kusunoki & Amador del Ángel, 2008; 76 Amador-del Ángel *et al.*, 2009, 2012, 2015; 77 Trujillo-Jiménez *et al.*, 2010; 78 Mejía-Mojica *et al.*, 2012, 2015; 79 Sandoval-Huerta *et al.*, 2012; 80 Rueda-Jasso *et al.*, 2013; 81 Amador-del Ángel & Wakida-Kusunoki, 2014a, b; 82 Ayala-Pérez *et al.*, 2014; 83 Contreras-MacBeath *et al.*, 2014; 84 Lozano & García, 2014; 85 Espinosa-Pérez & Ramírez, 2015; 86 Sánchez *et al.*, 2015; 87 Velázquez-Velázquez *et al.*, 2016; 88 Page, 1994; 89 Gibbs *et al.*, 2008, 2010, 2013, 2017; 90 Champeau *et al.*, 2009; 91 Nico *et al.*, 2009b; 92 Nico, 2010; 93 Nico *et al.*, 2012; 94 Gibbs & Groff, 2014; 95 Rubio *et al.*, 2016; 96 Özdilek, 2007; 97 Emiroğlu *et al.*, 2016; 98 Golani & Snovsky, 2013; 99 Knight, 2010a; 100 Singh & Lakra, 2011; 101 Singh *et al.*, 2013; 102 Bijukumar *et al.*, 2015; 103 Panikkar *et al.*, 2015; 104 Meena *et al.*, 2016; 105 Reenamole & Ambili, 2016; 106 Sandilyan, 2016; 107 Karthick *et al.*, 2017; 108 Mohanty *et al.*, 2017; 109 Wildlife Institute of India, 2018; 110 Japan Ministry of Environment, 2005; 111 Sakano & Iguchi, 2009; 112 Nitta & Nagasawa, 2013, 2016; 113 Ishikawa & Tachihara, 2014; 114 Page & Robins, 2006; 115 Wu *et al.*, 2011; 116 Epa, 2014; 117 Điền & Đình, 2014; 118 Chavez *et al.*, 2006a; 119 Cagauan, 2007; 120 Hubilla *et al.*, 2007; 121 Garcia, 2010; 122 Jumawan *et al.*, 2011; 123 Chavez & Carandang VI, 2014; 124 Guerrero III, 2014; 125 Jumawan & Herrera, 2014; 126 Yu & Quilang, 2014; 127 Jumawan & Herrera, 2015; 128 Quilang & Yu, 2015; 129 Jumawan *et al.*, 2016; 130 Jumawan & Seronay, 2017; 131 Ng & Tan, 2010; 132 Yeo & Chia, 2010; 133 Qoyyimah *et al.*, 2016; 134 Jones *et al.*, 2013; 135 Hill *et al.*, 2015; 136 Woodford *et al.*, 2017; 137 Álvarez-Pliego *et al.*, 2015; 138 Godwin *et al.*, 2016; 139 Keszka *et al.*, 2008; 140 Roulet *et al.*, 2015; 141 Velázquez-Velázquez *et al.*, 2013; 142 Ludlow & Walsh, 1991; 143 Bunkley-Williams *et al.*, 1994; 144 Eldredge, 2000; 145 Krishnakumar *et al.*, 2009; 146 Knight, 2010b; 147 Molur *et al.*, 2011; 148 Hossain *et al.*, 2008; 149 Liang *et al.*, 2005; 150 Jinadasa *et al.*, 2014; 151 Jayaneththi, 2017; 152 Herrera Solano, 2012; 153 Angulo *et al.*, 2013; 154 García-González *et al.*, 2017; 155 Jones, 2008; 156 Wakida-Kusunoki *et al.*, 2007; 157 Hernández Santos 2008; 158 Wakida-Kusunoki & Amador del Ángel, 2011; 159 Mendoza-Carranza *et al.*, 2010; 160 Barba Macías & Cano-Salgado, 2014; 161 Barba Macías *et al.*, 2014; 162 Castillo-Domínguez *et al.*, 2015; 163 Wakida-Kusunoki *et al.*, 2016; 164 Strecker *et al.*, 2011; 165 Piazzini *et al.*, 2010; 166 Simonović *et al.*, 2010; 167 Muralidharan *et al.*, 2015; 168 Soundararajan *et al.*, 2015; 169 Mogalekar *et al.*, 2017; 170 Rao & Sunchu, 2017; 171 Hossain *et al.*, 2018; 172 Sumanasinghe & Amarasinghe, 2013; 173 Zhan *et al.*, 2017; 174 Levin *et al.*, 2008; 175 Zworykin & Budaev, 2013; 176 Nam & Duc, 2018; 177 Chaichana *et al.*, 2011; 178 Chaichana & Jongphadungkiet, 2012; 179 Chaichana & Choowaew, 2013; 180 Jumawan *et al.*, 2014; 181 Samat *et al.*, 2008, 2016; 182 Farinordin *et al.*, 2017; 183 Tan & Tan, 2003a, b; 184 Herder *et al.*, 2012; 185 Djumanto *et al.*, 2013; 186 Ernawati, 2014; 187 Aksari *et al.*, 2015; 188 Pinen *et al.*, 2016; 189 Bussing, 1998; 190 Asociación ANAI, 2012; 191 Barrientos & Quintana, 2012; 192 Ariano-Sánchez *et al.*, 2017; 193 Schmitter-Soto *et al.*, 2015; 194 Cano Salgado, 2011; 195 Capps *et al.*, 2011; 196 Capps & Flecker, 2013a, b; 197 Lienart *et al.*, 2013; 198 Arévalo-Frías & Mendoza-Carranza, 2014; 199 Cruz-León *et al.*, 2014; 200

Martínez, 2014; 201 Capps & Flecker, 2015; 202 Capps *et al.*, 2015; 203 Gómez-González *et al.*, 2015; 204 Nico *et al.*, 2009a; 205 Idelberger *et al.*, 2011; 206 Norris, 2017; 207 Kumar *et al.*, 2018; 208 Hussan, 2016; 209 Wei *et al.*, 2017, 2018; 210 Gusakov *et al.*, 2018; 211 Lam & Su, 2009; 212 Jumawan *et al.*, 2010; 213 Vallejo & Soriano, 2011; 214 Almadin & Jumawan, 2016.

Cuadro 2. Evidencia científica de ovivoría por plecos de los géneros *Hypostomus* y *Pterygoplichthys*.

Especie	Evidencia de ovivoría	Referencia ^a
<i>Hypostomus</i>	-Consume huevos de <i>Etheostoma fonticola</i> (Jordan & Gilbert, 1886) (Perciformes: Percidae). -Perturbación de los huevos de la carpa diablo <i>Dionda diaboli</i> Hubbs & Brown, 1957 (Cypriniformes: Cyprinidae).	1
<i>Hypostomus plecostomus</i>	-El contenido estomacal presenta alta proporción de huevos.	2
<i>Pterygoplichthys</i>	-Consume huevos y larvas de <i>Clarias macrocephalus</i> Günther, 1864 (Siluriformes: Clariidae). -Correlación positiva entre la longitud estándar del pleco y el número de larvas consumidas.	3
<i>Pterygoplichthys multiradiatus</i>	-Algunos huevos de peces en los contenidos estomacales de individuos capturados en Boynton Canal, Florida.	4
<i>Pterygoplichthys pardalis</i>	-Consume huevos y larvas de tilapia del Nilo <i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758) (Perciformes: Cichlidae).	5

a. Referencia: 1 Cook-Hildreth, 2008; 2 Rathnayake *et al.*, 2014; 3 Chaichana *et al.*, 2013; 4 Gestring *et al.*, 2010; 5 Chaichana & Jongphadungkiet, 2012.

Cuadro 3. Informes de depredación de pecos por animales vertebrados y por un caracol ovívoro.

Presa	Depredador	Referencia ^e
<i>Hypostomus</i> , <i>Hypostomus niceforoi</i> , <i>Ancistrus</i> , <i>Chaetostoma</i> ^a	Nutria neotropical <i>Lontra longicaudis</i>	1-3
<i>Hypostomus</i> , <i>Pterygoplichthys</i> ^a	Caimán negro <i>Melanosuchus niger</i>	4
<i>Hypostomus argus</i> , <i>H. commersoni</i> , <i>Ancistrus triradiatus</i> , <i>Rineloricaria</i> <i>caracasensis</i> , <i>Loricariichthys</i> <i>platymetopon</i> , <i>L. maculatus</i> , <i>Otocinclus vittatus</i> ^a	Tararira <i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794) (Characiformes: Erythrinidae)	5-6
<i>Hypostomus pyrineusi</i> ^a	Culebra <i>Helicops pastazae</i>	7
<i>Hypostomus</i> sp., <i>Rineloricaria</i> <i>catamarcensis</i> ^a	Tortuga de río <i>Hydromedusa tectifera</i>	8
<i>Loricariichthys</i> , <i>Loricaria</i> ^a	Cormorán oliváceo <i>Phalacrocorax olivaceus</i>	4
Loricariidae ^a	Nutria neotropical <i>Lontra longicaudis</i>	9
	Yacaré <i>Caiman latirostris</i>	10
	Hocó oscuro <i>Tigrisoma fasciatum</i>	11
Loricariinae ^a	Nutria gigante <i>Pteronura brasiliensis</i>	12
<i>Pterygoplichthys multiradiatus</i> ^a	Pez torre <i>Phractocephalus hemiliopterus</i> (Bloch, 1801), y bagre rayado <i>Pseudoplatystoma</i> <i>fasciatum</i> (Linnaeus, 1766) (Siluriformes: Pimelodidae)	13
<i>Rineloricaria</i> , <i>Hypostomus</i> ^a	Cangrejo <i>Potamocarcinus richmondi</i>	14
<i>Hypostomus aspidolepis</i> ^b	Cormorán neotropical <i>Phalacrocorax brasilianus</i>	15
<i>Hypostomus plecostomus</i> ^b	Varano acuático <i>Varanus salvator</i> (Reptilia: Varanidae)	16
<i>Hypostomus</i> sp. ^b	Caracol <i>Melanoides tuberculata</i> ^c	17
<i>Pterygoplichthys</i> ^b	Cormorán de doble cresta <i>Phalacrocorax auritus</i>	18
	Cormorán neotropical <i>Phalacrocorax brasilianus</i>	19-20
	Águila pescadora <i>Pandion haliaetus</i>	19
	Nutria <i>Lutra canadensis</i>	18
<i>Pterygoplichthys multiradiatus</i> ^b	<i>Amia calva</i> Linnaeus, 1766 (Amiiformes: Amiidae) y perca <i>Micropterus salmoides</i> (La Cepède, 1802) (Perciformes: Centrarchidae)	21

Cuadro 3 (continuación).

Presa	Depredador	Referencia ^e
<i>Pterygoplichthys multiradiatus</i> ^b	Pelícano pardo <i>Pelecanus occidentalis</i>	22
<i>Pterygoplichthys pardalis</i> ^b	Sábalo real <i>Megalops atlanticus</i> Valenciennes, 1847 (Elopiformes: Megalopidae)	19
	<i>Hemibagrus wyckioides</i> (Fang & Chaux, 1949) (Siluriformes: Bagridae), y <i>Oxyeleotris marmorata</i> (Bleeker, 1852) (Siluriformes: Eleotridae) ^d	23
	Robalo blanco <i>Centropomus undecimalis</i> (Bloch, 1792) (Perciformes: Centropomidae)	19
	Robalo prieto <i>Centropomus poeyi</i> Chávez, 1961	24
	Cormorán de doble cresta <i>Phalacrocorax auritus</i>	25
<i>Pterygoplichthys</i> sp. ^b	Cormorán neotropical <i>Phalacrocorax brasilianus</i>	26
	Garza blanca <i>Casmerodius albus</i>	27
	Garza ganadera <i>Bubulcus ibis</i>	27
	Nutria neotropical <i>Lontra longicaudis</i>	28
<i>Pterygoplichthys</i> spp. ^b	Caimán del Misisipi <i>Alligator mississippiensis</i>	29

a. Ámbito nativo de distribución. b. Ámbito no nativo de su distribución. c. Depredación de los huevos del pleco. d. Experimental. e. Referencia: 1 Mayor-Victoria & Botero-Botero, 2010; 2 Restrepo & Botero-Botero, 2012; 3 Ospina Posada, 2017; 4 Willard, 1985; 5 Bistoni *et al.*, 1995; 6 Winemiller & Jepsen, 1998; 7 Almendáriz *et al.*, 2017; 8 Bonino *et al.*, 2009; 9 Kasper *et al.*, 2008; 10 Borteiro *et al.*, 2009; 11 Power, 1984b; 12 Cabral *et al.*, 2010; 13 Barbarino Duque & Winemiller, 2003; 14 Power, 2003; 15 Chacón en Guerrero Vallejos, 2016; 16 Karunarathna *et al.*, 2008; 17 Courtenay & Deacon, 1982; 18 Nico, 2010; 19 Toro-Ramírez *et al.*, 2014; 20 Capps, 2012; 21 Trippel, 2006; 22 Bunkley-Williams *et al.*, 1994; 23 Chaichana & Jongphadungkiet, 2012; 24 Wakida-Kusunoki & Toro-Ramírez, 2016; 25 López-García *et al.*, 2018; 26 Ríos-Muñoz, 2015; 27 Liénart De Wolf, 2010; 28 Juárez-Sánchez, 2017; 29 Rice *et al.*, 2007.

1.5. Madrigueras del pleco.

De los plecos introducidos, *Pterygoplichthys* spp. e *Hypostomus* spp. excavan madrigueras para desove y anidación (Nico *et al.*, 2009a; Nico & Walsh, 2011; Nico *et al.*, 2012; Lienart *et al.*, 2013; Almadin & Jumawan, 2016; Flores, 2017), aunque no hay evidencia para todas las especies de ambos géneros (Nico *et al.*, 2009a). Asociado a ese comportamiento, esos peces presentan cuidado parental (Mendoza *et al.*, 2007; Winemiller *et al.*, 2008; Mendoza *et al.*, 2015). El macho adulto de *Pterygoplichthys* cuida la madriguera en donde guardan la masa de huevos (Nico *et al.*, 2009a), así como juveniles (Liénart De Wolf, 2010). También los machos de *Hypostomus* cuidan la madriguera hasta que las larvas de nado libre abandonan la madriguera (Hoover *et al.*, 2004). *Hypostomus ternetzi* (Boulenger, 1895) y *Megalancistrus aculeatus* utilizan madrigueras (Suzuki *et al.*, 2000). La hembra de *H. ternetzi* deposita sus huevos en nidos excavados en la ribera del río, y el macho defiende, limpia y ventila la masa de huevos en desarrollo (Suzuki *et al.*, 2000). *Leporacanthicus triactis* Isbrücker, Nijssen & Nico, 1992, también utiliza madrigueras posiblemente excavadas por los adultos (Nico *et al.*, 2009a).

Las madrigueras son utilizadas por los plecos para su reproducción, además les permiten sobrevivir durante la sequía (Hoover *et al.*, 2004; Almadin & Jumawan, 2016), o como refugios potenciales durante períodos fríos (Nico & Martin, 2001). Liénart De Wolf (2010) sugiere que madrigueras estrechas posiblemente son excavadas por juveniles inmaduros, posiblemente para usarlas como refugio. Los estudios más detallados sobre madrigueras excavadas por plecos en las riberas de ríos o lagos han considerado *Pterygoplichthys* spp., en zonas como Chiapas, México (Liénart De Wolf, 2010; Lienart *et al.*, 2013), Florida, EUA (Nico *et al.*, 2009a; van den Ende, 2014), la isla de Ohau, Hawái, EUA (Devick, 1988, 1989, citado por Nico *et al.*, 2009a) y Butuan City, Filipinas (Almadin & Jumawan, 2016). No obstante, para plecos *Hypostomus* spp. la información es escasa (p. e. Garcia-Pinto *et al.*, 1984 citado por Nico *et al.*, 2009a), aunque se han convertido en especies exóticas invasoras en ambientes como el Lago Cocibolca en Nicaragua (Marenco, 2010; Härer *et al.*, 2016).

1.6. Justificación.

Los estudios ecológicos previos sobre peces de la cuenca del Río Frío (p. e. Sáenz *et al.*, 2006; Garita & Angulo, 2009) se realizaron antes de la detección local del pleco en Caño Negro (Marenco, 2010) y el Río Sabogal (Castillo-Pérez, 2016). El pleco se ha extendido por toda la cuenca del Río San Juan, afectando el humedal RNVS Caño Negro, RNVS Maquenque y el Humedal Caribe Noreste (especialmente en RNVS Barra del Colorado) (Proyecto Humedales, 2015; Camacho Navarro *et al.*, 2017; Córdoba Muñoz, 2017; SINAC, 2017; Vargas Alpízar, 2018). La identificación de *Hypostomus cf. niceforoi* (Fowler, 1943) proveniente del Lago de Nicaragua por Matamoros *et al.* (2016), sugiere que la identidad del pleco no ha podido ser confirmada taxonómicamente, por lo que al nombre científico se le intercala cf. (en este caso, *H. cf. aspidolepis*).

La erradicación de las poblaciones de pecos establecidos en ambientes tropicales y subtropicales no nativos se considera imposible o económicamente muy costosa (Martínez Palacios *et al.*, 2010; Nico & Walsh, 2011; Ramírez Suárez *et al.*, 2012). No obstante, la remoción humano-asistida de *Pterygoplichthys disjunctivus* fue exitosa en Rainbow River, Florida, EUA (Hill & Sowards, 2015), pero ese caso parece ser excepcional.

En Costa Rica se desarrolló el Proyecto Humedales, sobre “conservación, uso sostenible de la biodiversidad y mantenimiento de los servicios de los ecosistemas de humedales protegidos de importancia internacional (HPH)”, promovido por el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo y el Sistema Nacional de Áreas de Conservación (PNUD & SINAC, 2014-2019). Uno de sus objetivos fue “definir la línea base del pleco en el HPH Caño Negro para disponer de información poblacional, de biomasa y comportamiento de la especie”. Por lo tanto, los resultados que se obtengan en el presente trabajo aportarán información complementaria sobre el estado de invasión del pleco, además de la tilapia. El tamaño poblacional del pleco podría aumentar a un nivel que desplace especies nativas, altere drásticamente las relaciones tróficas y el ambiente físico del ecosistema, impactos que pueden combinarse con los generados por la tilapia. Se considera necesario ampliar acciones de manejo, inclusive fuera de las Áreas Protegidas, para mantener bajo control las poblaciones del pleco y de la tilapia lo más posible.

2. OBJETIVOS.

2.1. Objetivo General.

Conocer el estado actual de invasión de la tilapia *Oreochromis niloticus* (Perciformes: Cichlidae) y del pleco *Hypostomus* cf. *aspidolepis* (Siluriformes: Loricariidae), mediante la caracterización de sus abundancias, la distribución de tallas, relación longitud-peso fresco y aspectos reproductivos, en el Río Sabogal.

2.2. Objetivos específicos y Metas.

1. Determinar la captura por unidad de esfuerzo (CPUE, número de peces por lance de atarraya) y frecuencia de captura de los peces nativos, la tilapia y el pleco en el Río Sabogal, durante la estación lluviosa y seca.
 - 1.a. Conocer la abundancia relativa de la tilapia en el Río Sabogal.
 - 1.b. Conocer la abundancia relativa del pleco en el Río Sabogal.

2. Analizar la contribución de peso fresco de la tilapia y del pleco a las capturas totales en el Río Sabogal, durante la estación lluviosa y seca.
 - 2.a. Estimar la proporción del peso fresco de la tilapia, en relación con la captura total de peces en el Río Sabogal.
 - 2.b. Estimar la proporción del peso fresco del pleco, en relación con la captura total de peces en el Río Sabogal.

3. Comparar la distribución de tallas según el sexo individual de la tilapia y del pleco en el Río Sabogal, durante la estación lluviosa y seca.
 - 3.a. Caracterizar la distribución de tallas según el sexo de la tilapia, en el Río Sabogal.
 - 3.b. Caracterizar la distribución de tallas según el sexo del pleco, en el Río Sabogal.

4. Determinar la relación longitud-peso de la tilapia y del pleco en el Río Sabogal.
 - 4.a. Estimar la relación longitud-peso de la tilapia en el Río Sabogal.
 - 4.b. Estimar la relación longitud-peso del pleco en el Río Sabogal.

5. Describir aspectos reproductivos de la tilapia y del pleco en el Río Sabogal.
 - 5.a. Determinar la talla de primer madurez sexual y estados de madurez de la tilapia y del pleco en el Río Sabogal.
 - 5.b. Analizar la fecundidad total y relativa del pleco en el Río Sabogal.

6. Caracterizar la modificación física en las riberas del Río Frío, Sabogal, Pocosol y Medio Queso, efectuada por el pleco, mediante la evaluación de la densidad y las dimensiones de las madrigueras excavadas por el pez, y la cantidad de volumen de suelo excavado.
 - 6.a. Determinar la densidad de madrigueras del pleco en el Río Frío, Sabogal, Pocosol y Medio Queso.
 - 6.b. Caracterizar las dimensiones de madrigueras del pleco.
 - 6.c. Estimar el volumen de suelo excavado por el pleco en la ribera de dichos ríos.

3. MATERIALES Y MÉTODOS.

3.1. Estado poblacional de la tilapia y del pleco en el Río Sabogal.

3.1.1. Sitios de muestreo.

El trabajo de campo se hizo en tres sitios del Río Sabogal, en El Amparo, Los Chiles, Alajuela, separados entre sí ~ 4 km de distancia geográfica y abarcando un 1 km: “Los González”, “La Unión” y “San Isidro” ($10^{\circ}49' - 10^{\circ}53' \text{ N}$, $84^{\circ}39' - 84^{\circ}42' \text{ W}$; altitud: 44 ± 4 msnm; Fig. 3). La selección de dichos sitios fue por la facilidad de acceso. El ambiente del sitio La Unión y la zona de estudio es descrito por Castillo-Pérez (2016) (Figs. S1-S2).

3.1.2. Trabajo de campo.

El muestreo consistió en la captura de los peces con atarraya de nylon (2,13 m de radio y luz de malla de $2,5 \times 2,5$ cm), mediante 35 lances efectivos por sitio, se abarcó ~ 1 km de ribera en cada sitio. Se escogieron tres días de muestreo mensual, generalmente consecutivos e idóneos para el trabajo de campo, el primer día en el sitio Los González, siguiente día en La Unión y el último día en San Isidro, desde el 24 de octubre de 2017 hasta 06 de junio de 2018, en total ocho visitas a cada sitio.

Se identificó *in situ* cada pez capturado basado en Bussing (1998), Angulo & Garita (2013), Angulo *et al.* (2013) y fotografías de Garita & Angulo (2009). Por cada lance efectivo de atarraya se registró la abundancia numérica por especie y el peso fresco total de cada individuo de las especies nativas con una balanza (Pesola ®: 300 g (± 2 g), 1000 g (± 10 g) ó 5 kg (± 50 g)). Posterior al registro de los datos de abundancia y peso fresco de los peces nativos, todos los individuos fueron devueltos vivos y saludables al río. Por el contrario, todos los especímenes de tilapias y plecos fueron recolectados y retenidos para registrar el peso fresco, la talla (longitud total y longitud estándar), el sexo individual y el estadio de madurez gonadal, según el procedimiento de preservación aplicado por Bussing (1998). Especímenes adicionales de la tilapia y el pleco fueron recolectados y depositados

en el Museo de Zoología de la Universidad de Costa Rica (Cuadro S1), con la licencia de colecta científica/ académica SINAC-SE-037-2018, permitida por el Ministerio de Ambiente y Energía mediante la resolución R-SINAC-PNI-SE-002-2018.

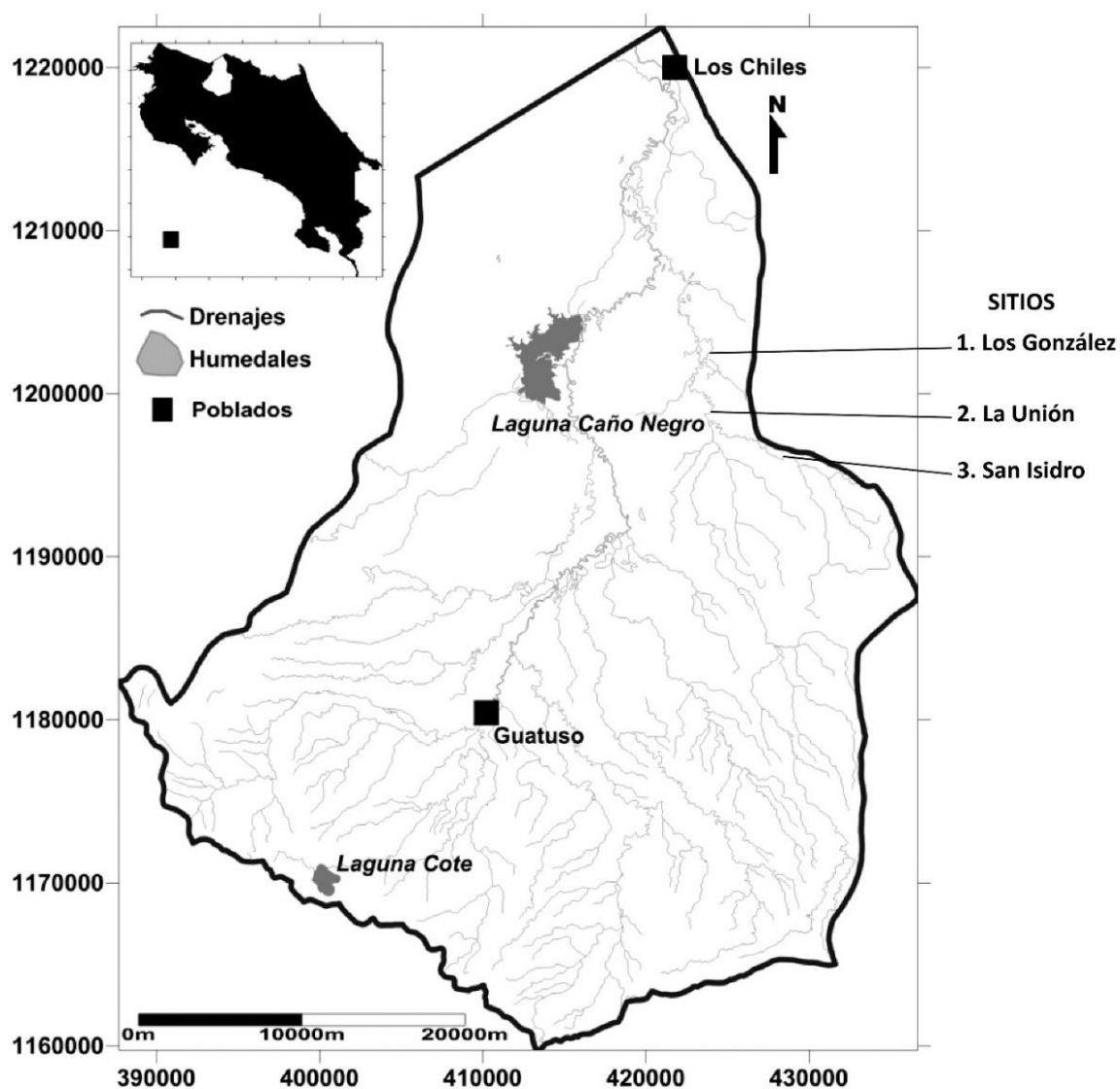


Fig. 3. Sitios de muestreo en la cuenca del Río Frío (Fuente: Ramírez Granados, 2013). Los sitios de muestreo están ubicados en el Río Sabogal, un afluente del Río Frío.

Todas las tilapias y plecos capturados fueron sacrificados. El sexo de las tilapias fue determinado con la observación de las papilas genitales (Hsien-Tsang & Quintanilla, 2008), o por examen visual de las gónadas (disección ventral). Los machos tienen gónadas externamente lisas y las hembras gónadas con el exterior rugoso (Mortuza & Al-Misned, 2013). La distinción del sexo de los plecos también se hizo con una disección ventral y revisión de las gónadas. Los ovarios visibles, especialmente con ovocitos maduros, permitieron determinar cuáles son hembras (Cook-Hildreth *et al.*, 2016).

Las gónadas de las tilapias y los plecos fueron clasificadas según su estado macroscópico de madurez (Núñez & Duponchelle, 2008). En el caso de la tilapia, la clasificación del grado de madurez de sus gónadas es descrita por Peña-Mendoza *et al.* (2011), que ha sido analizada en poblaciones introducidas en México (Gómez-Márquez *et al.*, 2003; Peña-Mendoza *et al.*, 2005). Las gónadas de las hembras del pleco se clasificaron de manera similar al estudio de la población no nativa de *Hypostomus* cf. *niceforoi* en el Río San Marcos, Texas, EUA (Cook-Hildreth, 2008; Cook-Hildreth *et al.*, 2016), clasificación modificada de Mazzoni & Caramaschi (1997), quienes describen aspectos reproductivos del pleco *Hypostomus luetkeni* Lacépède, 1803. Liénart De Wolf (2010) aporta fotografías de algunos estados de madurez de las gónadas de machos y hembras del pez diablo (*P. pardalis*) introducido en el Río Chacamax, México. La fecundidad total del pleco fue determinada mediante el conteo de ovocitos maduros por hembra (Fig. S6).

3.1.3. Análisis estadístico.

Las diferentes pruebas estadísticas y gráficos se realizaron con los programas PAST 3.04 (Hammer, 2014) y Excel (Microsoft Office 2013). Los datos de abundancia numérica y peso fresco de cada especie se digitaron en Excel basado en un diseño espacial-temporal de 3 sitios x 8 meses, con las 35 réplicas (lances de atarraya). Debido a la falta de normalidad y homocedasticidad estadísticas, se hicieron pruebas no paramétricas, Kruskal-Wallis y Mann-Whitney, para comparar entre las medianas de la CPUE y del peso fresco

de la tilapia y del pleco, entre sitios y meses ($p < 0,05$). En este caso, la CPUE equivale al número de peces por lance de atarraya (Garita & Angulo, 2009; Castillo-Pérez, 2016).

Para cada especie se calculó la CPUE promedio ($\pm$ error estándar) según el sitio y mes. Asimismo, se calculó la frecuencia de captura para cada especie (0 a 35 lances). Se hicieron gráficos de dispersión con la frecuencia de captura en el eje X y la CPUE en el eje Y, considerando todas las especies, que fueron enumeradas de menor a mayor frecuencia de captura y CPUE. Se determinó la posición relativa en dichos gráficos de la tilapia y el pleco según el sitio y mes.

Se estimó el porcentaje de peso fresco (% PF) de la tilapia y del pleco aportado a la captura total de peces para cada réplica (0 a 100 %). Se calculó y graficó el % PF promedio $\pm$ error estándar, según el sitio y mes para ambas especies por separado.

En cuanto a las tallas individuales, la tilapia y el pleco se agruparon por mes, sin considerar el sitio. Se hicieron histogramas de la distribución de tallas, para hembras y machos por separado, o sin considerar el sexo en caso de no encontrar diferencias significativas entre las tallas de hembras y machos (mediante la prueba de Kolmogorov-Smirnov). Se hizo una prueba de t de Student para analizar la posible diferencia en las tallas (LE, LT y peso) entre sexos.

Además, se estimó la talla de primer madurez sexual de la tilapia y el pleco según el sexo, es decir, la longitud en la que el 50% de todos los individuos están sexualmente maduros (Gómez-Márquez *et al.*, 2003; Peña-Mendoza *et al.*, 2005), estimada mediante el ajuste de una curva logística a partir de los datos de frecuencia relativa de individuos maduros (estados de II a V) (Wakida-Kusunoki & Amador-del Ángel, 2011). La posible correlación entre la fecundidad total del pleco y la LE o peso fresco, fue determinada con el coeficiente de Pearson. También, se calculó la fecundidad relativa como el número de ovocitos por gramo de la masa corporal total del pez (Bailly *et al.*, 2011; Ajiaco-Martínez *et al.*, 2012; Rueda-Jasso *et al.*, 2013; Gomes *et al.*, 2015).

Dada su gran importancia en la dinámica poblacional, la relación longitud-peso (RLP) es un tema ampliamente estudiado en peces (Froese, 2006; Froese *et al.*, 2014), para estimar el peso a partir de la longitud conocida del pez en programas de monitoreo

ambiental (Freitas *et al.*, 2017). La RLP de la tilapia *O. niloticus* se analizó según Mortuza & Al-Misned (2013). En el caso del pleco *H. cf. aspidolepis*, la RLP se analizó de manera semejante a estudios previos en plecos, tales como *Hypostomus francisci* (Lütken, 1874) (nativo en el Río Itapecerica, Brasil (Sales *et al.*, 2016)), *Pterygoplichthys disjunctivus* (Weber, 1991) (introducido en el embalse Adolfo López Mateos, México (Rueda-Jasso *et al.*, 2013) e introducido en Agusan Marsh, Filipinas (Jumawan & Seronay, 2017)), *Pterygoplichthys multiradiatus* (Hancock, 1828) (introducido en el Río Kaoping, Taiwán (Liang *et al.*, 2005)) y *Pterygoplichthys pardalis* (Castelnau, 1855) (introducido en el Río Langat, península de Malasia (Samat *et al.*, 2008), introducido en el Río Palizada, México (Wakida-Kusunoki & Amador-del Ángel, 2011) e introducido en Agusan Marsh, Filipinas (Jumawan & Seronay, 2017)). Dicha relación se resumió en un gráfico de dispersión de longitud total (LT, en el eje X) versus peso corporal (P, en el eje Y) y se expresa con la ecuación exponencial (Wakida-Kusunoki & Amador-del Ángel, 2011; Froese *et al.*, 2014; Otieno *et al.*, 2014; Sales *et al.*, 2016):

$$P = a LT^b \quad (1)$$

Donde: P = peso corporal en gramos.

LT = longitud total en centímetros.

b = coeficiente de la tasa de cambio de peso con la longitud.

a = constante equivalente al factor de condición.

Como resultado de la transformación logarítmica de ambas variables, se obtiene la regresión lineal simple (Froese, 2006; Samat *et al.*, 2008; Ahmed *et al.*, 2011; Marx *et al.*, 2013; Mortuza & Al-Misned, 2013; Rueda-Jasso *et al.*, 2013; Jumawan & Seronay, 2017):

$$\text{Log } P = b \log LT + \log a \quad (2)$$

Se hizo un análisis de regresión para la RLP de la tilapia y el pleco. Para la RLP de ambas especies, se usó el intervalo de 95% de confianza (IC) para determinar si b se desvía significativamente del valor de “3” (Froese, 2006, Freitas *et al.*, 2017).

3.2. Madrigueras del pleco.

3.2.1. Localidades de muestreo.

Río Frío y Sabogal: El trabajo de campo se realizó entre el 04 y 06 de abril de 2017, en el Río Frío y en el Río Sabogal, Los Chiles, Alajuela, Costa Rica (Fig. 4). La cuenca del Río Frío abarca 1 779,38 km² (Instituto Meteorológico Nacional (IMN), 2017b). El 60 % del área de la cuenca se encuentra entre los 20 y 200 metros sobre el nivel del mar (cuenca baja), con áreas de bosque tropical lluvioso y de yolillo, *Raphia taedigera* (Acevedo-Mairena, 2012). En la zona predomina el suelo inceptisol (IMN, 2017b), con plantaciones de piña, naranja y arroz (Valverde Salas *et al.*, 2016; Fournier *et al.*, 2018; Arias Campos *et al.*, 2018). La precipitación media anual es de 2 127 mm (Acevedo-Mairena, 2012), oscila espacialmente de 2 000 a 6 000 mm, y la temperatura media anual oscila de 22 a 28 °C (IMN, 2017b). El período seco comprende de enero a abril y el período lluvioso de mayo a diciembre (Allstead, 1994; Ramírez Granados, 2013; IMN, 2017b). El caudal promedio mensual del Río Frío es de 26,97 m³ s⁻¹, inclusive hasta 40,6 m³ s⁻¹ durante julio (Coloma *et al.*, 2009a, b). El riesgo erosivo en la cuenca del Río Frío es elevado, la producción específica de sedimentos registra valores de 181 y 298 toneladas km⁻² año⁻¹ que repercute en la turbidez del agua (Bergoeing & Protti, 2006). La diversidad de peces es de 51 especies nativas y dos exóticas invasoras (Angulo *et al.*, 2013; Castillo-Pérez, 2016), con estudios locales en el Río Frío (Garita & Angulo, 2009), Caño Negro (Sáenz *et al.*, 2006) y el Río Sabogal (Castillo-Pérez, 2016).

En la cuenca baja del Río Frío se ubica el Refugio de Vida Silvestre Caño Negro de 9 969 ha, cuyo sistema de lagunas conforma un humedal lacustrino-palustrino y sitio Ramsar que presenta alta diversidad de 307 especies de aves residentes y migratorias (Hidalgo-Calderón, 1993), tales como el cormorán *Phalacrocorax brasilianus*, el galán sin

ventura *Jabiru mycteria*, el cigüeñón *Mycteria americana* y la espátula rosada *Platalea ajaja* (Montes de Oca & Siles, 2006; Coloma *et al.*, 2009a, b; Fournier *et al.*, 2018; Proyecto Humedales de SINAC-PNUD-GEF, 2018). Este humedal de importancia internacional presenta problemas de colmatación (Solano & Salas, 2011), vinculado al ingreso de 80 000 toneladas de sedimentos por año al sistema de lagunas de Caño Negro (Acevedo-Mairena, 2012).

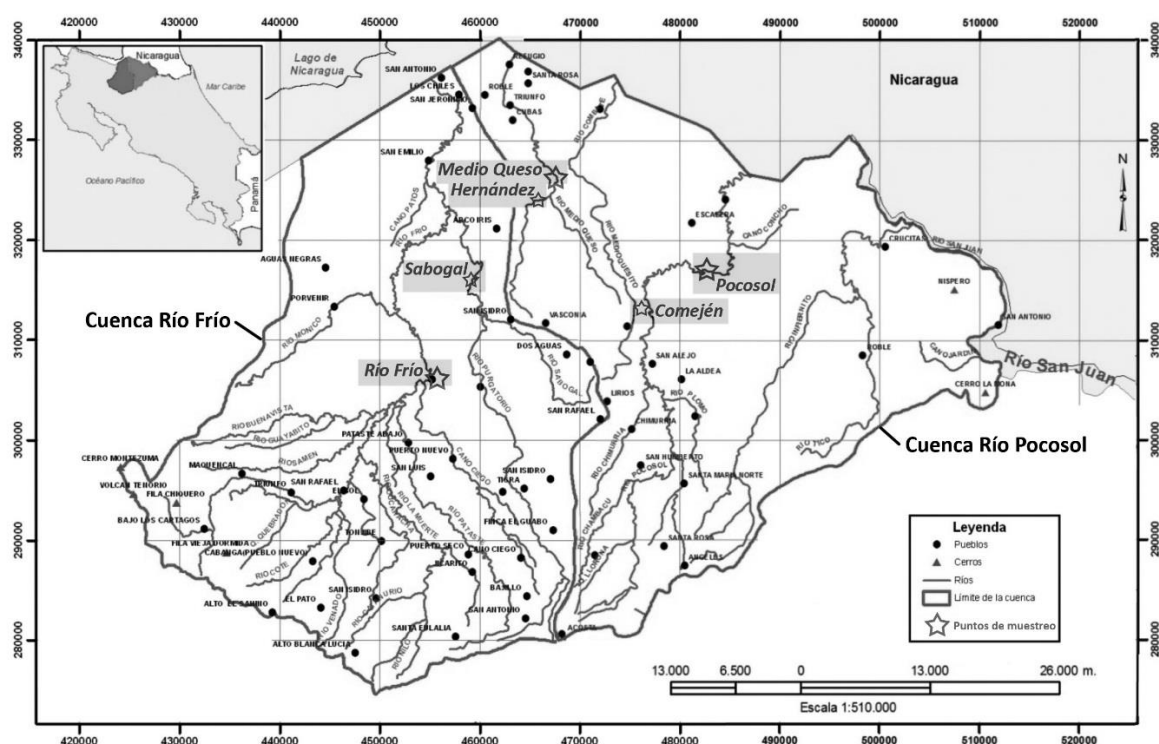


Fig. 4. Puntos de muestreo en el norte de Costa Rica. Mapa modificado de IMN (2017a, b).

Río Pocosol y Medio Queso: El trabajo de campo se realizó los días 03, 22 y 24-26 de abril de 2017. En el Río Pocosol se muestreó en el cauce principal y el canal artificial de la laguna “Comején” (Fig. 4). También en el Río Medio Queso en el cauce principal y en el afluente Río Hernández (Fig. 4). Los ríos Pocosol y Medio Queso están en la cuenca del Río San Juan (*sensu* Bussing, 1998; Angulo *et al.*, 2013) o cuenca del Río

Pocosol, que abarca 1 638,4 km² y presenta cultivo de piña, naranja y caña de azúcar (IMN, 2017a; Arias Campos *et al.*, 2018). La precipitación media anual es de 2 000 - 5 000 mm, temperatura media anual de 24 - 28 °C y el suelo en los puntos de muestreo es de tipo inceptisol (IMN, 2017a). Dicha cuenca registra una ictiofauna de 57 especies nativas y dos especies exóticas invasoras, la tilapia *Oreochromis niloticus*, y el pleco *H. cf. aspidolepis* (Angulo *et al.*, 2013; Castillo-Pérez, 2016). La diversidad de peces ha sido estudiada en parte del Río Medio Queso (Garita & Angulo, 2009; Castillo-Pérez, 2016) y del Río Infiernillo (Espinoza, 2008). El Río Medio Queso irriga el humedal de Medio Queso (Brenes, 2014), humedal palustrino que abarca aproximadamente 5 000 ha y 10 - 20 km de longitud, donde la vegetación es principalmente de gramíneas (arroz silvestre, *Oryza glumaepatula* y *Oryza grandiglumis*; Zamora *et al.*, 2003), yolillales y árboles adaptados a ambientes inundados tales como *Pachira aquatic* (Montes de Oca & Siles, 2006; Fuchs *et al.*, 2016). Este humedal también presenta problemas de colmatación (Solano & Salas, 2011).

Para confirmar la presencia del pleco en la cuenca del Río Pocosol, se realizó un muestreo en la laguna Comején en Cóbano, Los Chiles, Alajuela. La laguna (20 - 60 m de ancho y 1 - 3 m de profundidad) recibe aguas desde el Río Pocosol mediante un canal artificial (5 m de ancho y 1 - 2 m de profundidad). La captura se realizó con una atarraya de nylon (3,2 m de diámetro; 2,5 cm de luz de malla) durante la tarde del 03 de marzo de 2017, con un esfuerzo de muestreo de tres horas.

3.2.2. Trabajo de campo.

En cada punto de muestreo (Río Frío, Sabogal, Pocosol, Comején, Medio Queso y Hernández) se estudiaron tres sitios (enumerados en dirección río abajo), separados entre sí 400 - 1 000 m a lo largo del curso de agua (Cuadros S5-S7). En cada sitio se contó el número de madrigueras (huecos) ubicados en ambos taludes del río en un transecto de 100 m de ribera, en el lado izquierdo y derecho. Además, para la mayoría de las madrigueras se midió la altura total vertical del talud y la distancia inferior (entre la entrada de la

madriguera y el lecho del río). En total se midieron las dimensiones de 440 madrigueras del pleco en los mismos sitios: longitud, ancho y altura, $n = 15 - 30$ madrigueras por sitio, abarcando el mayor ámbito de magnitud en las dimensiones de las madrigueras. Las madrigueras aparentemente deterioradas por efecto de erosión del suelo circundante no fueron medidas, no obstante, fueron contadas.

3.2.3. Análisis estadístico.

Las diferentes pruebas estadísticas y gráficos se realizaron con los programas PAST 3.04 (Hammer, 2014) y Excel (Microsoft Office 2013). Debido a la carencia de normalidad en la distribución de los datos registrados, se usaron gráficos de cajas (la caja abarca del percentil 25 al percentil 75 y una línea horizontal interna indica la mediana, las barras de error indican los valores mínimos y máximos) para representar la variabilidad y pruebas no paramétricas de Kruskal-Wallis y Mann-Whitney para comparar entre las medianas de las dimensiones y del volumen de madrigueras según los sitios o puntos de muestreo. La posible relación entre las dimensiones de madrigueras, y entre la distancia inferior y el volumen de las madrigueras fue evaluada con la Correlación de Spearman, debido a la falta de normalidad y homocedasticidad de los residuales de la regresión.

Densidad: La densidad de madrigueras se estimó por longitud de ribera. Para cada sitio, el número de madrigueras en el transecto de 100 m se dividió entre 100 m lo que resulta en el “número de madrigueras m^{-1} ”. Al multiplicar por 1 000 se obtiene la densidad en “número de madrigueras km^{-1} de ribera”, comparable con los estudios foráneos.

Dimensiones y volumen: El volumen de suelo excavado por madriguera se estimó suponiendo que la entrada y sección transversal de las madrigueras tiene una forma semielipsoidal (Fig. S8), donde la altura y la mitad del ancho son los dos radios:

$$V = (((a/2) h \pi) / 2) l \quad (3)$$

Donde: V = volumen de la madriguera (cm³).

a = ancho de la madriguera (cm).

h = altura de la madriguera (cm).

l = longitud de la madriguera (cm).

Se asume que el ancho y la altura de las madrigueras son constantes desde la entrada hasta la parte más interna de las madrigueras. Se hizo la conversión de centímetros cúbicos (cm³) a litros (L) de suelo (al dividir cm³ entre 1 000).

El volumen de suelo excavado por longitud de la ribera (V', en L m⁻¹) para cada sitio se calculó como:

$$V' = V D \quad (4)$$

Donde: V = volumen por madriguera (promedio por sitio).

D = densidad de madrigueras (número de madrigueras m⁻¹).

Como alternativa, se calculó el volumen de suelo excavado por área vertical del talud del río (V'', en L m⁻²):

$$V'' = V' / A \quad (5)$$

Donde: A = altura promedio del talud por sitio de muestreo (m).

4. RESULTADOS.

4.1. Estado poblacional de la tilapia y del pleco en el Río Sabogal.

4.1.1. Abundancia relativa y peso fresco.

Al analizar la precipitación durante el período de estudio (Fig. 5), la variable fluctuó de tal manera que se interpretó la secuencia de: tres meses lluviosos (octubre, noviembre y diciembre de 2017), un mes de transición de lluvioso a seco (enero 2018), tres meses secos (febrero, marzo y abril de 2018) y un mes de transición de seco a lluvioso (mayo de 2018), abarcando el mayor ámbito de precipitación que se registra durante un período anual completo.

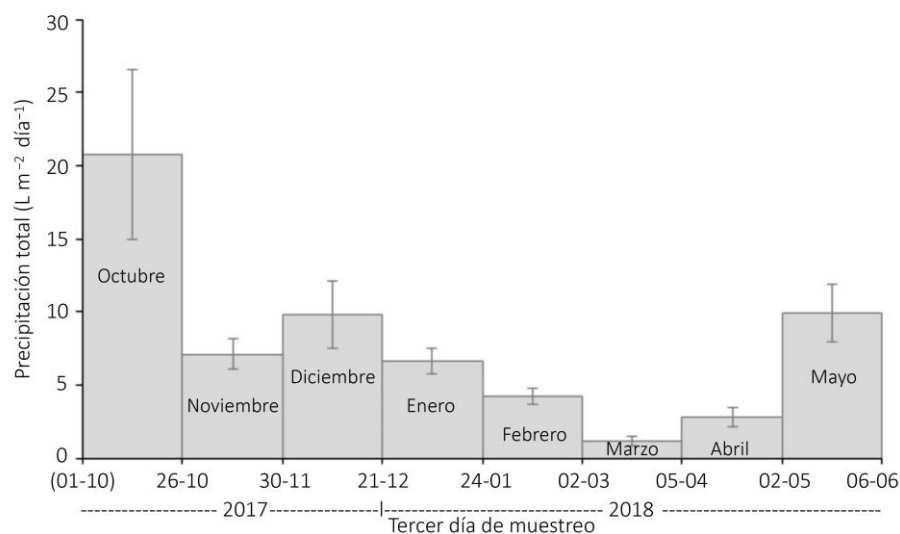


Fig. 5. Fluctuación de la precipitación total diaria promedio ($\pm$ error estándar) durante el período de estudio. Elaboración propia con datos provistos por el IMN, promediando tres estaciones meteorológicas próximas al punto de muestreo: 69633 Comando Los Chiles, 69677 Laguna, Caño Negro y 69713 Saint George, Los Chiles.

En total se capturaron 663 individuos de 21 especies de peces, el pleco fue la especie más frecuente y abundante (152 individuos), mientras que la tilapia figura entre las siete especies más frecuentes y abundantes (22 individuos) (Fig. 6).

La tilapia fue capturada durante los muestreos correspondientes a los meses de noviembre 2017 – abril 2018, no obstante, no se capturó durante el muestreo correspondiente a octubre 2017 y mayo 2018 (Fig. 6). La captura por unidad de esfuerzo (CPUE) y el peso fresco (PF) de la tilapia no varió entre meses (CPUE, H (Kruskal-Wallis) = 9,0, g.l. = 5, $p = 0,11$, Fig. 7a; PF, $H = 8,8$, g.l. = 5, $p = 0,12$, Fig. 7b) o entre sitios (CPUE, $H = 2,5$, g.l. = 2, $p = 0,29$, Fig. 7c; PF, $H = 2,4$, g.l. = 2, $p = 0,30$, Fig. 7d).

En el caso del pleco, éste fue capturado durante todo el período de estudio (octubre 2017 – mayo 2018; Fig. 6). La CPUE y el PF del pleco varió entre meses (CPUE, $H = 66,6$, g.l. = 7, $p < 0,001$, Fig. 8a; PF, $H = 67,6$, g.l. = 7, $p < 0,01$, Fig. 8b), durante febrero, marzo y abril se registró mayor CPUE y PF del pleco que en octubre, noviembre, diciembre, enero y mayo, además durante abril (final de la estación seca) la CPUE y el PF fue levemente mayor que durante febrero (inicio de la estación seca). La CPUE y el PF del pleco también varió entre sitios (CPUE, $H = 7,8$, g.l. = 2, $p = 0,02$, Fig. 8c; PF, $H = 8,5$, g.l. = 2, $p = 0,01$, Fig. 8d), la CPUE y el PF del pleco en el sitio Los González (río abajo) fue mayor que en San Isidro (río arriba).

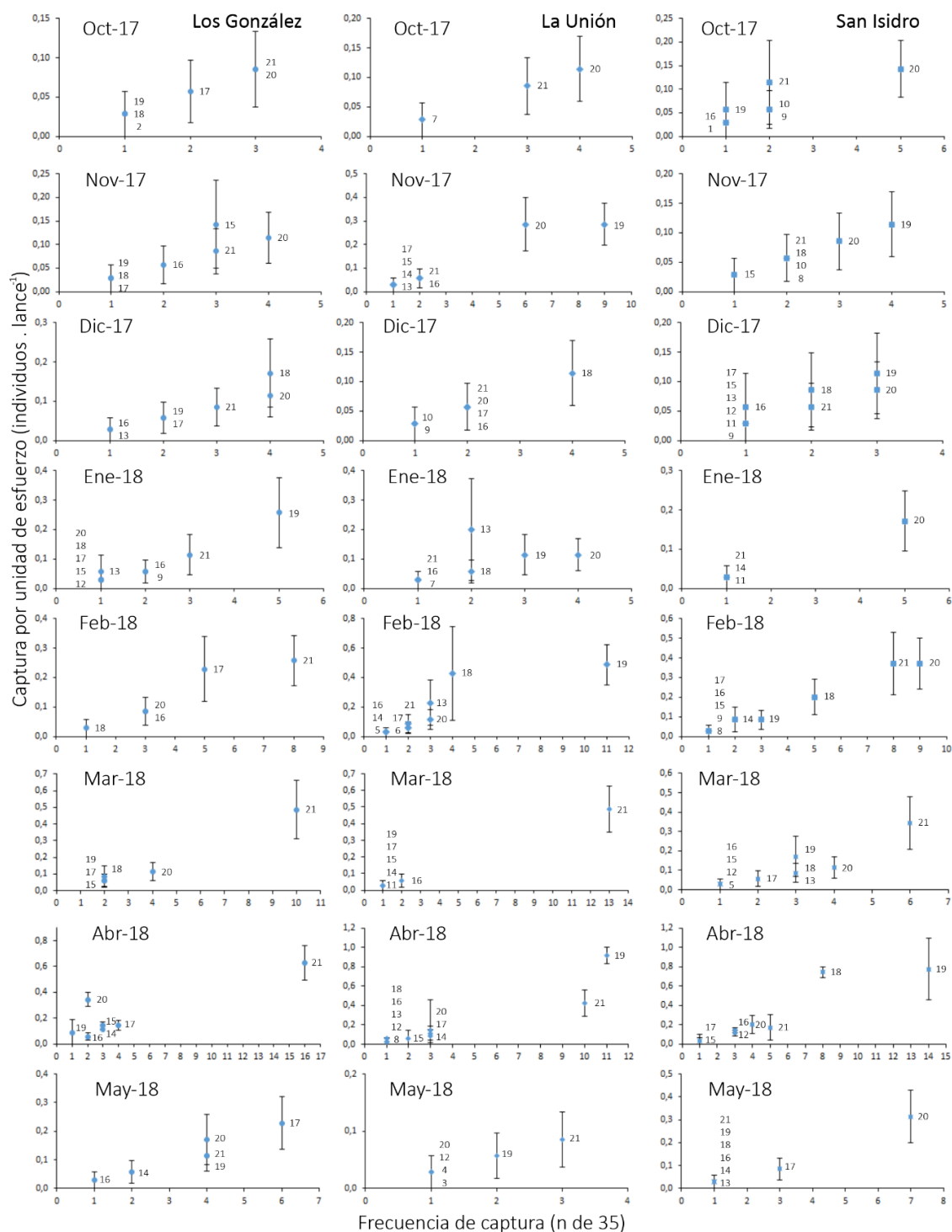


Fig. 6. Abundancia relativa de las especies de peces inferida de la frecuencia de captura (número de lances de atarraya) y captura por unidad de esfuerzo (CPUE) promedio ($\pm$ error estándar), según el mes y sitio en el Río

Sabogal, período octubre de 2017 – mayo de 2018. El número ubicado al borde derecho de los puntos corresponde a las especies capturadas, enumeradas de menor a mayor frecuencia y CPUE: 1: *Roeboides bouchellei*. 2: *Eretmobrycon scleroparius*. 3: *Astyanax orstedii*. 4: *Astyanax bransfordii*. 5: *Parachromis loisellei*. 6: *Gobiomorus dormitor*. 7: *Atractosteus tropicus*. 8: *Rhonciscus crocro*. 9: *Herotilapia multispinosa*. 10: *Cribroheros alfari*. 11: *Parachromis dovii*. 12: *Rhamdia nicaraguensis*. 13: *Archocentrus centrarchus*. 14: *Brycon costaricensis*. 15: *Oreochromis niloticus*. 16: *Hypsophrys nicaraguensis*. 17: *Amphilophus citrinellus*. 18: *Parachromis managuensis*. 19: *Cribroheros longimanus*. 20: *Cribroheros rostratus*. 21: *Hypostomus cf. aspidolepis*.

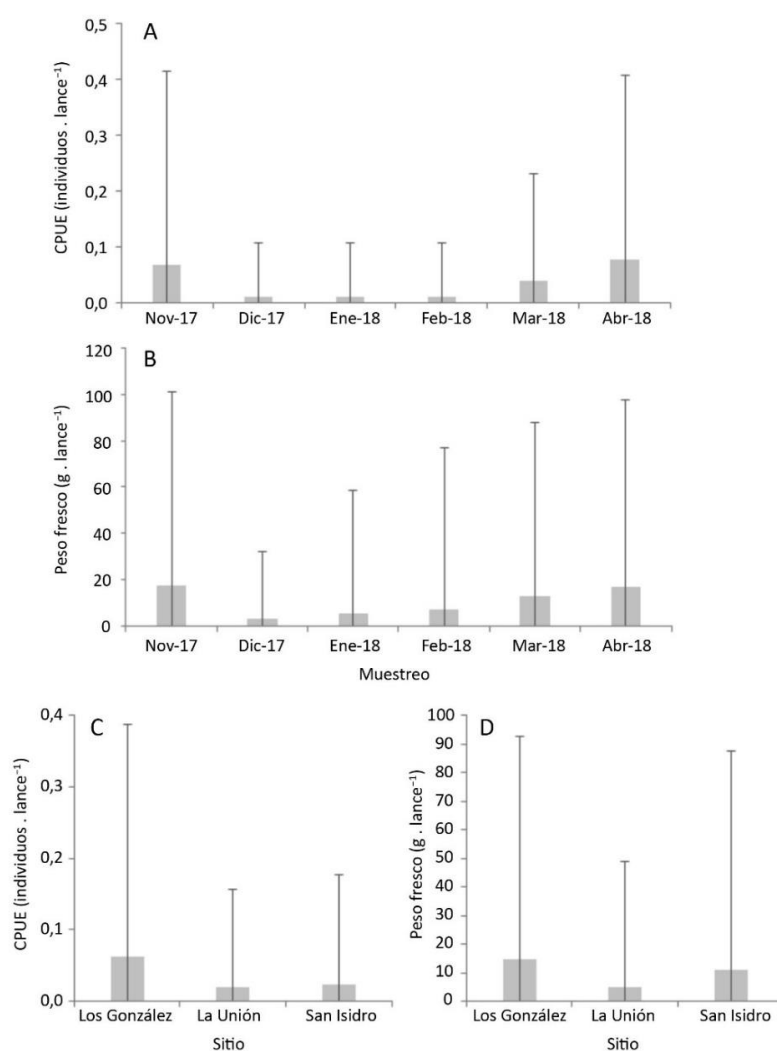


Fig. 7. Captura por unidad de esfuerzo (CPUE) y peso fresco (PF) de la tilapia en el Río Sabogal. A. CPUE por mes. B. PF por mes. C. CPUE por sitio. D. PF por sitio. Barras de error indican la desviación estándar.

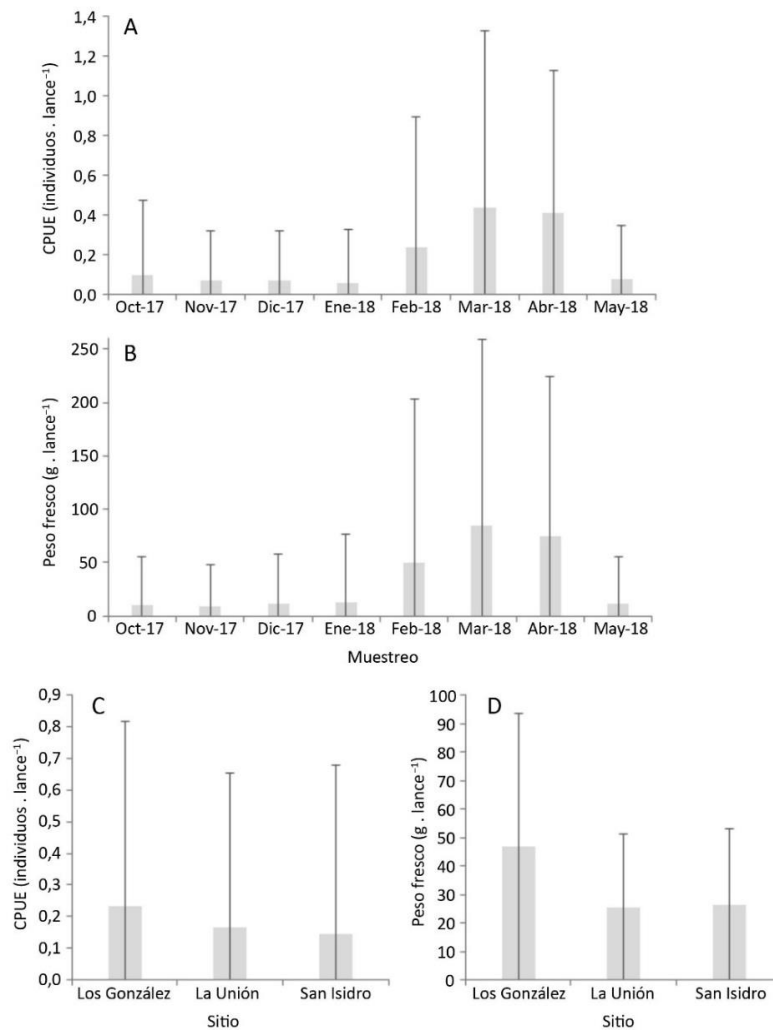


Fig. 8. Captura por unidad de esfuerzo (CPUE) y peso fresco (PF) del pleco en el Río Sabogal. A. CPUE por mes. B. PF por mes. C. CPUE por sitio. D. PF por sitio. Barras de error indican la desviación estándar.

Cuadro 4. Peso fresco de los peces capturados en el Río Sabogal, período octubre de 2017 – mayo de 2018.

Especie	n	Peso fresco (g)		
		Suma	Mínimo – máximo	Media ± error est.
<i>Hypostomus cf. aspidolepis</i> (Günther, 1867)	152	27 666	51 – 357	182 ± 6
<i>Cribroheros rostratus</i> (Gill, 1877)	119	10 057	25 – 229	85 ± 4
<i>Parachromis managuensis</i> (Günther, 1867)	77	8 094	40 – 460	105 ± 7
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	22	6 504	48 – 715	296 ± 44
<i>Cribroheros longimanus</i> (Günther, 1867)	135	5 874	4 – 165	44 ± 1
<i>Amphilophus citrinellus</i> (Günther, 1864)	47	5 109	36 – 278	109 ± 10
<i>Brycon costaricensis</i> Angulo & Gracian-Negrete, 2013	17	3 428	69 – 990	202 ± 55
<i>Hypsophrys nicaraguensis</i> (Günther, 1864)	30	1 534	18 – 72	51 ± 2
<i>Atractosteus tropicus</i> Gill, 1863	2	1 444	584 – 860	722 ± 138
<i>Rhamdia nicaraguensis</i> (Günther, 1864)	10	1 378	88 – 290	138 ± 19
<i>Archocentrus centrarchus</i> (Gill, 1877)	25	1 018	16 – 69	41 ± 2
<i>Rhonciscus croco</i> (Cuvier, 1830)	4	760	84 – 430	190 ± 81
<i>Parachromis dovii</i> (Günther, 1864)	5	684	63 – 287	137 ± 40
<i>Gobiomorus dormitor</i> Lacepède, 1800	2	414	158 – 256	207 ± 49
<i>Cribroheros alfari</i> (Meek, 1907)	5	258	40 – 68	52 ± 5
<i>Parachromis loisellei</i> (Bussing, 1989)	2	161	57 – 104	81 ± 24
<i>Herotilapia multispinosa</i> (Günther, 1867)	5	106	3 – 40	21 ± 6
<i>Astyanax bransfordii</i> (Gill, 1877)	1	36	na	na
<i>Astyanax orstedii</i> (Lütken, 1875)	1	10	na	na
<i>Eretmobrycon scleroparius</i> (Regan, 1908)	1	4	na	na
<i>Roeboides bouchellei</i> Fowler, 1923	1	2	na	na
Total	663	74 541		

Los peces capturados en el Río Sabogal pesaron 74 541 g en total (Cuadro 4). El pleco ocupa el primer lugar (27 666 g) y la tilapia el cuarto lugar por mayor peso por especie (6 504 g). La tilapia representó entre 0 y 22,4 % del peso fresco total, el pleco entre 5 % y 72,4 % (Fig. 9).

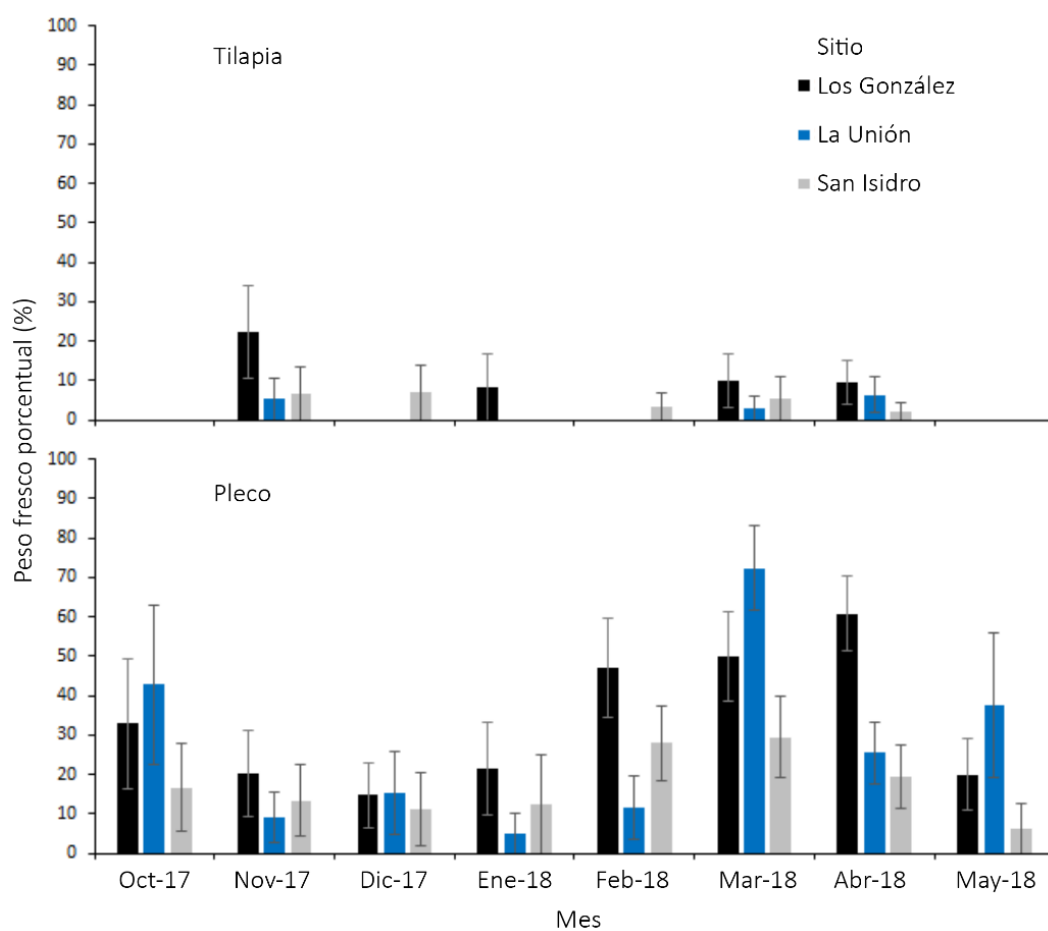


Fig. 9. Peso fresco porcentual promedio de la tilapia y el pleco de la captura total (todas las especies) según el mes y sitio. Barras de error indican el error estándar.

4.1.2. Distribución de tallas.

Las hembras ($n = 13$) de la tilapia fueron similares en tamaño con los machos ($n = 9$) (LT: $t_1 = 0,173$, $p = 0,865$; LE: $t_1 = 0,255$, $p = 0,801$; Peso: $t_1 = 0,149$, $p = 0,883$; Fig. 10). La captura de la tilapia no fue uniforme temporalmente, por lo que no mostró algún patrón consistente de la distribución de su talla (Fig. 11). Mientras que las hembras del pleco ($n = 47$) fueron generalmente más pequeñas que los machos ($n = 105$) (LT: $t_1 = -11,933$, $p < 0,001$; LE: $t_1 = -11,276$, $p < 0,001$; Peso: $t_1 = -12,336$, $p < 0,001$; Figs. 12-13).

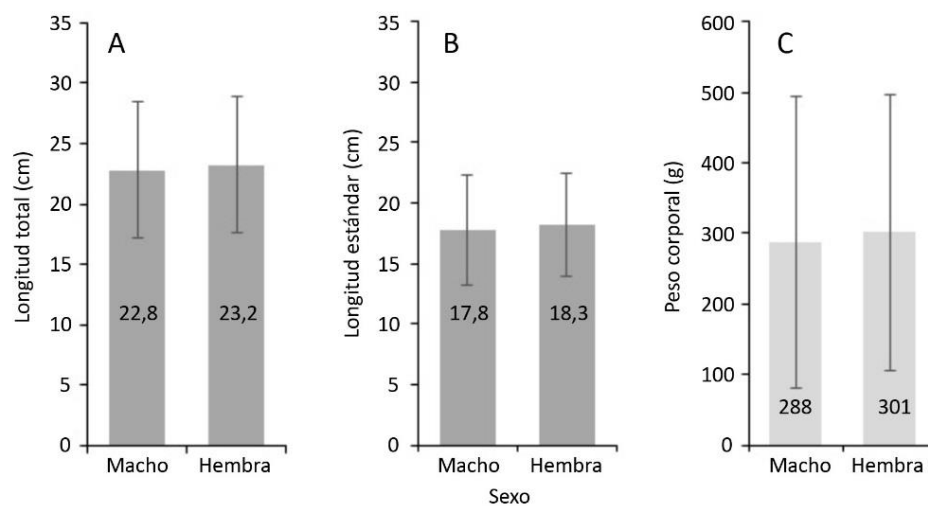


Fig. 10. Tallas de la tilapia en el Río Sabogal según el sexo. A. Longitud total. B. Longitud estándar. C. Peso corporal. Barras de error indican la desviación estándar.

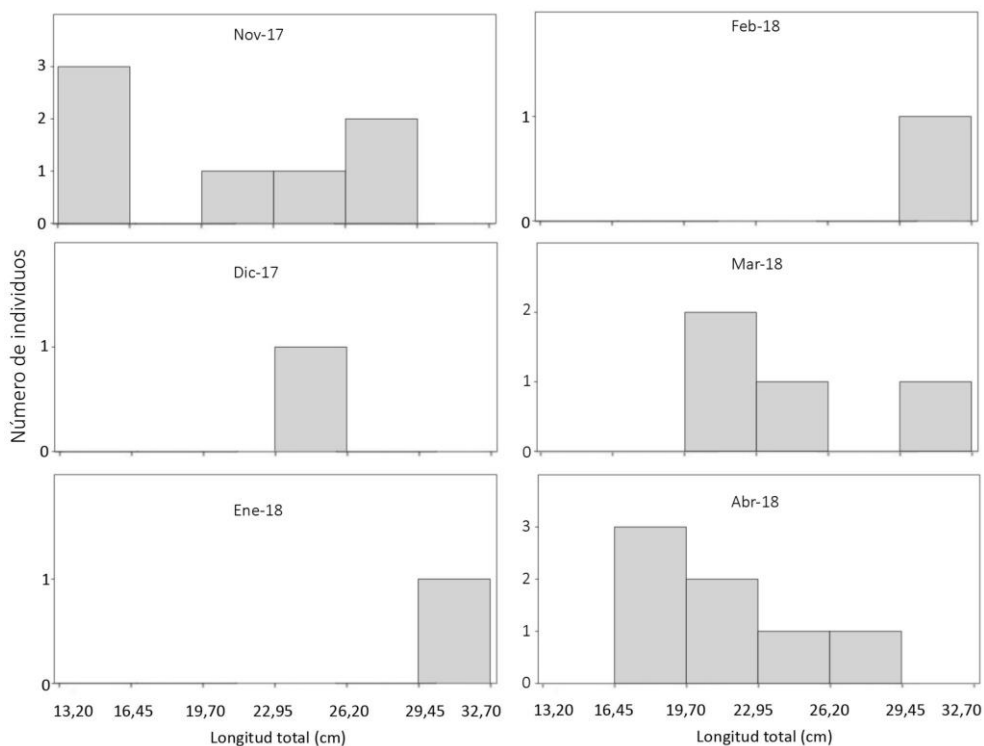


Fig. 11. Distribución de tallas de la tilapia, período noviembre de 2017 – abril de 2018. Durante octubre de 2017 y mayo de 2018 no se capturaron tilapias.

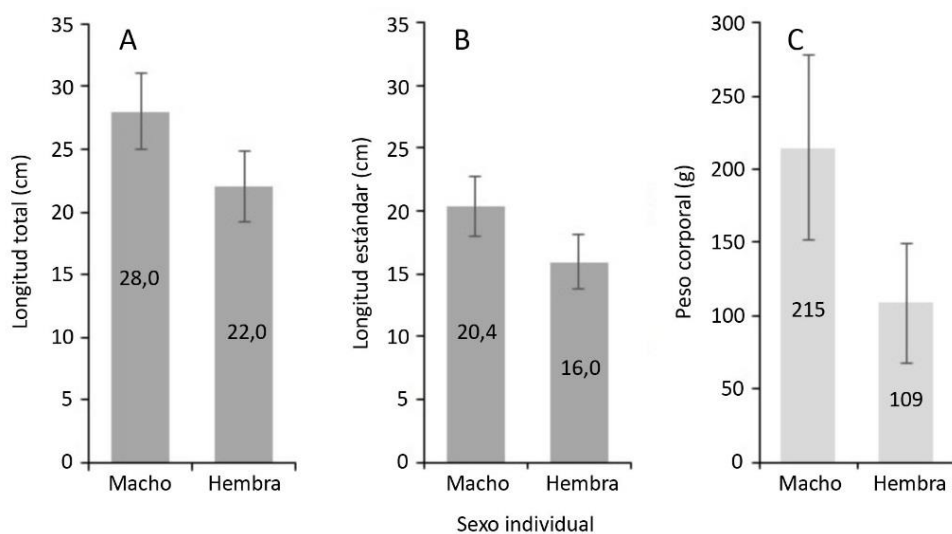


Fig. 12. Tallas del pleco en el Río Sabogal según el sexo. A. Longitud total. B. Longitud estándar. C. Peso corporal. Barras de error indican la desviación estándar.

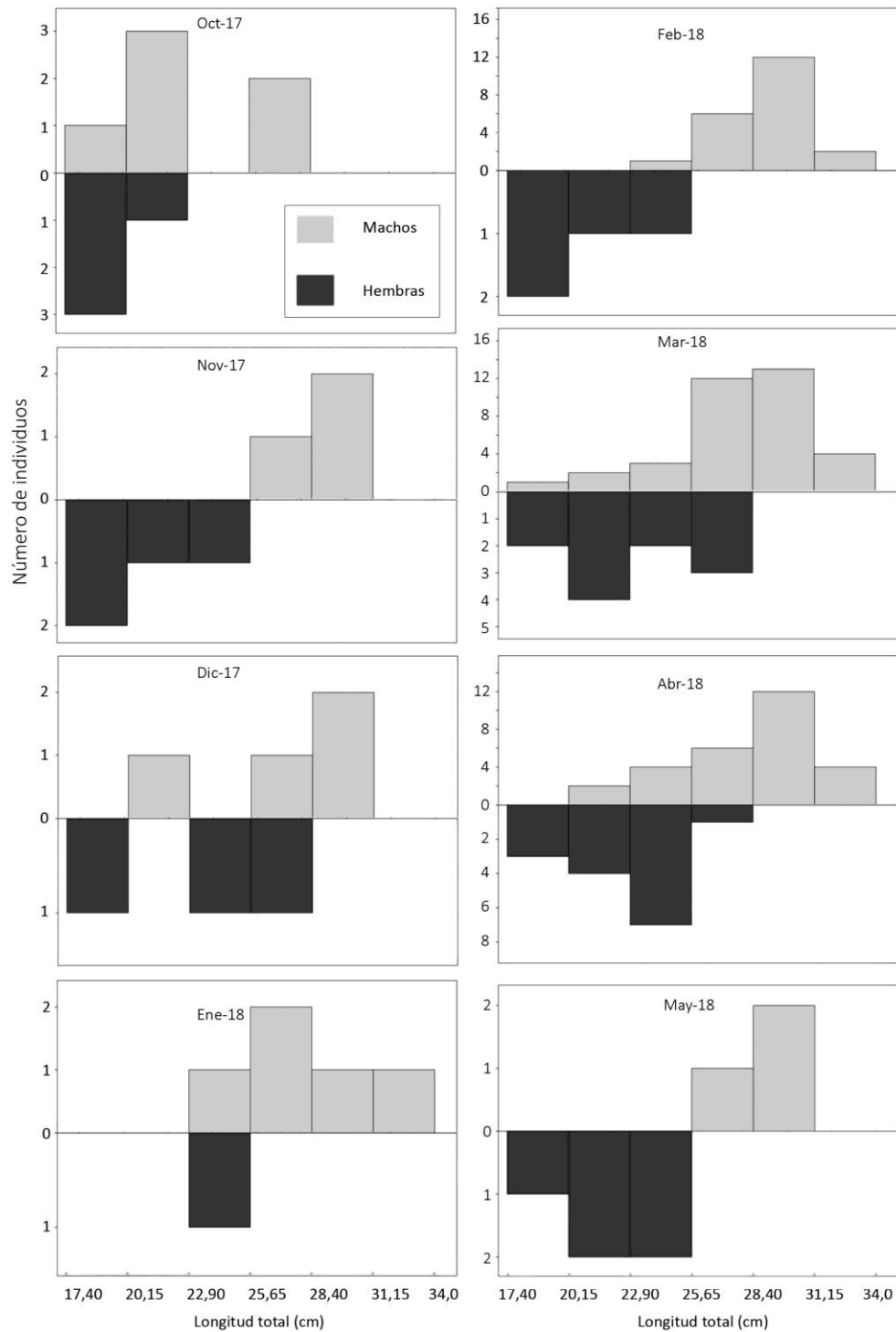


Fig. 13. Distribución de tallas del pleco según el sexo y el mes, período octubre de 2017 – mayo de 2018.

4.1.3. Relación longitud total-peso.

El crecimiento de las tilapias fue isométrico ($b = 3,001$; IC = 2,850 – 3,110; Fig. 14a). El pleco presentó crecimiento alométrico negativo ($b = 2,894$; IC = 2,816 – 2,974; Fig. 14b).

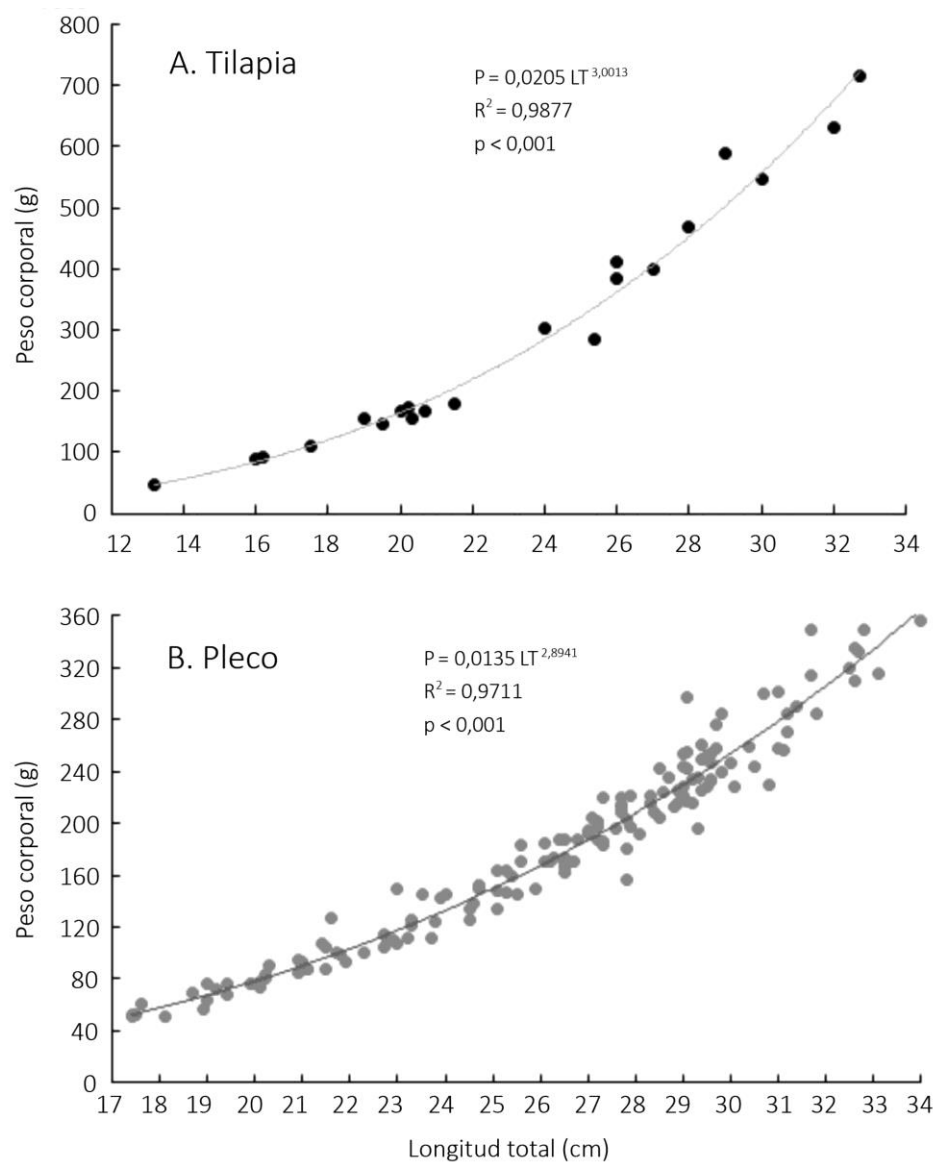


Fig. 14. Relación longitud total - peso. A. Tilapia. B. Pleco.

4.1.4. Aspectos reproductivos.

4.1.4.1. La talla de la primer madurez sexual.

De las tilapias capturadas solamente un individuo macho (LE = 15,4 cm) fue sexualmente inmaduro (estado I). Los individuos capturados más pequeños (macho de LE = 10,2 cm y hembra de LE = 12,7 cm) estaban sexualmente maduros (estado II).

La talla de primer madurez sexual de los plecos hembras (LE = 12,45 cm) es aparentemente menor que la de los machos (LE = 15,49 cm) (Fig. 15).

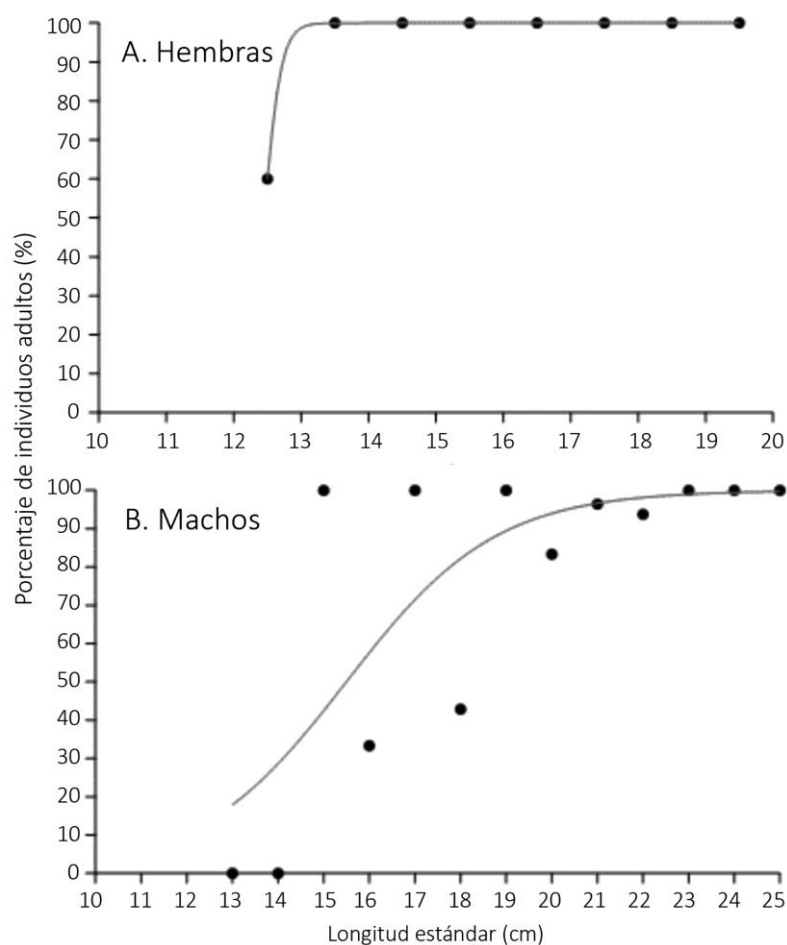


Fig. 15. Curva logística del porcentaje de individuos sexualmente maduros del pleco. A. Hembras. B. Machos.

4.1.4.2. Estados de madurez sexual.

Se capturaron tilapias hembras en reproducción (estado IV) durante noviembre (Fig. S3), marzo y abril, y machos en reproducción durante febrero, marzo y abril (Cuadro 5). Se registraron pecos hembras en reproducción durante los ocho meses de estudio (Cuadro 6; Fig. 16A), y machos en reproducción desde diciembre hasta mayo (Cuadro 6; Fig. 16B).

Cuadro 5. Número de individuos de la tilapia según su estado de madurez sexual.

Mes	Sitio	Estado de madurez gonadal (I - V)							
		I	II		III		IV		V
		Macho	Hembra	Macho	Hembra	Macho	Hembra	Macho	Hembra
Nov-17	LG		2	2	1				
	LU				1				
	SI						1		
Dic-17	SI					1			
Ene-18	LG		1						
Feb-18	SI							1	
Mar-18	LG			1				1	
	LU		1						
	SI						1		
Abr-18	LG	1		1				1	1
	LU		1						1
	SI						1		

*Sitio: LG: Los González, LU: La Unión y SI: San Isidro.

Cuadro 6. Número de individuos del pleco según su estado de madurez sexual.

Mes	Sitio	Estado de madurez gonadal (I – V)									
		Sexo (H: hembra, M: macho)									
		I		II		III		IV		V	
		H	M	H	M	H	M	H	M	H	M
Oct-17	LG							1			2
	LU		1					1		1	
	SI		3							1	
Nov-17	LG		1					1			1
	LU	1				1					
	SI		1	1							
Dic-17	LG			1					2		
	LU					1		1			
	SI										2
Ene-18	LG							1	3		
	LU				1						
	SI								1		
Feb-18	LG			1			1	1	2		4
	LU										3
	SI				1		2	1	2	1	6
Mar-18	LG		2		1		1	1	3	1	8
	LU		1		1			1	3	2	9
	SI		1		1			3	1	3	3
Abr-18	LG		3		1			1	1	5	11
	LU	1	1		1	1		2	1	4	4
	SI		1		1			1	1		2
May-18	LG					1		2	1		
	LU					1			2		
	SI							1			

*Sitio: LG: Los González, LU: La Unión y SI: San Isidro.

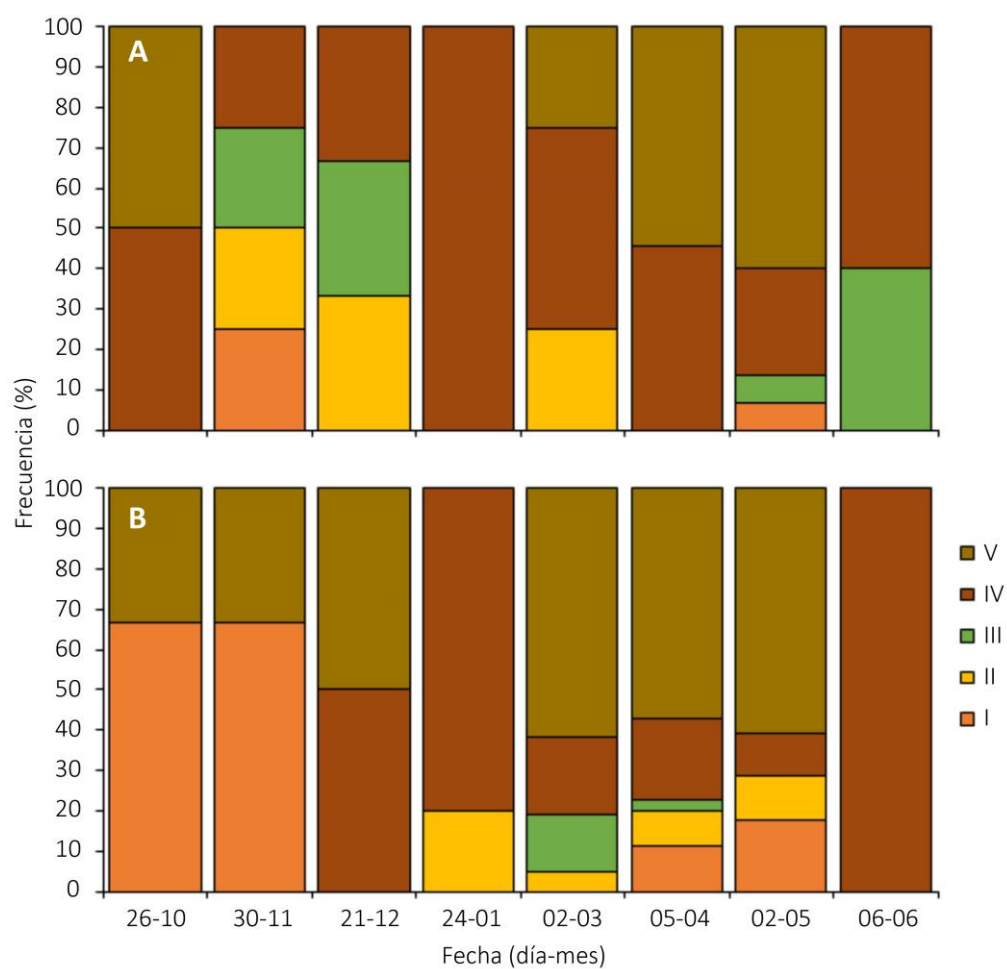


Fig. 16. Frecuencia porcentual de los estados de madurez gonadal (I – V) del pleco en el Río Sabogal. A. Hembras. B. Machos.

4.1.4.3. Fecundidad del pleco.

En octubre de 2017 se registraron dos hembras en estado IV de maduración (LE = 14,5 cm, Peso (P) = 84 g; LE = 13,9 cm, P = 76 g), a las cuales no se les evaluó la fecundidad. Durante el período noviembre 2017 – mayo 2018, para hembras del pleco en reproducción (n = 15) el peso gonadal promedio fue de 11 ± 6 g, con una fecundidad total de 498 ± 152 ovocitos maduros, con un diámetro de 2 a 4 mm (Cuadro 7). La fecundidad se correlacionó positivamente con la longitud estándar ($r = 0,751$, $p < 0,001$; Fig. 17a) y con el peso corporal ($r = 0,841$, $p < 0,001$; Fig. 17b).

Cuadro 7. Fecundidad individual del pleco.

Mes	LE (cm)	Peso individual (g)	Fecundidad total	Fecundidad relativa (ovo. g ⁻¹)	Peso gonadal (g)	Diámetro de ovocitos (mm)
Nov 2017	14,6	80	366	4,6	8	3
Dic 2017	17,5	138	501	3,6	6	3
Dic 2017	18,5	171	608	3,6	21	4
Ene 2018	18,0	150	589	3,9	20	4
Feb 2018	13,8	76	532	7,0	8	3
Feb 2018	15,0	88	330	3,7	12	4
Mar 2018	17,5	112	321	2,9	12	4
Mar 2018	15,0	87	371	4,3	4	2-3
Mar 2018	13,4	70	362	5,2	5	2,5-3
Mar 2018	19,8	198	697	3,5	15	3
Mar 2018	19,8	187	692	3,7	9	2-3
Abr 2018	17,3	146	690	4,7	23	4
Abr 2018	14,1	76	318	4,2	9	3-4
Abr 2018	16,7	126	436	3,5	4	2-2,5
Abr 2018	14,0	74	373	5,0	3	2
May 2018	18,0	148	748	5,1	15	3-4
May 2018	14,8	78	385	4,9	11	3-4
May 2018	17,0	150	640	4,3	15	3-4
Media $\pm$ DE	16,4 $\pm$ 2,1	120 $\pm$ 43	498 $\pm$ 152	4,3 $\pm$ 0,9	11 $\pm$ 6	

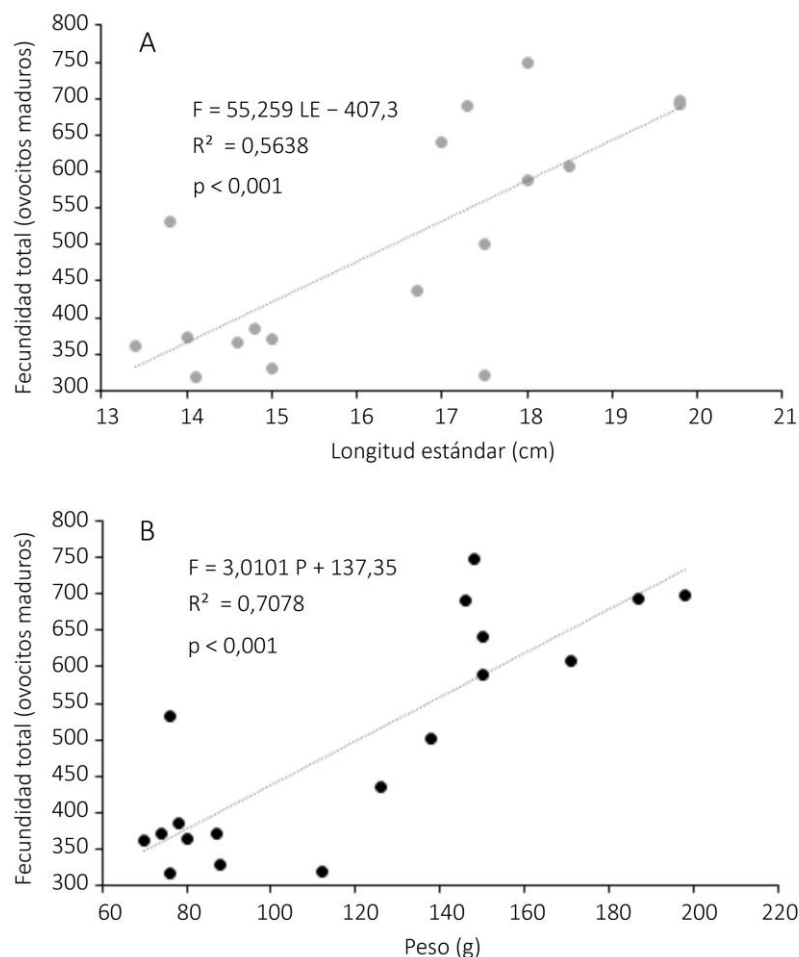


Fig. 17. Relación entre la fecundidad total de hembras del pleco con su longitud estándar y su peso. A. Longitud estándar. B. Peso corporal.

4.2. Madrigueras del pleco.

4.2.1. Densidad de madrigueras.

El patrón general sugiere que la mayoría de las madrigueras se ubican a un único lado de los ríos estudiados, que puede ser el lado derecho o izquierdo dependiendo del segmento observado y corresponde a la parte externa de la curva de la trayectoria de la corriente, en donde la velocidad es mayor y el río erosiona el banco lateral (Umaña-Villalobos, 2018, com. pers.). En el caso del Río Frío, la densidad promedio fue levemente

más alta que en su afluente Sabogal. Mientras que en el Río Pocosol la densidad fue menor que en el canal asociado Comején, como también en el Río Medio Queso la densidad fue más baja que en el afluente Hernández (Cuadro 8).

Cuadro 8. Densidad de madrigueras en los ríos seleccionados en el norte de Costa Rica.

Río	Sitio	Densidad (número de madrigueras m ⁻¹)		
		Talud derecho	Talud izquierdo	Ambos taludes
Frío	1	0,73	0,01	0,74
	2	0,78	0,00	0,78
	3	0,42	0,13	0,55
	Media*	0,64 ± 0,20	0,05 ± 0,07	0,69 ± 0,12
Sabogal	1	0,00	0,55	0,55
	2	0,02	0,54	0,56
	3	0,01	0,82	0,83
	Media*	0,01 ± 0,01	0,64 ± 0,16	0,65 ± 0,16
Pocosol	1	0,71	0,03	0,74
	2	0,03	0,72	0,75
	3	0,05	0,35	0,40
	Media*	0,26 ± 0,39	0,37 ± 0,35	0,63 ± 0,20
Comején	1	0,41	0,62	1,03
	2	0,62	0,39	1,01
	3	0,49	0,50	0,99
	Media*	0,51 ± 0,11	0,50 ± 0,12	1,01 ± 0,02
Medio				
Queso	1	0,89	0,06	0,95
	2	0,75	0,05	0,80
	3	1,04	0,00	1,04
	Media*	0,89 ± 0,5	0,04 ± 0,03	0,93 ± 0,12
Hernández	1	0,90	0,40	1,30
	2	0,72	0,30	1,02
	3	2,60	0,31	2,91
	Media*	1,41 ± 1,04	0,34 ± 0,06	1,74 ± 1,02

*Densidad media ± desviación estándar.

4.2.2. Dimensiones de las madrigueras.

Se registraron madrigueras con dimensiones menores que lo informado por otros autores para plecos *Pterygoplichthys* (Cuadro 9). El ancho, altura y longitud de las madrigueras, así como el volumen estimado, variaron entre ríos (Fig. 18) y entre sitios de muestreo (Fig. 19). Los valores más bajos de las dimensiones y el volumen se registraron en el Río Hernández. Al comparar entre cauces principales y sus tributarios, las dimensiones y el volumen en el Río Medio Queso fueron mayores que en el Río Hernández. No obstante, el ancho y la altura no difirieron entre el Río Pocosol y Comején. Mientras que la longitud y volumen de las madrigueras en el Río Pocosol fueron menores que en Comején. Las dimensiones y el volumen no difirieron entre el Río Frío y Río Sabogal.

Cuadro 9. Variación de las dimensiones de las madrigueras de plecos.

Dimensión	Variación	Este estudio, Costa Rica (n = 440)	Río Chacamax, México (n = 329) ^a	Ríos en Florida, EUA (n = 60-63) ^b	Río Agusan, Filipinas (n = 116) ^c
Longitud (cm)	Media ^d	58,2 ± 56,5	74,9 ± 20,6	77,5 ± 27,5	59,41 ± 19,94
	Ámbito	5 - 360	30 – 140	20 - 130	20,32 - 114,3
Ancho (cm)	Media ^d	16,1 ± 8,6	16,8 ± 5,1	21,0 ± 6,8	13,90 ± 4,52
	Ámbito	2 - 44	9 – 34	11 - 45	5,08 - 38,51
Altura (cm)	Media ^d	10,8 ± 6,1	10,3 ± 3,6	14,2 ± 4,2	12,18 ± 4,07
	Ámbito	2 - 32	4 – 26	7 - 27	5,08 - 25,68

a. *Pterygoplichthys pardalis* (Liénart De Wolf, 2010; Lienart *et al.*, 2013). b. *Pterygoplichthys* (Nico *et al.*, 2009a). c. *Pterygoplichthys* (Almadin & Jumawan, 2016). d. Media ± desviación estándar.

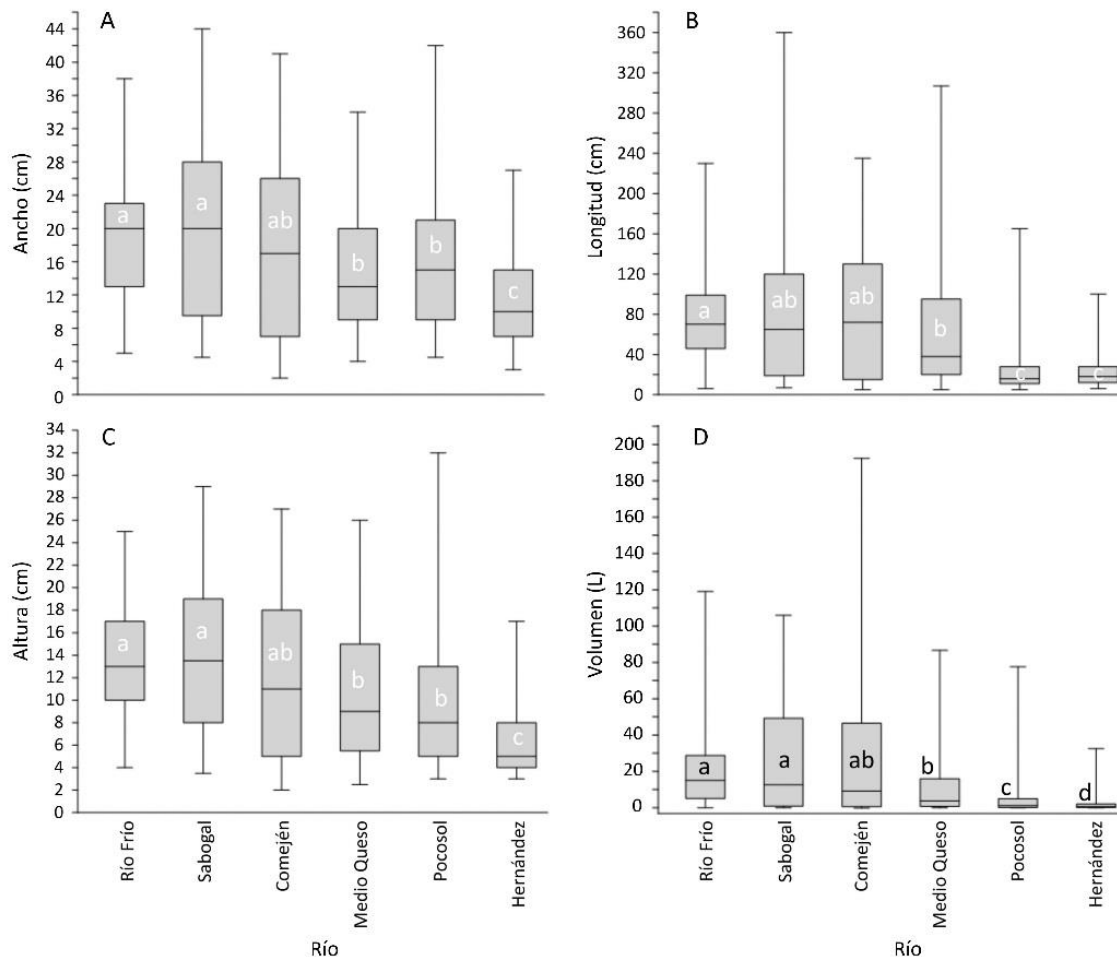


Fig. 18. Gráficos de caja que muestran la variación de la mediana de las dimensiones y el volumen de madrigueras del pleco entre los distintos ríos. A. Ancho. B. Longitud. C. Altura. D. Volumen. Letras distintas entre ríos indican diferencias significativas (Kruskal-Wallis/Mann-Whitney, $p < 0,05$).

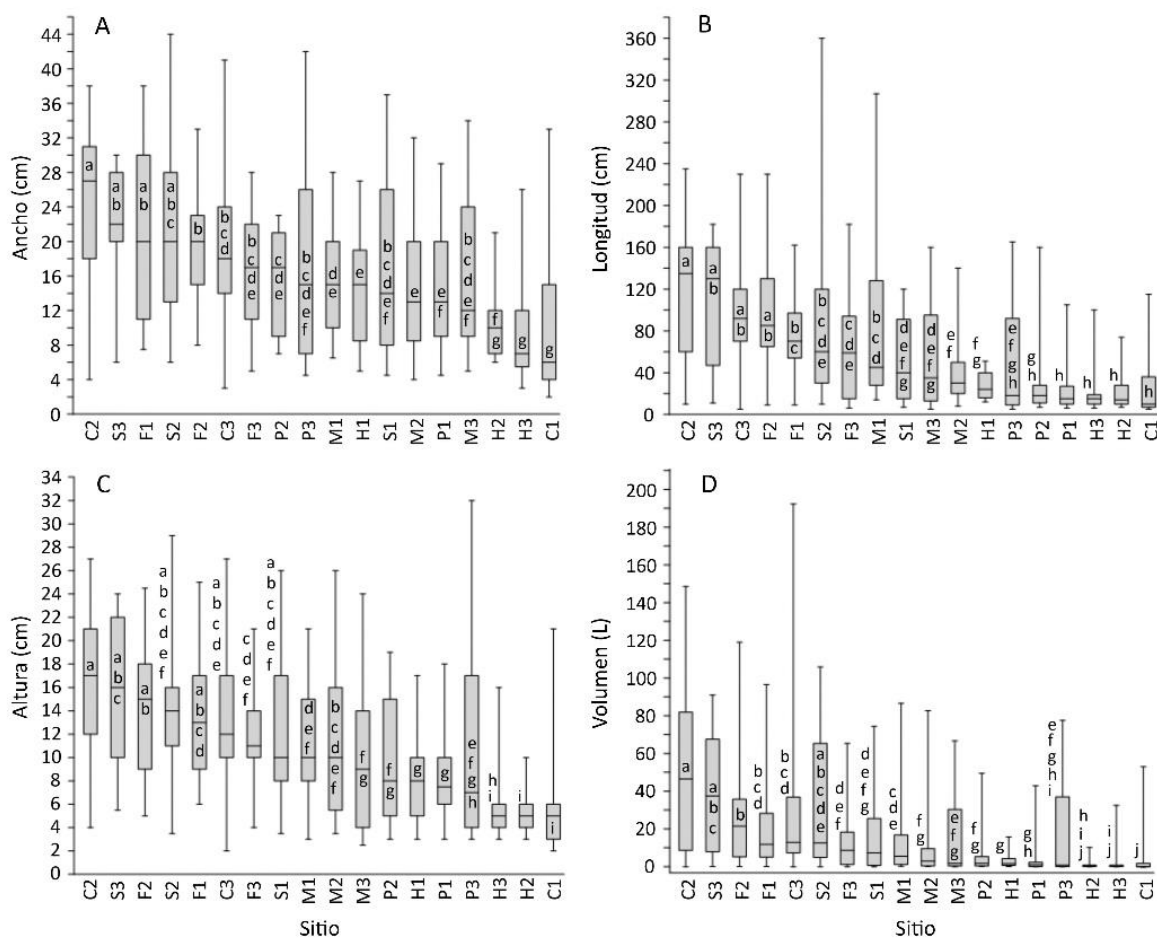


Fig. 19. Gráficos de caja que muestran la variación de la mediana de las dimensiones y el volumen de madrigueras del pleco entre los distintos sitios de muestreo. A. Ancho. B. Longitud. C. Altura. D. Volumen. Los sitios fueron tres por cada río (C1, C2, C3: Comején; S1, S2, S3: Sabogal; F1, F2, F3: Río Frío; M1, M2, M3: Medio Queso; P1, P2, P3: Pocosol; H1, H2, H3: Hernández). Letras distintas entre sitios indican diferencia significativa (Kruskal-Wallis/Mann-Whitney, $p < 0,05$).

El ancho y la altura de las madrigueras se correlacionan positivamente entre sí y con la longitud de las mismas (Fig. 20a, b, c). Mientras que el volumen de la madriguera se correlaciona negativa y levemente con la distancia inferior (Fig. 20d). En la sección alta del talud del río los plecos excavan madrigueras relativamente pequeñas, mientras que en la sección baja del talud se encuentran madrigueras desde pequeñas a grandes.

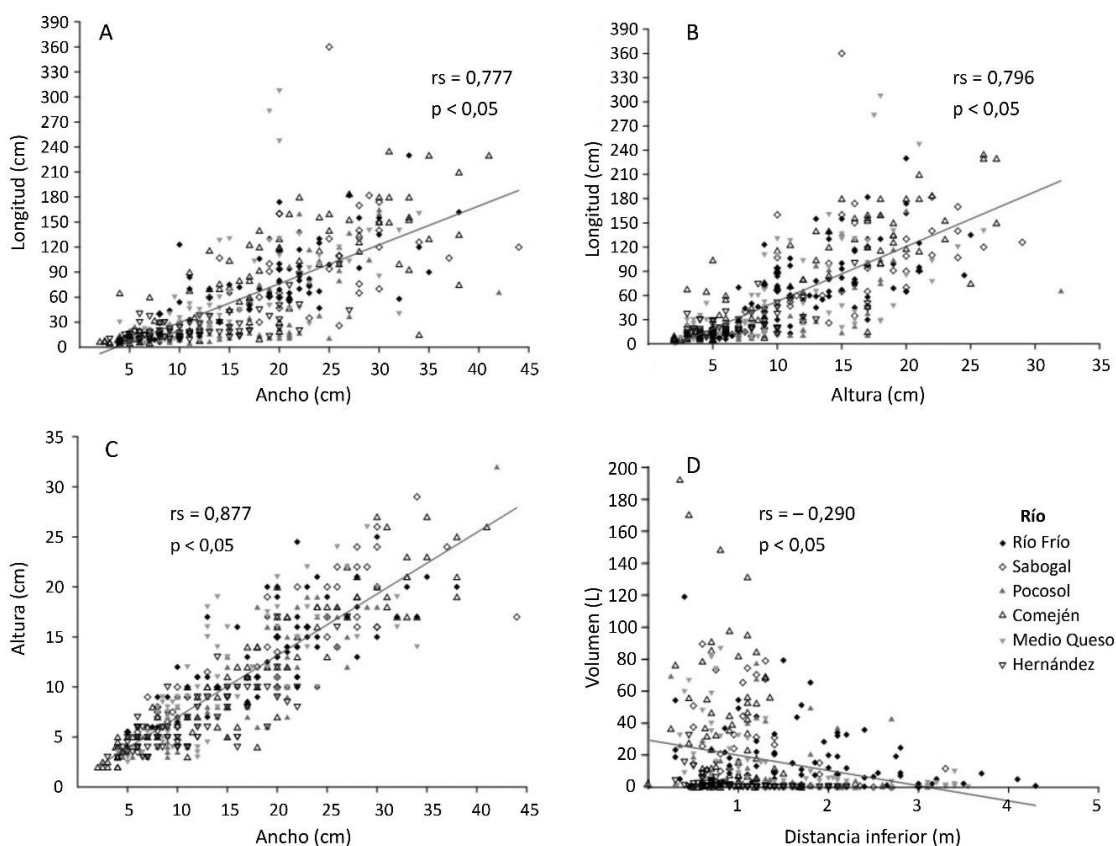


Fig. 20. Correlación de Spearman entre dimensiones de madrigueras del pleco, y entre la distancia inferior y el volumen, incluido los seis ríos estudiados. A. Ancho vs longitud. B. Altura vs longitud. C. Ancho vs altura. D. Distancia inferior vs volumen de la madriguera.

4.2.3. Volumen de las madrigueras.

La cantidad de suelo excavado por el pleco varió entre ambas riberas (lado derecho e izquierdo) y entre ríos (Fig. 21). La mayor afectación debido a mayor volumen de suelo excavado se registró especialmente en el canal Comején y el Río Sabogal.

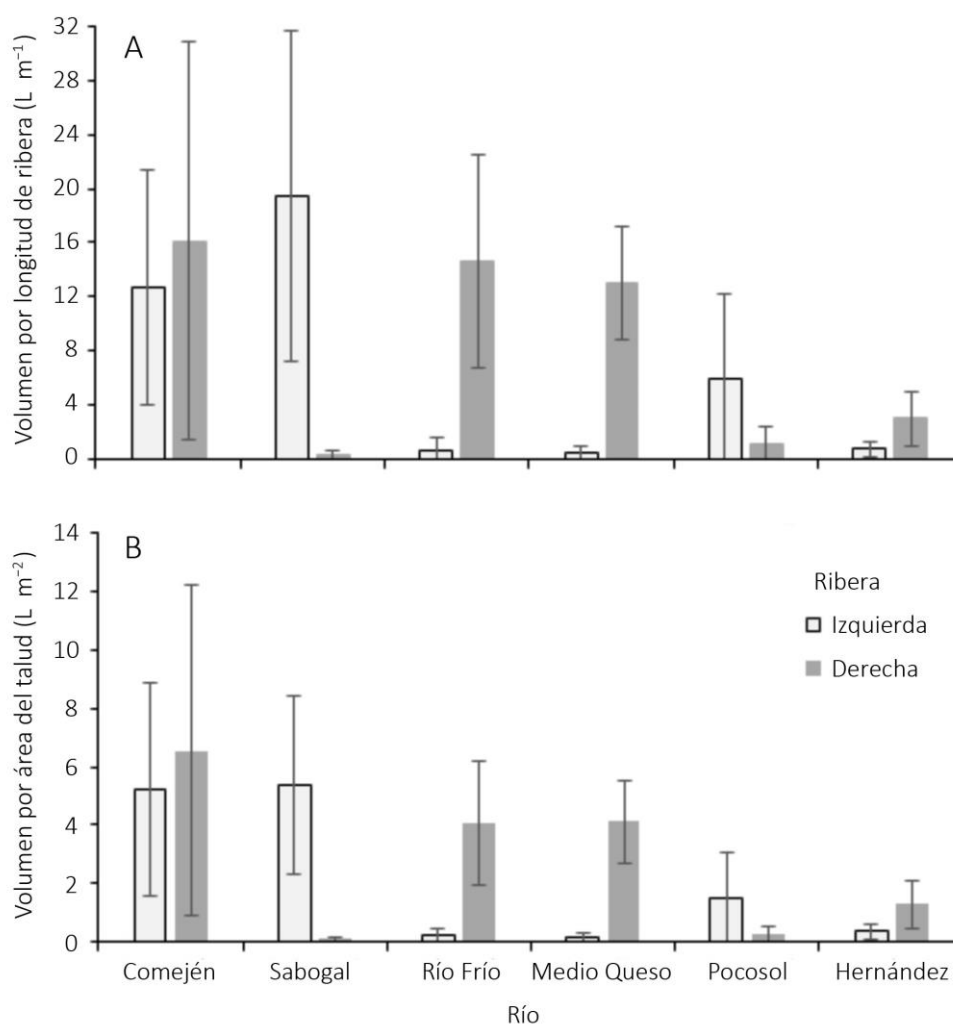


Fig. 21. Volumen de suelo excavado por el pleco. A. Volumen por longitud de la ribera. B. Volumen de suelo excavado por área vertical del talud del lado izquierdo y derecho. Se muestra el promedio de los tres sitios.

Barras de error indican la desviación estándar.

4.2.4. Muestreo del pleco.

Tres individuos del pleco *H. cf. aspidolepis* fueron capturados en la laguna Comején del Río Pocosol y preservados en el Museo de Zoología de la Universidad de Costa Rica (UCR 3196-001; Fig. 22). Durante la captura se registró la tilapia *O. niloticus* ($n = 5$, LT = 19 – 23 cm), además de nueve especies nativas, ocho especies de la familia Cichlidae (las mojaras *Archocentrus centrarchus*, *Cribroheros longimanus*, *Herotilapia multispinosa*, *Amphilophus citrinellus* e *Hypsophrys nicaraguensis*; los guapotes *Parachromis dovii*, *P. loisellei* y *P. managuensis*) y una especie de la familia Heptapteridae (el barbudo *Rhamdia guatemalensis*).



Fig. 22. Pleco *Hypostomus* cf. *aspidolepis* del canal y laguna Comején (LT = 18,6; 24,3 y 33,9 cm).

5. DISCUSIÓN.

5.1. Estado poblacional de la tilapia y del pleco en el Río Sabogal.

5.1.1. Abundancia relativa y peso fresco.

Los resultados obtenidos indican variación temporal (entre meses) y espacial (entre sitios) en la CPUE y peso fresco aportado por el pleco. La composición y estructura de las comunidades de peces varían espacial y temporalmente (Valenzuela Mendoza, 2018), debido a diferencias en una serie de factores bióticos y abióticos según los tipos de ecosistemas (Winemiller & Leslie, 1992), que incluyen la disponibilidad y calidad de hábitats acuáticos y recursos alimenticios (Winemiller, 1990), altitud del sitio (Lorion *et al.*, 2011; Álvarez *et al.*, 2017; Barboza & Villalobos, 2018; Valenzuela Mendoza, 2018), orden del río (Winemiller & Leslie, 1992), profundidad de la columna de agua (Sáenz *et al.*, 2006), salinidad, temperatura, ancho del río, sustratos (Espinoza, 2007) y oxígeno disuelto (Stevens *et al.*, 2006).

En el caso del pleco, la mayor CPUE y peso fresco se registró durante febrero-marzo-abril, correspondiente al período de estación seca, cuando el nivel del río fue más bajo. Esto se explica porque una gran parte de los machos adultos no se encuentran asociados a los túneles de anidación que quedan temporalmente por encima de la superficie del agua, entonces dichos individuos se ubican en la columna de agua del río. Por ser peces residentes, una reducción del caudal del río durante el período seco implica mayor concentración de individuos.

El pleco presentó la mayor abundancia numérica por especie (22,9 % del total), mientras que la tilapia registró un valor bajo (3,3 % del total). La alta abundancia del pleco concuerda con Fonseca-Hernández & Vargas-Alpizar (2018), quienes registran que el 19 % y 32 % de la cantidad de peces corresponde al pleco en dos segmentos del Río Frío. Durante observaciones preliminares (Castillo-Pérez, 2016), se capturaron 453 individuos de peces en el sitio La Unión del Río Sabogal, incluyendo diez tilapias (2,21 % del total de peces) y tres plecos (0,66 % del total). Debido al uso previo de una atarraya de menor luz de malla (1 cm) las especies que presentan tallas máximas relativamente

pequeñas predominaron en el muestreo preliminar (sardinias *Astyanax aeneus* y *Astyanax bransfordii*), mientras que durante el presente estudio cuatro especies de la familia Characidae (*Astyanax orstedii*, *A. bransfordii*, *Eretmobrycon scleroparius* y *Roeboides bouchellei*) se registraron sólo en una ocasión. Sáenz *et al.* (2006) también registran una baja abundancia numérica de la tilapia (0,35 % del total) en una laguna temporal del RNVS Caño Negro. Además, Garita & Angulo (2009) registran abundancias bajas para la tilapia (0,34 % y 0,61 % del total de individuos) en dos lagunas cercanas al Río Frío, y Hernández Portocarrero & Saborido Rey (2008) sugieren una abundancia de 0,39 % del total de peces capturados en la costa oriental del Lago Cocibolca. Los resultados indican que actualmente, en el río Sabogal, la tilapia se encuentra en el estado III de invasión (establecida y reproduciéndose), mientras que el pleco ha alcanzado su último estado de invasión, estado V, por ser una especie extendida y dominante (Colautti & MacIsaac, 2004; Chavez & Carandang VI, 2014).

En Nicaragua, en el Lago Cocibolca, Hernández Fernández & Corea Alvarado (2013) en su estudio de la pesca comercial local, comentan que el pleco es muy abundante en la zona litoral de la Isla de Ometepe (84,7 % del total de individuos) pero poco abundante en la zona limnética (1,1 % del total de individuos). En Sungai Mengkibol, en Johor, Malasia, *Hypostomus plecostomus* predomina sobre otras diez especies con un 43 % del total de individuos capturados (Chow *et al.*, 2016). En el Canal Nong Yai, en Tailandia, Chaichana *et al.* (2011) informan que la población introducida del pez diablo (*P. pardalis*) representa el 70 % del número total de peces capturados (15 especies nativas y tres especies no nativas), en donde la abundancia de las demás especies se correlaciona negativamente con la abundancia del pez diablo.

En el Río Sabogal, el pleco también presentó la mayor biomasa total por especie (37,1 %). La rápida proliferación local, posiblemente a partir del año 2010 (Marenco, 2010), concuerda con otros casos de invasión de plecos, por ejemplo en menos de 15 años los loricáridos se convirtieron en los peces más capturados en algunos lagos de Florida, EUA (Stockade Pit, The Reservoir, Lake Hunter, Banana Lake, Lake Hancock; Greene & Lee, 2009). En Balancán, México, el pez diablo (*P. pardalis*) y la tilapia se consideran los

peces dominantes (según el índice de valor de importancia que incluye densidad, biomasa y frecuencia) en las lagunas El Chinal y Susil (Cano Salgado, 2011; Barba Macías & Cano-Salgado, 2014).

Asimismo, la tilapia ocupó el cuarto lugar (8,7 %) de mayor biomasa total en el Río Sabogal. Cabrera *et al.* (1992) analizan la pesca artesanal comercial en lagunas del RNVS Caño Negro, en donde la tilapia representa el 14,01 % del número total de peces capturados y el 32,65 % de la biomasa total, ubicándose entre las dos especies con mayor biomasa. Según McKaye *et al.* (1995), la biomasa de especies nativas de cíclidos (*Amphilophus citrinellus*, *Cribroheros longimanus*, *Cribroheros rostratus* e *Hypsophrys nicaraguensis*) se asocia inversamente con la biomasa de tilapias (*Oreochromis* spp.), en el Lago Cocibolca. Aunque las tilapias son un componente importante de la captura en la costa norte del Lago Cocibolca (McKaye *et al.*, 1995), en la costa oriental representan el 1,49 % (*O. niloticus*) y 0,47 % (*O. mossambicus*) de la biomasa obtenida por la actividad pesquera (Hernández Portocarrero & Saborido Rey, 2008).

Durante los últimos dos años hubo dos fenómenos de La Niña (Departamento de Climatología e Investigaciones Aplicadas, 2017). El primer evento fue en noviembre y diciembre de 2016, con la influencia del huracán Otto que modificó el ambiente local el 24 de noviembre de 2016 (Alvarado, 2016a, b), especialmente al provocar la caída de árboles (Brenes Maykall, 2017). El huracán Otto provocó la disminución de la cobertura boscosa, por tanto, propició un ambiente acuático abierto a la luz solar, más idóneo para el crecimiento de algas (fuente alimenticia de la tilapia y del pleco). Para el pleco la presencia de mayor cantidad de vástagos en el río representa mayor superficie de sustratos sobre los cuales crece el perifiton del cual se alimentan estos peces (Marenco, 2010). Los plecos permanecen adheridos con su boca sobre los troncos sumergidos, rocas o el fondo del río (Delariva & Agostinho, 2001; Hoover *et al.*, 2004; Nico *et al.*, 2009b; Nico *et al.*, 2012; Restrepo & Botero-Botero, 2012) cuando están aparentemente inactivos. Además, la depositación de materia vegetal en el lecho del río produce cuantioso detrito vegetal que también forma parte de la dieta del pleco. El segundo evento de La Niña fue desde

noviembre 2017 hasta marzo de 2018 (Departamento de Climatología e Investigaciones Aplicadas, 2017; Alvarado, 2018), pero no se asoció con disturbios locales.

Los plecos son de hábitos nocturnos (Mendoza *et al.*, 2007), pero cuando el agua presenta alta turbidez esos peces son más activos en el período diurno (Wakida-Kusunoki & Amador-del Ángel, 2011). En ríos con aguas claras, los plecos crean agregaciones durante el día, y en la noche se dispersan sobre el fondo del río mientras forragean sobre los sustratos disponibles (Capps & Flecker, 2013b; Capps *et al.*, 2015). En el Río Sabogal se capturaron cinco plecos en dos ocasiones (lances de atarraya), cuatro plecos en una ocasión, tres plecos en cinco ocasiones y dos plecos en 18 ocasiones. Esto sugiere una distribución en parches a lo largo del río para la especie, que se refleja en las grandes colonias de madrigueras ubicadas en segmentos determinados del río. La densidad de los plecos en las áreas iluminadas por el sol es mayor que en las áreas con sombra por la disponibilidad de algas bénticas (Power, 1984a). Los plecos colonizan zonas alteradas por deforestación en la ribera, donde también son más frecuentes las colonias de madrigueras.

En el caso de la tilapia en Costa Rica, Rojas & Rodríguez (2008) registran 22 individuos en el Río Grande de Térraba, totalizando una biomasa de 13 984,3 g (peso individual de 7,5 a 2 074 g), entonces sugieren un peso individual promedio de 635,6 g. Oro & Cabrera (1993) informan la captura de 120 tilapias en el RNVS de Barra del Colorado de Costa Rica (peso de 200 a 2 000 g). Cabrera *et al.* (1992) registran la tilapia en el RNVS Caño Negro, específicamente 1 580 individuos, totalizando 1 882 000 g (peso individual promedio de $1\,191 \pm 250$ g). Durante el presente estudio el peso individual de la tilapia en el Río Sabogal fue de 296 ± 200 g, lo que representa tallas relativamente pequeñas. Cabe mencionar que en la laguna Comején del Río Pocosol se capturó una tilapia hembra que pesó 1 650 g. Asimismo, en un canal asociado al Río Frío (en Caño Ciego) se registraron dos hembras (710 g y 1 500 g) y dos machos (720 g y 1 150 g), y en una laguna cercana se registraron dos machos (1 250 g y 1 410 g), por lo cual se descarta que haya diferencia en el peso fresco entre sexos.

Igualmente, dentro de la cuenca binacional del Río San Juan, Hernández Portocarrero & Saborido Rey (2008) informan la captura de 72 tilapias en el Lago de

Nicaragua, totalizando 67 783 g, lo que sugiere un peso promedio de 941 g. McCrary *et al.* (2001) registran la captura de siete machos ($P = 1,5 - 2,7$ kg) y dos hembras ($P = 1,4 - 2,2$ kg) por medio de arpón en profundidades de 4 a 8 m en la Laguna de Apoyo de Nicaragua. Por medio de la pesca con arbaleta, posiblemente se remueven tilapias grandes en el Río Sabogal, aunque con dicho método también se pescan simultáneamente especies nativas como el guapote jaguar (*Parachromis managuensis*).

En cuanto al pleco en Costa Rica, Rojas & Rodríguez (2008) registran 12 individuos en el Río Grande de Térraba, totalizando una biomasa de 2 579 g (peso individual de 2,3 a 310,0 g). Durante el presente estudio el peso individual del pleco varió de 51 a 357 g, coincidiendo con Rojas & Rodríguez (2008). Chacón en Guerrero Vallejos (2016) registra distintos pesos promedios según el sitio muestreado en Caño Negro (Laguna Mónico = 1,7 g, Laguna Muelle = 115,6 g, Río Frío I = 146,36 g y Río Frío II = 269,5 g). En el Río Sabogal se encontró poca variación espacial en el peso individual del pleco ($M \pm DE$; La Unión: 156 ± 66 g, San Isidro: 181 ± 73 g, Los González: 202 ± 78 g).

Por otro lado, la población del armadillo del río, *H. cf. niceforoi*, en Texas, Estados Unidos, fue estudiada por Cook-Hildreth *et al.* (2016), quienes registran el peso individual para 51 hembras (M (media $\pm$ error estándar) = 491 ± 45 g, A (ámbito) = $90,7 - 1\ 860$ g) y 33 machos ($M = 362,5 \pm 76,9$ g, $A = 22,7 - 1\ 633$ g) en el Río San Marcos. Dicha población en Texas parece diferir del pleco que habita en la zona de estudio, el cual presenta pesos individuales relativamente menores para hembras ($M = 109 \pm 6$ g, $A = 51 - 198$ g) y machos ($M = 215 \pm 6$ g, $A = 51 - 357$ g). Adicionalmente, las hembras del pleco en el Río Sabogal registraron pesos corporales relativamente menores a los machos, mientras que las hembras del armadillo del río tienen un peso corporal aparentemente similar a los machos e inclusive pueden ser más grandes.

Canonico *et al.* (2005) y Casal (2006) mencionan que en Filipinas la tilapia posiblemente ha contribuido a la extinción de ciprínidos nativos en el Lago Lanao y el declive de *Mistichthys luzonensis* Smith, 1902 (Gobionellidae) endémico en el Lago Buhi. En Guangdong, China, la tilapia ha tenido efectos negativos en las pesquerías locales y ha perjudicado el crecimiento de peces nativos como la carpa *Cirrhinus molitorella*

(Valenciennes, 1844) (Gu *et al.*, 2015). En Ruanda, el declive poblacional de tres ciprínidos en el Lago Luhondo, De Vos *et al.* (1990) lo atribuyen a la introducción y establecimiento de la tilapia. En el Río Sabogal la tilapia está bajo la presión de pesca, que mantiene sus poblaciones parcialmente controladas por la captura intencional para consumo humano, al igual que en otras zonas invadidas tales como en el Canal Nong Yai en Tailandia (Chaichana *et al.*, 2011).

Un caso alarmante es la presencia de *Hypostomus* sp. en el riachuelo San Felipe, en el condado de Val Verde, Texas, que está amenazando a la sardinita *Dionda diaboli*, ya que ambas especies se alimentan de algas y microorganismos asociados (López-Fernández & Winemiller, 2005), y también aparentemente desplaza al guayacón de San Felipe, *Gambusia clarkhubbsi* (Edwards & Garret, 2006). Mazzoni *et al.* (2015) informan la disminución en la densidad poblacional de *Hypostomus punctatus* después de la introducción de *Parotocinclus maculicauda* (Steindachner, 1877) en el Río Ubatiba en Brasil. La invasión de plecos puede exacerbar efectos negativos a anfibios (Hoover *et al.*, 2014), tal es el caso de *Hypostomus plecostomus* que puede reducir la sobrevivencia y crecimiento de renacuajos de *Rana berlandieri* (Owsley *et al.*, 2017). Los renacuajos, insectos acuáticos y caracoles también consumen algas (Power, 1984a). En el Río Sabogal, las personas actualmente no capturan plecos para el consumo humano, por lo que el tamaño poblacional es poco afectado por la pesca. Durante el período de estudio, frecuentemente se observaron cormoranes neotropicales, *Phalacrocorax brasilianus*, y en una ocasión una nutria neotropical, *Lontra longicaudis*, en busca de peces para alimentarse, algunas veces también se observaron sábalo reales, *Megalops atlanticus*, y caimanes, *Caiman crocodilus fuscus*. No se confirmó si estos depredadores están consumiendo plecos, no obstante, los plecos pequeños pueden formar parte de sus dietas (Mayor-Victoria & Botero-Botero, 2010; Restrepo & Botero-Botero, 2012; Toro-Ramírez *et al.*, 2014; Chacón en Guerrero Vallejos, 2016; Ospina Posada, 2017).

5.1.2. Distribución de tallas.

Rojas & Rodríguez (2008) registran 22 individuos de la tilapia en el Río Grande de Térraba (LE = 7,0 – 37,0 cm, LT = 9,0 – 44,5 cm). La tilapia en el Lago de Nicaragua alcanza una longitud total de 46,5 cm e inclusive 55,0 cm según Hernández Portocarrero & Saborido Rey (2008). McCrary *et al.* (2001) registran la captura de siete machos (LE = 35,2 – 46,0 cm) y dos hembras (LE = 34,5 – 39,1 cm) por medio de arpón a profundidades de 4 a 8 m en la Laguna de Apoyo de Nicaragua. En el Río Sabogal la tilapia presentó tallas relativamente pequeñas (LE = 10,2 – 26 cm, LT = 13,2 – 32,7 cm). Cabe mencionar que en la laguna Comején del Río Pocosol se capturó una tilapia hembra (LE = 34,5 cm, LT = 44 cm). Asimismo, en un canal asociado al Río Frío (en Caño Ciego) se registraron dos hembras (LE = 25,7 cm, LT = 32,6 cm; y LE = 32,1 cm, LT = 39,2 cm) y dos machos (LE = 26,7 cm, LT = 33,8 cm; y LE = 30 cm, LT = 39 cm), y en una laguna cercana se registraron dos machos (LE = 30,7 cm, LT = 39 cm; y LE = 35 cm, LT = 43,5 cm).

Bussing (1998) menciona que *H. panamensis* alcanza 33 cm de longitud. Rojas & Rodríguez (2008) registran 12 individuos del pleco en el Río Grande de Térraba (LE = 6,0 – 23,0 cm, LT = 7,4 – 29,0 cm). Herrera & Molina (2011) registran 59 individuos del pleco en la cuenca del Río Reventazón (LT = 1,5 – 38 cm). Barboza & Villalobos (2018) registran 19 individuos del pleco en el Río Pacuare (LE = 8,3 – 28,9 cm). En la zona de Caño Negro, Chacón en Guerrero Vallejos (2016) registra 198 individuos del pleco con tamaños entre 4 y 36 cm. Durante el presente estudio las tallas del pleco en el Río Sabogal (LE = 12,2 – 24,6 cm; LT = 17,4 – 34 cm) concuerdan con las tallas previamente informadas para *H. aspidolepis*. En un canal asociado al Río Frío (en Caño Ciego) se capturó un pleco de mayor talla (LE = 27 cm, LT = 37 cm; Fig. S7).

Barreto-Reyes *et al.* (2015) registran la longitud estándar para *Hypostomus niceforoi* entre 2,5 y 15,97 cm. Cook-Hildreth *et al.* (2016) informan la longitud total para *H. cf. niceforoi*, específicamente 51 hembras ($M = 33,8 \pm 1,12$ cm, $A = 13,7 - 59,0$ cm) y 33 machos ($M = 28,07 \pm 2,05$ cm, $A = 14,0 - 54,0$ cm). En el Río Sabogal los 105 plecos machos capturados ($M = 28,0 \pm 0,3$ cm, $A = 18,1 - 34$ cm) fueron en promedio más largos que las 47 hembras ($M = 22,0 \pm 0,4$ cm; $A = 17,4 - 27,2$ cm). Este dimorfismo sexual está

presente en otras especies del género, por ejemplo, los machos de *Hypostomus affinis* e *Hypostomus ternetzi* también son más grandes que las hembras (Mazzoni & Caramaschi, 1995; Suzuki *et al.*, 2000).

5.1.3. Relación longitud total-peso.

La RLP provee información sobre el tipo de crecimiento del pez. De este modo, se puede estimar si su crecimiento es isométrico ($b \sim 3$; crecimiento proporcional), alométrico negativo ($b < 3$; el pez llega a ser más flaco) o alométrico positivo ($b > 3$; el pez llega a ser más grueso) (Froese, 2006; Froese *et al.*, 2014; Otieno *et al.*, 2014; Silva *et al.*, 2015). En otros estudios la RLP de la tilapia indica un crecimiento alométrico ($b \neq 3$), particularmente alométrico negativo en ríos, lagos y embalses (Ahmed *et al.*, 2011; Marx *et al.*, 2013; Otieno *et al.*, 2014) y alométrico positivo también en lagos y embalses (Ahmed *et al.*, 2011; Jumawan & Seronay, 2017). Sin embargo, en el presente estudio la tilapia muestra un crecimiento isométrico ($b = 3,001$). Tampoco el coeficiente b de los machos fue mayor que el de las hembras, como lo han sugerido otros autores (Mortuza & Al-Misned, 2013; Otieno *et al.*, 2014). Si se considera entonces los sexos combinados, los resultados concuerdan con Hernández Portocarrero & Saborido Rey (2008), quienes informan un crecimiento isométrico para la tilapia en el Lago de Nicaragua ($b = 2,918$).

La RLP del pleco indica un crecimiento alométrico negativo, similar a sus congéneres *H. francisci* (Sales *et al.*, 2016) e *H. luetkeni* (Freitas *et al.*, 2017), los cuales con el aumento en su longitud total tienden a ser más delgados (Samat *et al.*, 2008). Cabe destacar que otros estudios sobre especies del mismo género, sugieren un patrón de crecimiento isométrico, tal es el caso para *Hypostomus* cf. *ancistroides* del Río Bonito, Paraná, Brasil (Viana *et al.*, 2008). Albieri *et al.* (2014) reportan intervalos de 95% de confianza para *Hypostomus affinis* ($b = 2,48 - 3,11$) e *Hypostomus auroguttatus* ($b = 2,57 - 3,11$).

Al analizar la RLP por sexo separado, Cruz-León *et al.* (2014) en su estudio de *Pterygoplichthys* en el sur de Veracruz, México, observan que los machos tienen

crecimiento alométrico negativo, mientras que las hembras presentan crecimiento alométrico positivo. No obstante, en el presente estudio, la RLP no difirió entre sexos del pleco (hembras, $b = 2,940$, IC = 2,776 – 3,112; machos, $b = 2,876$, IC = 2,728 – 3,051).

5.1.4. Aspectos reproductivos.

5.1.4.1. La talla de la primer madurez.

Gómez-Márquez *et al.* (2003) observan que tilapias *O. niloticus* pequeñas pueden estar sexualmente maduras, tanto hembras (inclusive LT = 12,0 cm) como machos (LT = 11,7 cm), confirmando los resultados obtenidos en el Río Sabogal. Tilapias de 14,0 cm pueden ser maduras de acuerdo a Peña-Mendoza *et al.* (2005), quienes estiman que la primera madurez ocurre a los 15,13 cm en hembras y a 15,2 cm en machos. También se ha sugerido tallas de primer madurez más pequeñas en poblaciones no nativas, por ejemplo Peterson *et al.* (2004) en su estudio en aguas costeras de Mississippi, EUA (LT = 11,3 cm), lo que concuerda con el presente estudio.

La talla de primer madurez para la hembra de *Hypostomus commersonii* es de 16,1 cm de longitud total (Agostinho *et al.*, 1991), lo que concuerda con el resultado del presente estudio (LE = 12,45 cm). La talla de primer madurez del pleco en el Río Sabogal es inferior a la de *Hypostomus plecostomus*, que según Galvis *et al.* (1989) su talla mínima de madurez es de 17,5 cm (hembras) y 19,0 cm (machos) de longitud estándar. No obstante, es superior a la talla de primer madurez de *Hypostomus ancistroides*, *Hypostomus fluviatilis* y ciertas poblaciones de *Hypostomus plecostomus* (Nomura, 1988; Ponton & Mérona, 1998; Gomiero & Braga, 2007). Gomiero & Braga (2007) registran la longitud de primer madurez gonadal de *H. ancistroides* en 9,2 cm LT. Nomura (1988) registra para *H. fluviatilis* una longitud total de primer madurez de 14 cm (hembras) y 15 cm (machos). Ponton & Mérona (1998) registran para *H. plecostomus* la primer madurez en 9,7 cm LT. Agostinho *et al.* (1995) recopilan la talla de primer madurez también de *Hypostomus* aff. *plecostomus* (9,8 cm), *Hypostomus hermanni* (12/14 cm), *Hypostomus fluviatilis* (14/15 cm), *Hypostomus commersonii* (16,9 cm) e *Hypostomus albopunctatus* (16,8 o 17,8 cm),

dichos registros son aparentemente tallas desde menores a similares a la del pleco en el Río Sabogal.

5.1.4.2. Estados de madurez sexual.

En Morelos, México, las tilapias hembras en reproducción se registran desde enero a julio en el lago Coatetelco (Gómez-Márquez *et al.*, 2003) y desde enero a septiembre en la represa Emiliano Zapata (Peña-Mendoza *et al.*, 2005). En el Río Sabogal, se registraron tilapias hembras con ovocitos maduros en noviembre (estación lluviosa) y en marzo-abril (estación seca).

Los resultados sugieren que el pleco se reproduce durante todo el año, en época lluviosa y seca. Guerrero Vallejos (2016) menciona que los pecos en Caño Negro no se reproducen durante la estación seca, si no en la estación lluviosa, basado en el análisis de las gónadas. Cook-Hildreth *et al.* (2016) registran hembras maduras reproductivamente activas del armadillo del río, desde marzo a septiembre de 2005 (durante primavera, verano e inicio de otoño), además de que la población presenta desove múltiple por año.

El período reproductivo extendido del pleco es similar al de otras especies del género *Hypostomus* (*H. auroguttatus*, *H.luetkeni* e *H. pusarum*). *H. pusarum* se reproduce durante todo el año excepto en agosto (Bueno *et al.*, 2008). Mazzoni & Caramaschi (1997) registran hembras maduras de *H.luetkeni* durante un ciclo anual completo, excepto durante mayo-junio. Gomes *et al.* (2015) registran un alto porcentaje de individuos en reproducción de *H. auroguttatus* en julio-agosto y septiembre-octubre y la población permenece reproduciéndose el resto del año. Los ovarios maduros del pleco también presentaron un grupo de ovocitos inmaduros muy pequeños (< 1 mm de diámetro) correspondiente al siguiente desove, lo que concuerda con los estudios reproductivos de *Hypostomusluetkeni* (Mazzoni & Caramaschi, 1997) y de *Hypostomusauroguttatus* (Gomes *et al.*, 2015).

5.1.4.3. Fecundidad del pleco.

La fecundidad total del pleco *H. cf. aspidolepis* en el Río Sabogal varió según el peso corporal entre 318 y 697 ovocitos maduros, y los ovocitos midieron de 2 a 4 mm de diámetro. Estos resultados son similares a la fecundidad conocida para *Hypostomus auroguttatus* de 163 – 662 ovocitos vitelogénicos, de diámetro 4,8 – 7,2 mm (Gomes *et al.*, 2015). Asimismo, la fecundidad está dentro de los valores reportados para *H. francisci* correspondiente a 312 – 1 460 ovocitos y diámetro menor a 3,4 mm (Sales *et al.*, 2016), y para *Hypostomus luetkeni* de 446 – 936 ovocitos maduros que miden entre 4,8 y 5,5 mm (Mazzoni & Caramaschi, 1997). En el caso de *Hypostomus pusei* (Starks, 1913), Pessoa *et al.* (2013) registran una fecundidad de 536 – 1 075 ovocitos, similar a Bueno *et al.* (2017) quienes registran 536 – 1 358 ovocitos vitelogénicos de diámetro promedio de 3,2 mm. No obstante, la fecundidad del pleco del presente estudio es menor que la fecundidad de *Hypostomus affinis*, de 1235 – 4304 ovocitos cuyo diámetro mide entre 2 y 3 mm (Duarte & Araújo, 2002), pero es mayor que la fecundidad promedio de *Hypostomus* sp. con 91 ovocitos y de *Hypostomus aff. cordobae* con 116 ovocitos (Medeiros & Pompiani, 2009), y de *Hypostomus plecostomus* cuya fecundidad promedio es de 185 ovocitos maduros con 4,8 mm de diámetro (Ponton & Mérona, 1998).

También Galvis *et al.* (1989) registran una fecundidad para *H. plecostomus* de 385 – 1 710 ovocitos de 2,34 a 3,72 cm. Echevarria *et al.* (2011) registran una fecundidad de 500 – 841 ovocitos de 1,8 – 4 mm de diámetro para *Hypostomus plecostomoides*, y 243 – 1 225 ovocitos de 1,8 a 4 mm para *Hypostomus argus*. Según Cook-Hildreth *et al.* (2016), el armadillo del río (*H. cf. niceforoi*) en el Río San Marcos, Texas, presenta una fecundidad mayor al pleco del Río Sabogal, puesto que varía de 871 a 3 367 ovocitos, en promedio 2124 ± 217 ovocitos.

La fecundidad relativa (FR) promedio del pleco fue intermedia entre otras especies de loricáridos ($FR = 4,3 \pm 0,9$ ovocitos g^{-1}). Para ciertas especies de la familia Loricariidae la FR es mayor, Bailly *et al.* (2011) reporta para *Loricariichthys platymetopon* Isbrücker & Nijssen, 1979 una FR de $7,6 \pm 2,25$ ovocitos g^{-1} , mientras que Suzuki *et al.* (2000) reporta

9,46 ovocitos g^{-1} para esa misma especie. Ajiaco-Martínez *et al.* (2012) reporta para '*Hemiancistrus*' *guahiborum* Werneke, Armbruster, Lujan & Taphorn, 2005 una FR de 5,8 ovocitos g^{-1} . Otras especies tienen una FR menor a la del pleco, *Loricariichthys castaneus* (Castelnau, 1855) presenta una FR de 2,27 ovocitos g^{-1} (Gomes *et al.*, 2011) e *H. auroguttatus* de 2,26 ovocitos g^{-1} (Gomes *et al.*, 2015). Adicionalmente, Suzuki *et al.* (2000) informan una FR de 1,50 ovocitos g^{-1} para *Hypostomus ternetzi* y 1,45 ovocitos g^{-1} para *Megalancistrus aculeatus*, ambas especies con relativamente baja FR tienen cuidado parental y el macho cuida sus crías en una madriguera, mientras que *Rhinelepis aspera* Agassiz, 1829 una especie que no tiene cuidado parental presenta una FR alta (39,88 ovocitos g^{-1}). Suzuki *et al.* (2000) encontró FR intermedias en especies con cuidado parental en las que los huevos y larvas son transportados en la superficie ventral del cuerpo del macho (9,46 ovocitos g^{-1} en *L. platymetopon*; 5,71 ovocitos g^{-1} en *Loricariichthys* sp. y 7,37 ovocitos g^{-1} en *Loricaria* sp.). Los machos de *Loricariichthys spixii* presentan labios más alargados que las hembras, en donde portan los huevos (Duarte *et al.*, 2005).

La fecundidad del pleco dependió directamente del tamaño individual (longitud y peso), como también en *H. affinis* (Duarte & Araújo, 2002) e *H. francisci* (Sales *et al.*, 2016). La fecundidad total de poblaciones introducidas de *P. pardalis* se correlaciona positivamente con la LE y el peso corporal (Pinem *et al.*, 2016; Samat *et al.*, 2016). La fecundidad se correlaciona directamente con la LE, en *Farlowella vittata* Myers, 1942 (García-Alzate *et al.*, 2012) y *Farlowella hahni* Meinken, 1937 (Figueiredo *et al.*, 2018). Asimismo, la fecundidad se correlaciona directamente con el peso corporal en distintas especies de peces, como la tilapia (Gómez-Márquez *et al.*, 2003; Peña-Mendoza *et al.*, 2005), el gaspar (Mora *et al.*, 1997) y el sábalo real (Crabtree *et al.*, 1997).

5.2. Madrigueras del pleco.

5.2.1. Densidad de madrigueras.

Lienart *et al.* (2013) en su estudio de la población de *Pterygoplichthys* en el Río Chacamax, México, registran una densidad de madrigueras (promedio $\pm$ desviación estándar) de 804 ± 330 madrigueras km^{-1} en el talud izquierdo del río y 769 ± 247 madrigueras km^{-1} en el talud derecho. Por otro lado, Nico *et al.* (2009a) detectaron 1 – 21 madrigueras km^{-1} en cuatro ríos distintos y un canal en Florida, EUA. En la zona de estudio, la densidad de madrigueras en los ríos Frío, Sabogal, Pocosol, Medio Queso y el canal Comején, fue generalmente mayor que en Florida, pero levemente menor que en el Río Chacamax. La densidad observada en el afluente Río Hernández, de $1\,410 \pm 1\,040$ madrigueras km^{-1} es relativamente alta, a pesar de la vegetación arbórea cuyas raíces dificultan la excavación en el talud del río. En dicho río, un sitio de muestreo presentó un valor extremo sobre los demás sitios y ríos estudiados, con predominancia de madrigueras pequeñas ubicadas sobre una capa de estructuras semejantes a raíces diminutas. Los pecos juveniles han construido refugios no directamente en el suelo, si no entre la materia vegetal que temporalmente queda sumergida en el río.

En cada sitio de muestreo se observó que a un lado (derecho o izquierdo) se acumulan sedimentos que provoca un talud semihorizontal, mientras que al otro lado pasa un mayor caudal y el talud es vertical, en donde se encuentra la mayoría de las madrigueras. Esa distribución espacial de las colonias de madrigueras permite a los pecos cuidar sus crías bajo condiciones de mayor concentración de oxígeno disuelto (mayor velocidad de la corriente del agua) y de menor acumulación de sedimentos en sus madrigueras. En el angosto canal Comején ambos taludes son similares en altura, con varias madrigueras relativamente grandes.

En cualquiera de los sitios de muestreo, algunas madrigueras pueden ser hechas por langostinos de río *Macrobrachium* (Power, 2003). Los langostinos de río (tales como *Macrobrachium carcinus* y *Macrobrachium olfersi*) están presentes en el Río San Juan y sus afluentes (Pascual Sala, 2005). En sus cuevas los langostinos pueden refugiarse

(García-Guerrero *et al.*, 2013), no obstante, no se observaron durante el presente estudio. Liénart de Wolf (2010) registra langostinos de río *Macrobrachium carcinus* ocupando las madrigueras excavadas por el pez diablo *Pterygoplichthys cf. pardalis*.

La excavación de un sistema complejo de madrigueras, especialmente en áreas abiertas en Palo Verde, es compartida por hembras adultas de *Ctenosaura similis* y la iguana verde, *Iguana iguana* (Mora, 1989). La iguana verde habita en la zona de estudio (Coloma *et al.*, 2009b), y en las riberas del Río Sabogal. En Florida las iguanas verdes usan madrigueras que se proyectan horizontalmente de 0,3 a 2,4 m en el talud de canales, con un diámetro de 10 a 20 cm, generando inestabilidad y erosión del talud (Ferriter *et al.*, 2008; Sementelli *et al.*, 2008; Nico *et al.*, 2009a). Los caimanes, *Caiman crocodilus fuscus*, desovan en nidos particulares y diferentes a las madrigueras del pleco en cuanto a su ubicación (en los bosques ribereños a 3 m de distancia al río o canal) y forma (utilizan la hojarasca para construir sus nidos) (Allstead, 1994).

Otro pez que usa madrigueras excavadas es *Synbranchus marmoratus* Bloch, 1795 para estivar en su madriguera cubierta de barro durante la estación seca (Bussing, 1998). Semejante a los plecos, el macho de *Synbranchus* cuida los huevos en su madriguera, que es excavada hacia lo profundo del lodo en la ribera del río (Kramer *et al.*, 1978). Posiblemente las anguilas de pantano no excavan sus madrigueras horizontalmente en el talud de los ríos, como las consideradas en este estudio.

5.2.2. Dimensiones de madrigueras.

Durante el presente estudio se registró valores del ancho y la altura de las madrigueras que concuerdan con los datos publicados desde Estados Unidos, México y Filipinas para plecos del género *Pterygoplichthys* (Nico *et al.*, 2009a; Lienart *et al.*, 2013; Almadin & Jumawan, 2016). Mientras que la longitud de las madrigueras fue muy variable y los valores máximos son mayores a los informados por esos mismos autores (Cuadro 9).

Se esperaba encontrar madrigueras más grandes en los puntos de muestreo que se localizan en el cauce principal de los ríos que en los puntos de los respectivos afluentes.

Liang *et al.* (2005) comentan que los individuos más grandes de *Pterygoplichthys multiradiatus* habitan en el cauce principal del Río Kaoping en Taiwán, mientras que los individuos pequeños son más comunes en los ríos afluentes, lo cual puede ser un patrón en otras especies (Hernández Fernández & Corea Alvarado, 2013). Liénart De Wolf (2010) registra una correlación positiva entre el ancho de la madriguera y la anchura céfalo-pectoral (ancho de la cabeza + la longitud de ambas aletas pectorales) del pez diablo *Pterygoplichthys cf. pardalis*. Es decir, el ancho de la madriguera depende de la distancia entre las aletas pectorales extendidas del pleco que utiliza la madriguera (Hoover *et al.*, 2004). Posiblemente los plecos de mayor tamaño son más comunes en el cauce principal que en un río tributario, por consiguiente, las madrigueras excavadas serían más grandes en los cauces principales.

Al comparar entre cauces principales y sus tributarios, efectivamente las dimensiones y el volumen en el Río Medio Queso fueron mayores que en el Río Hernández. No obstante, el ancho y la altura no difirieron entre el Río Pocosol y el canal asociado Comején. Mientras que la longitud y volumen de las madrigueras en el Río Pocosol fueron menores que en Comején. Las dimensiones y el volumen no difirieron entre el Río Frío y Río Sabogal. El suelo en el Río Pocosol es relativamente pétreo, de contextura dura, además de la presencia de árboles con raíces en el talud, lo que dificulta la excavación por el pleco. Por otro lado, el canal Comején presenta suelos de contextura más suave, y se localiza en una zona que presenta vegetación arbórea muy escasa, condiciones favorables para excavar madrigueras profundas.

La correlación positiva registrada entre el ancho y la altura de las madrigueras del pleco *Hypostomus cf. aspidolepis* es consistente con los estudios previos de madrigueras de peces diablo *Pterygoplichthys* introducidos en México, Estados Unidos y Filipinas (Nico *et al.*, 2009a; Lienart *et al.*, 2013; Almadin & Jumawan, 2016).

5.2.3. Volumen de madrigueras.

Se esperaba que el volumen de suelo excavado por longitud de ribera en los cauces principales de los ríos fuera mayor que en los otros puntos de muestreo, especialmente por presentar taludes más altos. No obstante, también se esperaba que el volumen de suelo excavado por área vertical del talud fuese similar entre los puntos de muestreo. Los valores aproximados de esta variable puede ser una medida del impacto que ha tenido el pleco en la erosión de las riberas de los ríos estudiados, y en el aumento de sedimentos suspendidos en el agua o depositados en el fondo.

En el presente trabajo, el volumen de suelo excavado por longitud de ribera y por área vertical del talud muestra un patrón similar. El canal Comején presenta las mayores cantidades de suelo excavado, el impacto directo en la remoción de suelo entonces pareciera ser alto en dicho canal y el Río Sabogal, de nivel medio en el Río Frío y Río Medio Queso, y relativamente bajo en el Río Hernández. Lienart *et al.* (2013) indican que los suelos principalmente arcillosos, en caso de estar presentes, son los preferidos por los plecos para excavar madrigueras. Además, los taludes de los ríos sin cobertura de raíces de árboles albergan mayor número de madrigueras. La textura del suelo influye porque el pez necesita remover el suelo, pero se requiere un talud físicamente estable que no colapse fácilmente (Almadin & Jumawan, 2016) para la permanencia de las madrigueras. En caso de raíces presentes, estas forman una barrera que pueden dificultar o impedir la excavación por el pleco (Liénart de Wolf, 2010).

La remoción directa e inmediata del suelo aumenta la inestabilidad del talud. La excavación repercute indirectamente en la erosión a un mediano plazo. Se observaron madrigueras grandes deterioradas con poca longitud o profundidad. El impacto general puede ser un aumento en la tasa de erosión del suelo de los taludes, especialmente en zonas con poca vegetación arbórea ribereña.

En general, el volumen de suelo por madriguera muestra un decrecimiento con el aumento en la distancia inferior (altura del talud a la que se posiciona la madriguera). Este patrón concuerda con lo observado por Nico *et al.* (2009a) que relacionan el volumen de la

madriguera de plecos *Pterygoplichthys* con la distancia vertical con respecto a la superficie del agua. Durante la medición de las dimensiones de las madrigueras se observaron algunos anfibios (sapos y ranas) y en una ocasión una lagartija, además de arañas. Se descarta que estos intrusos hayan sido los constructores de los túneles que habitaban, porque las madrigueras involucradas eran relativamente grandes y profundas. Scott & Limerick (1991) mencionan que los machos de ranas *Leptodactylus fragilis* y *Leptodactylus poecilocheilus* también excavan madrigueras en donde colocan su nido de espuma. Sin embargo, en el presente trabajo no hay evidencia para determinar la identidad de otro posible animal excavador de alguna madriguera que se le atribuya al pleco. La presencia de anfibios fue poco frecuente, posiblemente debido al corto período de estudio y la temporada seca en que se realizó el muestreo.

Liénart de Wolf (2010) durante su estudio sobre las madrigueras del pez diablo *Pterygoplichthys* cf. *pardalis* en el Río Chacamax, México, registra la ocupación de las madrigueras por dos especies de langostinos de río (*Macrobrachium acathurus* y *Macrobrachium carcinus*), tres especies de peces (barbudo *Rhamdia* sp., tilapia *Oreochromis* sp. y guapote *Petenia splendida*), una especie de anfibio (rana Vaillant *Lithobates vaillanti*) y dos especies de reptiles (serpiente de agua de espalda de diamante *Nerodia rhombifer* y una tortuga dulceacuícola *Staurotypus triporcatus*).

La invasión del pleco en el Lago Cocibolca ha sido un tema discutido en revistas y diarios nicaragüenses (Martínez, 2007). De acuerdo con la literatura técnico-científica relacionada con la presencia del pleco en la cuenca binacional del Río San Juan (INPESCA, 2008; Marengo, 2010; Hernández Fernández & Corea Alvarado, 2013; Corea *et al.*, 2014; McCrary *et al.*, 2014; Castillo-Pérez, 2016; Guerrero Vallejos, 2016; Härer *et al.*, 2016; Matamoros *et al.*, 2016) dicho pez se considera exótico invasor y ampliamente distribuido en esta gran cuenca. Se observaron plecos muertos dejados fuera del agua por pescadores locales en la laguna Comején del Río Pocosol, atractivos para las moscas y los zopilotes. Los resultados de este estudio sugieren que la tilapia y el pleco han alterado la comunidad de peces y los hábitats del Río Sabogal y demás ecosistemas acuáticos en el norte de Costa Rica. La excavación de madrigueras por parte del pleco *H. cf. aspidolepis*

puede provocar un impacto alto en la erosión de las riberas en algunas secciones de los ríos o canales, y el grado de afectación varía entre ríos y sitios.

5.3. Conclusiones.

Del total de 21 especies capturadas con atarraya, el pleco ocupó el primer lugar (abundancia y biomasa) y la tilapia el sétimo y cuarto lugar (abundancia y biomasa, respectivamente) con respecto al valor más alto. El pleco se reprodujo durante todo el período de estudio (octubre 2017 – mayo 2018). Se registraron tilapias hembras en reproducción en noviembre 2017, y marzo y abril 2018. Esto sugiere que localmente la tilapia se encuentra en el estado III de invasión (establecida y reproduciéndose), mientras que el pleco ha alcanzado su último estado de invasión, estado V (extendido y dominante).

La alta abundancia y biomasa de la tilapia y del pleco sugieren que tienen un impacto ecológico negativo. Posiblemente la abundancia de la tilapia fue subestimada en este estudio debido a su comportamiento de actividad diurna que les facilita escapar fuera de la cobertura de la atarraya, así como enterrarse temporalmente en el lodo del fondo. A pesar de contribuir con perturbaciones en la alimentación y reproducción de otros peces, la tilapia genera beneficios a las poblaciones humanas que consumen ese recurso pesquero. A diferencia de las tilapias que tienen sabor a barro provenientes de ambientes lénticos, las tilapias de los ríos son apreciadas por los pescadores locales. Por otro lado, el pleco no es aprovechado por los humanos, ya que por su apariencia física las personas creen que es venenoso o nocivo. Cuando el pleco es capturado y dejado afuera del agua, puede fracasar en volver al agua antes de morir, especialmente en la estación seca, no obstante, puede ser devuelto voluntariamente por el pescador o desplazarse por desnivel hacia el cuerpo de agua y retornar al ecosistema. Esto indica que la población de la tilapia es controlada vía el consumo humano y los depredadores nativos, mientras que el pleco es menos susceptible a la depredación natural y la presión de pesca.

En cuanto a la especie del pleco estudiado, se encontró que las tallas promedios según el sexo individual, así como la fecundidad total, son menores que las reportadas para

el armadillo del río, *Hypostomus cf. niceforoi*, en Texas (Cook-Hildreth, 2008; Cook-Hildreth *et al.*, 2016). Es necesario hacer un estudio poblacional y reproductivo del pleco, *Hypostomus aspidolepis*, en su ambiente nativo para compararlo con los resultados del presente estudio, así como una revisión taxonómica del pleco en la cuenca del Río San Juan. El esfuerzo de conservación en dicha cuenca debería implementar el manejo local del pleco y evaluar periódicamente la población, porque se prevee que el pleco puede continuar aumentando su abundancia e impactos ecológicos y sociales negativos hasta llegar a una sobrepoblación.

6. REFERENCIAS

- Abubakar, K. A. (1996-1997). Food, size and condition of *Oreochromis niloticus* in Nigeria (Pisces: Cichlidae). *Revista de Biología Tropical*, 44(3)/45(1), 655-658.
- Acevedo-Mairena, H. (2012). *Gestión integrada de cuencas hidrográficas, desde la aproximación de los servicios de los ecosistemas: el caso de la cuenca del río Frío-Costa Rica*. (Tesis de maestría). Universidad Internacional de Andalucía, España. 71 pp.
- Agoramoorthy, G. & Hsu, M. J. (2007). Ritual releasing of wild animals threatens island ecology. *Human Ecology*, 35, 251-254. doi: 10.1007/s10745-006-9068-3
- Agostinho, A. A., Hahn, N. S. & Agostinho, C. S. (1991). Ciclo reproductivo e primeira maturação de fêmeas de *Hypostomus commersonii* (Valenciennes, 1840) (Siluriformes, Loricariidae) no reservatório Capivari-Cachoeira, Pr. *Revista Brasileira de Biologia*, 51(1), 31-37.
- Agostinho, A. A., Vazzoler, A. E. A. M. & Thomaz, S. M. (1995). The high River Paraná basin: limnological and ichthyological aspects. En Tundisi, J. G., Bicudo, C. E. M. & Matsumura-Tundisi, T. (Eds.), *Limnology in Brazil* (59-103). Rio de Janeiro: ABC/SBL. 376 pp.
- Ahmed, E. O., Ali, M. E. & Aziz, A. A. (2011). Length-weight relationships and condition factors of six fish species in Atbara River and Khashm el- Girba Reservoir, Sudan. *International Journal of Agriculture Sciences*, 3(1), 65-70.
- Ajiaco-Martínez, R. E., Ramírez-Gil, H. & Arias-Castellanos, J. A. (2012). Aspectos pesqueros y biología reproductiva de *Hemiancistrus guahiborum*, en un pedregal del río Bitá, Puerto Carreño - Colombia. *Orinoquia - Universidad de los Llanos - Villavicencio, Meta. Colombia*, 16(2), 40-51.

- Aksari, Y. D., Perwitasari, D. & Butet, N. A. (2015). Kandungan logam berat (Cd, Hg, dan Pb) pada ikan sapu-sapu, *Pterygoplichthys pardalis* (Castelnau, 1855) di Sungai Ciliwung. *Jurnal Iktiologi Indonesia*, 15(3), 257-266.
- Akter, S., Ferdous, J., Uddin, S., Hossein, K., Rasul, G. & Barman, P. P. (2015). Biodiversity and present status of threatened catfishes, Sylhet Sadar, Bangladesh. *World Journal of Zoology*, 10(1), 34-40. doi: 10.5829/idosi.wjz.2015.10.1.91166
- Albieri, R. J., Costa, M. R., Santos, A. B. I., Albieri, R. C. & Araújo, F. G. (2014). Weight-length relationships of 22 fish species from Paraíba do Sul River in Rio de Janeiro State, southeastern Brazil. *Journal of Applied Ichthyology*, 30, 431-433. doi: 10.1111/jai.12374
- Allen, P. E., Barquero, M. D., Bermúdez, E., Calderón, J. C., Hilje, B., Pineda, W., Saborío-Rodríguez, G., Arguedas, V. & Chacón-Madrigal, E. (2017). Calling for more accurate information in aquarium trade: analysis of live-fish import permits in Costa Rica. *Management of Biological Invasions*, 8 (4), 533-542. doi: 10.3391/mbi.2017.8.4.08
- Allstead, J. (1994). Nesting ecology of *Caiman crocodilus* in Caño Negro, Costa Rica. *Journal of Herpetology*, 28(1), 12-19.
- Allstead, J. & Vaughan, C. (1994). Food habits of *Caiman crocodilus* in Caño Negro, Costa Rica. *Vida Silvestre Neotropical*, 3(1), 24-29.
- Almadin, F. J. F. & Jumawan, J. C. (2016). Description of breeding burrows of janitor fish (*Pterygoplichthys* spp.) in Agusan River, Butuan City, Philippines. *International Journal Of Advances in Chemical Engineering and Biological Sciences*, 3(2), 187-190. doi: 10.15242/IJACEBS.AE0516116
- Almendáriz, A., Barriga, R. & Rivadeneira, C. D. (2017). Feeding behavior of *Helicops pastazae* Shreve 1934 (Serpentes, Colubridae, Dipsadinae) in the Ecuadorian Amazon. *Herpetology Notes*, 10, 449-451.
- Alvarado, G. M. (2006). *Aves acuáticas en Costa Rica*. (Reporte final). San José: Departamento de Historia Natural, Museo Nacional de Costa Rica. 77 pp.
- Alvarado, L. F. (2016a). *Boletín del ENOS N° 94: Informe 6 (noviembre, 2016)*. San José: Departamento de Climatología e Investigaciones Aplicadas, Instituto Meteorológico Nacional. 4 pp.
- Alvarado, L. F. (2016b). *Boletín del ENOS N° 95: Informe 7 (diciembre, 2016)*. San José: Departamento de Climatología e Investigaciones Aplicadas, Instituto Meteorológico Nacional. 4 pp.
- Alvarado, L. F. (2018). *Boletín del ENOS N° 108: Informe 4 (marzo, 2018)*. San José: Departamento de Climatología e Investigaciones Aplicadas, Instituto Meteorológico Nacional. 3 pp.
- Álvarez, F. S., Herrera, D. & Angulo, A. (2018). First record of the highfin goby *Gobionellus oceanicus* (Gobiiformes: Gobiidae) in Costa Rican freshwaters. *UNED Research Journal*, 10(2), 404-408.

- Álvarez, F. S., Matamoros, W. A. & Chicas, F. A. (2017). The contribution of environmental factors to fish assemblages in the Río Acahuapa, a small drainage in Central America. *Neotropical Ichthyology*, 15 (3), e170023. doi: 10.1590/1982-0224-20170023
- Álvarez-Pliego, N., Sánchez, A. J., Florido, R. & Salcedo, M. Á. (2015). First record of South American suckermouth armored catfishes (Loricariidae, *Pterygoplichthys* spp.) in the Chumpan River system, southeast Mexico. *BioInvasions Records*, 4(4), 309-314. doi: 10.3391/bir.2015.4.4.14
- Amador-del Ángel, L. E. & Wakida-Kusunoki, A. T. (2014a). Especies acuáticas exóticas e invasoras del estado de Tabasco, México. En Pfeng, A. M. L., Quijón, P. A. & Recagno, E. M. P. (Eds.), *Especies invasoras acuáticas: casos de estudio en ecosistemas de México* (177-198). México, D. F.: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC-SEMARNAT), University of Prince Edward Island (UPEI). 645 pp.
- Amador-del Ángel, L. E. & Wakida-Kusunoki, A. T. (2014b). Peces invasores en el sureste de México. En Mendoza, R. & Koleff, P. (Coords.), *Especies acuáticas invasoras en México* (425-433). México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 555 pp.
- Amador-del Ángel, L. E., Wakida-Kusunoki, A. T., Sánchez Martínez, M. A. & Hernández-Nava, J. (2016). Consideraciones económicas para el manejo del pez diablo en el área protegida Laguna de Términos. En Vega Rodríguez, B. I., Ayala Pérez, L. A., Terán González, G. J., Martínez Romero, G. E. & Chávez Valadés, J. A. (Eds.), *El pez diablo en México: protocolo de prevención, respuesta rápida y control* (144-156). Ciudad de México: Universidad Autónoma Metropolitana. 159 pp.
- Amador-del Ángel, L. E., Guevara, E., Brito, R., Wakida-Kusunoki, A. T. & Cabrera-Rodríguez, P. (2012). Aportaciones recientes al estudio de la ictiofauna del Área Natural de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos, Campeche. En Ruíz Marín, A., Canedo López, Y., Zavala Loria, J. C., Campos García, S. C., Sabido Pérez, M. Y., Ayala Pérez, L. A. & Amador-del Ángel, L. E. (Eds.), *Aspectos hidrológicos y ambientales en la Laguna de Términos* (128-154). Ciudad del Carmen, Campeche: Universidad Autónoma del Carmen. 154 pp.
- Amador-del Ángel, L. E., Wakida-Kusunoki, A., Guevara-Carrió, E., Brito-Pérez, R. & Cabrera-Rodríguez, P. (2009). Peces invasores de agua dulce en la región de la Laguna de Términos, Campeche. *UNACAR Tecnociencia*, 3(2), 11-28.
- Amador-del Ángel, L. E., Endañú-Huerta, E., López-Contreras, J. E., Wakida-Kusunoki, A. T., Guevara Carrió, E. & Brito Pérez, R. (2015). Fauna exótica establecida e invasora en el Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos, Campeche: estado actual, impactos, necesidades y perspectivas. En Amador-del Ángel, L. E. & Frutos Cortés, M. (Eds.), *Problemas contemporáneos regionales del Sureste Mexicano: el caso del estado de Campeche* (234-279). Ciudad del Carmen, Campeche, MX: Universidad Autónoma del Carmen. 307 pp.

- Aminah, S. & Ahmadi. (2018). Experimental fishing with LED light traps for three-spot gourami (*Trichogaster trichopterus*) in Martapura, Indonesia. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, 6(1), 37-42.
- Ang, K. J., Gopinath, R. & Chua, T. E. (1989). The status of introduced fish species in Malaysia. En De Silva, S. S. (Ed.), *Exotic aquatic organisms in Asia* (71-82). Proceedings of the Workshop on Introduction of Exotic Aquatic Organisms in Asia. Asian Fisheries Society Special Publication No. 3, 154 pp. Manila, Philippines: Asian Fisheries Society.
- Angulo, A. & Garita, C. (2013). *Peces comunes de la cuenca del río Sarapiquí, Costa Rica*. San José, CR: Editorial CA&T Enlaces S.A. 135 pp.
- Angulo, A., Garita-Alvarado, C. A., Bussing, W. A. & López, M. I. (2013). Annotated checklist of the freshwater fishes of continental and insular Costa Rica: additions and nomenclatural revisions. *Check List*, 9(5), 987-1019.
- Angulo, A., Santos, A. C., López, M., Langeani, F. & McMahan, C. D. (2018). A new species of *Astyanax* (Characiformes: Characidae) from Costa Rica and Panama, with a key to the lower Central American species of the genus. *Journal of Fish Biology*, 92, 1866-1887. doi: 10.1111/jfb.13626
- Angulo, A., Molina-Arias, A., Murase, A., Miyazaki, Y., Bussing, W. & López, M. (2015). Fishes from the Tusubres River basin, Pacific coast, Costa Rica: checklist, identification key and photographic album. *Check List*, 11(3), 1666. doi: 10.15560/11.3.1666
- Arana, O. S., Sanginés, A. G., Mendoza Alfaro, R., Ramírez Martínez, C., Gallardo, C. E & Koleff, P. (2009). Chapter 6. A socioeconomic analysis of the effects from the Loricariidae Family in Mexico: the case of the “Adolfo López Mateos” or “Infiernillo” Reservoir. En Fisher, J. P. (Ed.), *Trinational risk assessment guidelines for aquatic alien invasive species. Test cases for the snakeheads (Channidae) and armored catfishes (Loricariidae) in North America inland waters* (61-71). Montréal, Québec, Canada: Commission for Environmental Cooperation. 98 pp.
- Aranda-Coello, J. M., Arévalo-Hueso, E., Burbano, D., Coello, H., Cortéz, J., Díaz, N., Guerra, L., Guevara, C., Gutiérrez, D., Ioli, G., Jiménez, R., Lobos, L., Narváez, V. & Rico-Urones, A. (2015). Opinión de pescadores sobre el *Caiman crocodilus* (Crocodilia: Alligatoridae) del Refugio de Vida Silvestre Caño Negro, Costa Rica. *Cuadernos de Investigación UNED*, 7(2), 143-149.
- Arévalo-Frías, W. & Mendoza-Carranza, M. (2014). Influence of temporal and spatial factors on abundance and richness of fish early stages in shallow tropical estuaries. *Environmental Biology of Fishes*, 98(3), 891-904. doi: 10.1007/s10641-014-0324-x
- Arguedas, D., Ortega, C., Martínez, S. & Astroza, Á. (2017). Parasites of Nile Tilapia larvae *Oreochromis niloticus* (Pisces: Cichlidae) in concrete ponds in Guanacaste, Northern Costa Rica. *Cuadernos de Investigación UNED*, 9(2), 313-319.

- Ariano-Sánchez, D., Gelera, R., Rivera, C., Bolaños, A. & Juárez, D. (2017). Primera documentación de pez diablo (Loricariidae, *Pterygoplichthys* sp.) en la Laguna Lachuá, Parque Nacional Laguna Lachuá, Guatemala. *Revista 34 de la Universidad del Valle de Guatemala*, 88-90.
- Arias Campos, L. D., Retana Céspedes, J. M., Torres Sandí, D. & Peña Rivera, L. (2018). Los nuevos frutos de oro. Aparato productivo de piña y naranja en la Zona Norte, Costa Rica (1974-2015). *Revista Rupturas*, 8(1), 101-129.
- Armas Loarte, M. (2014). *Diversidad ictiológica y estado de conservación del Río Mayapo, cuenca del Río Tambo, Junín-Perú*. (Tesis profesional). Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Lima, Perú. 99 pp.
- Armbruster, J. W. (1998). Modifications of the digestive tract for holding air in Loricariid and Scoloplacid catfishes. *Copeia*, 1998(3), 663-675.
- Arroyo Damián, M. (2008). *Aprovechamiento de la harina de Plecostomus spp. como ingrediente en alimento para el crecimiento de tilapia (Oreochromis niloticus)*. (Tesis de maestría). Instituto Politécnico Nacional, Jiquilpan, Michoacán, MX. 115 pp.
- Asociación ANAI. (2012). 4.4. *Informe final del proyecto "Identificación y mapeo de fuentes de contaminación en la cuenca binacional Sixaola"*. ANAM-MINAET-BID/GEF – Asociación ANAI. 85 pp.
- Ayala-Pérez, L. A., Pineda-Peralta, A. D., Álvarez-Guillen, H. & Amador-del Ángel, L. E. (2014). El pez diablo (*Pterygoplichthys* spp.) en las cabeceras estuarinas de la Laguna de Términos, Campeche. En Pfeng, A. M. L., Quijón, P. A. & Recagno, E. M. P. (Eds.), *Especies invasoras acuáticas: casos de estudio en ecosistemas de México* (313-336). México, D. F.: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 645 pp.
- Bailly, D., Batista-Silva, V. F., Abelha, M. C. F., Kashiwaqui, E. A. L., Fernandes, C. A. & de Carvalho, E. D. (2011). Relative abundance and reproductive tactics of a Loricariidae species at Saraiva Lagoon, Ilha Grande National Park, MS-PR, Brazil. *Biota Neotropical*, 11(3), 171-178.
- Bambaradeniya, C. N. B., Ekanayake, S. P. & Gunawardena, J. (2001). Preliminary observations on the status of alien invasive biota in natural ecosystems of Sri Lanka. En Balakrishna, P. (Ed.), *Report of the Workshop on Alien Invasive Species* (67-76). Global Biodiversity Forum, South and Southeast Asia Session, October 1999, Colombo, Sri Lanka. IUCN Publication. (Reference copied of Marambe *et al.*, 2003).
- Barba Macías, E. & Cano-Salgado, M. P. (2014). Abundancia del plecos (*Pterygoplichthys pardalis*) en sistemas lagunares y ribereños de la cuenca del Usumacinta, Balancán, Tabasco, México. En Pfeng, A. M. L., Quijón, P. A. & Recagno, E. M. P. (Eds.), *Especies invasoras acuáticas: casos de estudio*

- en ecosistemas de México (293-311). México, D. F.: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 645 pp.
- Barba Macías, E., Juárez-Flores, J. & Magaña-Vásquez, M. (2014). Nuevos registros de plecos (*Pterygoplichthys pardalis*) (Siluriformes: Loricariidae) en las cuencas del río Grijalva y Tonalá, Pajonal-Machona, Tabasco. En Pfeng, A. M. L., Quijón, P. A. & Recagno, E. M. P. (Eds.), *Especies invasoras acuáticas: casos de estudio en ecosistemas de México* (233-251). México, D. F.: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 645 pp.
- Barba Macías, E., Castillo Domínguez, A. C., Cano Salgado, M. P., Estrada Loreto, F., Sánchez Pérez, A. & Mercado García, J. J. (2008). *Ordenamiento pesquero del cañón del Usumacinta*. (Informe final). Villahermosa, Tabasco, MX: Colegio de la Frontera Sur-DAMRA-SEMARNAT. 69 pp.
- Barbarino Duque, A. B. & Winemiller, K. O. (2003). Dietary segregation among large catfishes of the Apure and Arauca Rivers, Venezuela. *Journal of Fish Biology*, 63, 410-427. doi: 10.1046/j.1095-8649.2003.00163.x
- Barboza, J. & Villalobos, G. (2018). Fish assemblages and their ecological traits along an elevational gradient in the Río Pacuare, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 66(Suppl. 1), S132-S152.
- Barrientos, C. & Quintana, Y. (2012). *Evaluación del impacto de especies no nativas en los lagos Atitlán, Izabal y Peten Itzá; y la caracterización del hábitat de especies nativas y no nativas de peces*. Fondo Nacional de Ciencia y Tecnología (FODECYT)/Centro de Estudios Conservacionistas (CECON). 79 pp.
- Barreto-Reyes, C. G., Ortega-Lara, A., Córdoba-Rojas, D. F., Rangel-Durán, M. R., Amado-Loaiza, A. C. & Puentes-Granada, V. (2015). *Biología pesquera de las principales especies de peces ornamentales continentales de Colombia*. Ortega-Lara, A., Córdoba-Rojas, D. F., Barreto-Reyes, C. G. & Barbosa, L. S. (Eds.). Serie Recursos Pesqueros de Colombia - AUNAP. Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP) – Fundación FUNINDES. 152 pp.
- Baylis, J. R. (1976). The behavior and ecology of *Herotilapia multispinosa* (Telesostei, Cichlidae). En Thorson, T. B. (Ed.), *Investigations of the ichthyofauna of nicaraguan lakes* (477-508). Nebraska: School of Life Sciences, University of Nebraska-Lincoln. 663 pp.
- Bergoeing, J. P. & Protti, R. (2006). Geomorfología paleo-lacustre del sur del Lago de Nicaragua. *Revista Geográfica*, 139, 27-38.
- Bhouiyan, N. A., Baki, M. A., Sarker, A. & Hossain, M. M. (2016). Inventory of ichthyofaunal diversity, fishing gear and craft in Turag River, Dhaka, Bangladesh. *Fisheries and Aquaculture Journal*, 7(2), 165. doi: 10.4172/2150-3508.1000165

- Bijukumar, A., Smrithy, R., Sureshkumar, U. & George, S. (2015). Invasion of South American suckermouth armoured catfishes *Pterygoplichthys* spp. (Loricariidae) in Kerala, India - a case study. *Journal of Threatened Taxa*, 7(3), 6987-6995.
- Bistoni, M., Haro, J. G. & Gutiérrez, M. (1995). Feeding of *Hoplias malabaricus* in the wetlands of Dulce river (Córdoba, Argentina). *Hydrobiologia*, 316, 103-107.
- Bogotá-Gregory, J. D. & Maldonado-Ocampo, J. A. (2006). Peces de la zona hidrogeográfica de la Amazonia, Colombia. *Biota Colombiana*, 7(1), 53-92.
- Bonino, M. F., Lescano, J. N., Haro, J. G. & Leynaud, G. C. (2009). Diet of *Hydromedusa tectifera* (Testudines-Chelidae) in a mountain stream of Córdoba province, Argentina. *Amphibia-Reptilia*, 30, 545-554.
- Borteiro, C., Gutiérrez, F., Tedros, M. & Kolenc, F. (2009). Food habits of the Broad-snouted Caiman (*Caiman latirostris*: Crocodylia, Alligatoridae) in northwestern Uruguay. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 44(1), 31-36. doi: 10.1080/01650520802507572
- Bowles, D. E. & Bowles, B. D. (2001). *A review of the exotic species inhabiting the upper San Marcos River, Texas, U.S.A.* Austin, TX: Texas Parks and Wildlife Department. 30 pp.
- Bowles, D. E. & Bowles, B. D. (2015). Non-native species of the major spring systems of Texas, U.S.A. *Texas Journal of Sciences*, 67(2), 51-78.
- Brenes, A. (2014). *Análisis del comportamiento hidrológico del humedal de Medio Queso*. (Tesis de licenciatura). Universidad de Costa Rica, San Pedro, San José, Costa Rica. 131 pp.
- Brenes Maykall, A. B. (2017). *Gestión del riesgo en Costa Rica e impactos del huracán Otto*. Informe Estado de la Nación en Desarrollo Humano Sostenible 2017. San José: Programa Estado de la Nación. 42 pp.
- Brion, M. A., Guillermo Jr, J. G., Uy, C., Chavez, J. & Carandang IV, J. S. (2013). Salinity tolerance of introduced South American sailfin catfishes (Loricariidae: *Pterygoplichthys* Gill 1858). *Philippine Journal of Science*, 142(1), 13-19.
- Britton, J. R., Cucherousset, J., Davies, G. D., Godard, M. J. & Copp, G. H. (2010). Non-native fishes and climate change: predicting species responses to warming temperatures in a temperate region. *Freshwater Biology*, 55, 1130-1141. doi: 10.1111/j.1365-2427.2010.02396.x
- Bueno, R. M. X., Chellappa, S. & Chellappa, N. T. (2008). Período reprodutivo do cascudo, *Hypostomus pusalum* (Starks) (Osteichthyes, Loricariidae) e limnologia do acude Marechal Dutra, no semi-árido brasileiro. *Revista Nordestina de Biología*, 19(1), 15-27.
- Bueno, R. M. X., Oliveira, M. R. & Chellappa, S. (2017). Desenvolvimento gonadal, fecundidade e tipo de desova do cascudo, *Hypostomus pusalum* (Starks, 1913) (Actinopterygii: Loricariidae) do açude

- Marechal Dutra, Rio Grande do Norte, Brasil. *Macapá*, 7(4), 30-33. doi: 10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v7n4p30-33
- Bunkley-Williams, L., Williams, JR., E. H., Lilystrom, C. G., Corujo-Flores, I., Zerbi, A. J., Aliaume, C. & Churchill, T. N. (1994). The South American sailfin armored catfish, *Liposarcus multiradiatus* (Hancock), a new exotic established in Puerto Rican fresh waters. *Caribbean Journal of Science*, 30(1-2), 90-94.
- Bussing, W. A. (1976). Geographic distribution of the San Juan ichthyofauna of Central America with remarks on its origin and ecology. En Thorson, T. B. (Ed.), *Investigations of the ichthyofauna of nicaraguan lakes* (157-175). Nebraska: School of Life Sciences, University of Nebraska-Lincoln.
- Bussing, W. A. (1998). *Peces de las aguas continentales de Costa Rica/ Freshwater fishes of Costa Rica* (2° ed.). San José: Editorial de la Universidad de Costa Rica. 468 pp.
- Bwanika, G. N., Chapman, L. J., Kizito, Y. & Balirwa, J. (2006). Cascading effects of introduced Nile perch (*Lates niloticus*) on the foraging ecology of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Ecology of Freshwater Fish*, 15, 470-481. doi: 10.1111/j.1600-0633.2006.00185.x
- Bwanika, G. N., Makanga, B., Kizito, Y., Chapman, L. J. & Balirwa, J. (2004). Observations on the biology of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* L., in two Ugandan crater lakes. *African Journal of Ecology*, 42(Suppl. 1), 93-101.
- Cabral, M. M. M., Zuanon, J., de Mattos, G. E. & Rosas, F. C. W. (2010). Feeding habits of giant otters *Pteronura brasiliensis* (Carnivora: Mustelidae) in the Balbina hydroelectric reservoir, Central Brazilian Amazon. *Zoologia*, 27(1), 47-53.
- Cabrera, J., Ampié, C. & Galeano, G. (1992). Presencia de *Oreochromis niloticus* (Pisces: Cichlidae) en lagunas estacionales del Refugio Nacional de Vida Silvestre Caño Negro, Costa Rica. *Brenesia*, 38, 169-170.
- Cabtree, R. E., Cyr, E. C., Chaverri, D. C., McLarney, W. O. & Dean, J. M. (1997). Reproduction of tarpon, *Megalops atlanticus*, from Florida and Costa Rican waters and notes on their age and growth. *Bulletin of Marine Science*, 61(2), 271-285.
- Cagauan, A. G. (2007). Exotic aquatic species introduction in the Philippines for aquaculture – a threat to biodiversity or a boon to the economy? *Journal of Environmental Science and Management*, 10 (1), 48-62.
- Camacho Navarro, A., Herrera Zeledón, J. M., Vargas Alpízar, P., Jiménez Arce, R., Veas Ayala, N., Acuña Piedra, F. & Miranda Quirós, M. (2017). *Informe Estado de la Nación en Desarrollo Humano Sostenible 2017. Estado de los humedales: nuevos desafíos para su gestión*. Pavas, Costa Rica: Programa Estado de la Nación (PEN). 30 pp.

- Campos, J. A. & Umaña, G. (1986). Las lagunas de inundación del Refugio Nacional de Vida Silvestre Caño Negro. *Biocenosis*, 3(2), 24-26.
- Cano Salgado, M. P. (2011). *El plecos (Pterygoplichthys spp.): su invasión y el abordaje de las cooperativas balcanenses*. (Tesis de doctorado). El Colegio de la Frontera Sur, Villahermosa, Tabasco, México. 152 pp.
- Canonico, G. C., Arthington, A., McCrary, J. K. & Thieme, M. L. (2005). The effects of introduced tilapias on native biodiversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 15, 463-483. doi: 10.1002/aqc.699
- Capps, K. A. (2012). *Changes in community structure and ecosystem processes in response to armored catfish (Siluriformes: Loricariidae) invasion*. (Dissertation of Doctor of Philosophy). Cornell University, Ithaca, New York, USA. 142 pp.
- Capps, K. A. & Flecker, A. S. (2013a). Invasive aquarium fish transform ecosystem nutrient dynamics. *Proceedings of the Royal Society B*, 280, 20131520. doi: 10.1098/rspb.2013.1520
- Capps, K. A. & Flecker, A. S. (2013b). Invasive fishes generate biogeochemical hotspots in a nutrient-limited system. *Plos One*, 8(1), e54093. doi: 10.1371/journal.pone.0054093
- Capps, K. A. & Flecker, A. S. (2015). High impact of low-trophic-position invaders: nonnative grazers alter the quality and quantity of basal food resources. *Freshwater Science*, 34(2), 784-796. doi: 10.1086/681527
- Capps, K. A., Ulseth, A. & Flecker, A. S. (2015). Quantifying the top-down and bottom-up effects of a non-native grazer in freshwaters. *Biological Invasions*, 17, 1253-1266. doi: 10.1007/s10530-014-0793-z
- Capps, K. A., Nico, L. G., Mendoza-Carranza, M., Arévalo-Frías, W., Ropicki, A. J., Heilpern, S. A. & Rodiles-Hernández, R. (2011). Salinity tolerance of non-native suckermouth armoured catfish (Loricariidae: *Pterygoplichthys*) in south-eastern Mexico: implications for invasion and dispersal. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 21, 528-540. doi: 10.1002/aqc.1210
- Carrasco, J. C. & Caviedes, V. (2014). *Diagnóstico de los Ecosistemas Marino – Costeros y de Agua Dulce de Honduras: Basado en Análisis de Viabilidad, Amenazas y Situación*. ICF y USAID ProParque. 102 pp.
- Carroll, Á. (2018). *Consequences of long-term changes in fish community structure on ecosystem functioning in a subtropical spring-fed river*. (Tesis de maestría). Texas State University, U.S.A. 55 pp.
- Casal, C. M. V. (2006). Global documentation of fish introductions: the growing crisis and recommendations for action. *Biological Invasions*, 8, 3-11. doi: 10.1007/s10530-005-0231-3
- Casatti, L., Rocha, F. C. & Pereira, D. C. (2005). Habitat use by two species of *Hypostomus* (Pisces, Loricariidae) in southeastern Brazilian streams. *Biota Neotropica*, 5(2), 1-9.
- Castillo, R. (2005). El territorio histórico Maleku de Costa Rica. *Revista Reflexiones*, 84(1), 71-85.

- Castillo-Domínguez, A., Melgar-Valdes, C. E., Barba Macías, E., Rodiles-Hernández, R., Navarrete, A. J., García, M. A. P., Soria, C. A. C. & Gómez, R. E. H. (2015). Composición y diversidad de peces del río San Pedro, Balancán, Tabasco, México. *Hidrobiológica*, 25(2), 285-292.
- Castillo-Pérez, D. (2016). Composición de especies y vulnerabilidad de peces de los ríos Sabogal y Medio Queso, vertiente atlántica norte de Costa Rica. *Brenesia*, 85-86, 43-54.
- Chaichana, R. & Choowaew, S. (2013). Ecological importance and biological resource conservation of Boraphet marsh, Thailand. *ScienceAsia*, 39, 105-110. doi: 10.2306/scienceasia1513-1874.2013.39.105
- Chaichana, R. & Jongphadungkiet, S. (2012). Assessment of the invasive catfish *Pterygoplichthys pardalis* (Castelnau, 1855) in Thailand: ecological impacts and biological control alternatives. *Tropical Zoology*, 25(4), 173-182. doi: 10.1080/03946975.2012.738494
- Chaichana, R., Pouangcharean, S. & Yoonphand, R. (2011). Habitat, abundance and diet of invasive suckermouth armored catfish (Loricariidae: *Pterygoplichthys*) in the Nong Yai canal, east Thailand. *Tropical Zoology*, 24(1), 49-62.
- Chaichana, R., Pouangcharean, S. & Yoonphand, R. (2013). Foraging effects of the invasive alien fish *Pterygoplichthys* on eggs and first-feeding fry of the native *Clarias macrocephalus* in Thailand. *Kasetsart Journal (Natural Science)*, 47(4), 581-588.
- Chaki, N., Jahan, S., Fahad, M. F. H., Galib, S. M. & Mohsin, A. B. M. (2014). Environment and fish fauna of the Atrai River: global and local conservation perspective. *Journal of Fisheries*, 2(3), 163-172. doi: 10.17017/jfish.v2i3.2014.46
- Champeau, T. R., Stevens, P. W. & Blewett, D. A. (2009). Comparison of fish community metrics to assess long-term changes and hurricane impacts at Peace River, Florida. *Florida Scientist*, 72 (4), 289-309.
- Chavez, J. M. & Carandang VI, J. S. R. (2014). Invasion stages of *Pterygoplichthys* spp. (Pisces: Loricariidae) in the Luzon Island, Philippines. *DLSU Research Congress*, SEE-II-012, 1-7. De La Salle University, Manila, Philippines (March 6-8).
- Chavez, J. M., de la Paz, R. M., Manohar, S. K., Pagulayan, R. C. & Carandang VI, J. R. (2006a). New Philippine record of south american sailfin catfishes (Pisces: Loricariidae). *Zootaxa*, 1109, 57-68.
- Chavez, H. M., Casao, E. A., Villanueva, E. P., Paras, M. P., Guinto, M. C. & Mosqueda, M. B. (2006b). Heavy metal and microbial analyses of Janitor fish (*Pterygoplichthys* spp.) in Laguna de Bay, Philippines. *Journal of Environmental Science and Management*, 9(2), 31-40.
- Chow, V. K. K., Said, M. I. M., Mohamed, M. & Sabri, S. (2016). Species composition and abundance of freshwater fishes in selected rivers of Johor, Malaysia. *International Journal of Research in Chemical, Metallurgical and Civil Engineering*, 3(2), 214-218. doi: 10.15242/IJRCMCE.IAE0716411

- Colautti, R. I., & MacIsaac, H. J. (2004). A neutral terminology to define 'invasive' species. *Diversity and Distributions*, 10, 135-141.
- Coloma, C., Caballero, L., Ricart, M. & Bueno, S. (2009a). *Diagnóstico de la cuneca de río Frío Arenal-Huetar Norte Costa Rica*. Bellaterra: Universitat Autònoma de Barcelona. 246 pp.
- Coloma, C., Caballero, L., Ricart, M. & Bueno, S. (2009b). *Diagnóstico del Refugio Nacional de Vida Silvestre Caño Negro Arenal- Huetar Norte de Costa Rica*. Bellaterra: Universitat Autònoma de Barcelona. 193 pp.
- Contreras-MacBeath, T., Gaspar-Dillanes, M. T., Huidobro-Campos, L. & Mejía-Mojica, H. (2014). Peces invasores en el centro de México. En Mendoza, R. & Koleff, P. (Coords.), *Especies acuáticas invasoras en México* (413-424). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. 555 pp.
- Cook-Hildreth, S. L. (2008). *Exotic armored catfishes in Texas: reproductive biology, and effects of foraging on egg survival of native fishes* (*Etheostoma fonticola*, *endangered* and *Dionda diaboli*, *threatened*). (Tesis de maestría). Texas State University-San Marcos, San Marcos, TX, USA. 51 pp.
- Cook-Hildreth, S. L., Bonner, T. H. & Huffman, D. G. (2016). Female reproductive biology of an exotic suckermouth armored catfish (Loricariidae) in the San Marcos River, Hays Co., Texas, with observations on environmental triggers. *BioInvasions Records*, 5(3), 173-183. doi: 10.3391/bir.2016.5.3.09
- Cooke, R. & Jiménez, M. (2008). Pre-Columbian use of freshwater fish in the Santa Maria Biogeographical Province, Panama. *Quaternary International*, 185, 46-58.
- Córdoba Muñoz, R. (2017). *Apoyo en la formulación de acciones de adaptación a la variabilidad climática y/o al cambio climático en los HP II Caribe Noreste y Térraba Sierpe: Producto 3. Acciones Adaptación al Cambio y Variabilidad Climáticos HP II: Humedal Caribe Noreste*. (Proyecto PIMS 4966 ID 00088054). Heredia: Proyecto Humedales (SINAC-PNUD-GEF). 40 pp.
- Corea, J. T., Hernández, G. M., Solís, V. & Aguilar, A. J. (2014). Distribución y abundancia de peces de la familia Loricariidae (pleco) y su relación con los peces de interés comercial en los alrededores de la Isla Ometepe. *Encuentro*, No. 98, 44-59.
- Corrêa, L. L., Oilveira, M. S. B., Tavares-Dias, M. & Ceccarelli, P. S. (2016). Infections of *Hypostomus* spp. by *Trypanosoma* spp. and leeches: a study of hematology and record of these hirudineans as potential vectors of these hemoflagellates. *Brazilian Journal of Veterinary Parasitology, Jaboticabal*, 25(3), 299-305. doi: 10.1590/S1984-29612016049
- Costa-Pierce, B. A. (2003). Rapid evolution of an established feral tilapia (*Oreochromis* spp.): the need to incorporate invasion science into regulatory structures. *Biological Invasions*, 5, 71-84.

- Courtenay, W. R. & Deacon, J. E. (1982). Status of introduced fishes in certain spring systems in southern Nevada. *Great Basin Naturalist*, 42(3), 361-366.
- Courtenay, W. R., Sahlman, H. F., Miley, W. W. & Herrema, D. J. (1974). Exotic fishes in fresh and brackish waters of Florida. *Biological Conservation*, 6(4), 292-302.
- Cruz, A. L. & Fernandes, M. N. (2016). What is the most eficiente respiratory organ for the loricariid air-breathing fish *Pterygoplichthys anisitsi*, gills or stomach? A quantitative morphological study. *Zoology*, 119, 526-533. doi: 10.1016/j.zool.2016.08.003
- Cruz, A. L., da Silva, H. R., Lundstedt, L. M., Schwantes, A. R., Moraes, G., Klein, W. & Fernandes, M. N. (2013). Air-breathing and physiological responses to hypoxia and air exposure in the air-breathing loricariid fish, *Pterygoplichthys anisitsi*. *Fish Physiology and Biochemistry*, 39, 243-256. doi: 10.1007/s10695-012-9695-0
- Cruz-León, Z., Meiners, C. & Hernández-Romero, Á. H. (2014). *Aspectos morfológicos y reproductivos preliminares del plecos invasor del género Pterygoplichthys en el sur de Veracruz*. XXI Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología del Mar. Cozumel, Q. Roo.
- D'Agosto, M. & Serra-Freire, N. M. (1993). Estádios evolutivos de tripanossomas de *Hipostomus punctatus* Valenciennes (Osteichthyes, Loricariidae) em infecção natural de *Batrachobdella gemmata* Blanchard (Hirudinea, Glossiphoniidae). *Revista Brasileira de Zoologia*, 10(3), 417-426.
- Datri, C. W., Pray, C. L., Zhang, Y. & Nowlin, W. H. (2015). Nutrient enrichment scarcely affects ecosystem impacts of a non-native herbivore in a spring-fed river. *Freshwater Biology*, 60, 551-562. doi: 10.1111/fwb.12503
- De Vos, L., Snoeks, J. & van den Audenaerde, D. T. (1990). The effects of *Tilapia* introductions in Lake Luhondo, Rwanda. *Environmental Biology of Fishes*, 27, 303-308.
- Deines, A. M. (2013). Environmental change and tradeoffs in freshwater ecosystem services: Nile *Tilapia* (*Oreochromis niloticus*) introduction to the Kafue River, Zambia. (Tesis de doctorado). University of Notre Dame, Indiana. 335 pp.
- Delariva, R. L. & Agostinho, A. A. (2001). Relationship between morphology and diets of six neotropical loricariids. *Journal of Fish Biology*, 58, 832-847. doi: 10.1006/jfbi.2000.1499
- Departamento de Climatología e Investigaciones Aplicadas. (2017). *Boletín especial del fenómeno ENOS: Informe especial (noviembre 2017)*. San José: Departamento de Climatología e Investigaciones Aplicadas, IMN. 5 pp.
- Diana, J. S. (2009). Aquaculture production and biodiversity conservation. *BioScience*, 59(1), 27-38. doi: 10.1525/bio.2009.59.1.7
- Diana, J. S., Liu, L., Wang, W. & Hung, L. T. (2010). Evaluating the effects on invasive species into major reservoirs in China and Vietnam. *Aquanews*, 25(2), 1 y 6-7.

- Điền, V. T. & Định, T. Đ. (2014). Nghiên cứu phổ thức ăn của cá lau kính *Pterygoplichthys disjunctivus* (Weber, 1992) ở Thành phố Cần Thơ. *Số chuyên đề: Thủy sản*, 2, 226-232.
- Djumanto, Devi, M. I. P. & Setyobudi, E. (2013). Ichthyofauna distribution in downstream region of Opak River, Yogyakarta. *Jurnal Iktiologi Indonesia*, 13(2), 97-108.
- Duarte, S. & Araújo, F. G. (2002). Fecundity of the *Hypostomus affinis* (Siluriformes, Loricariidae) in the Lajes Reservoir, Rio de Janeiro, Brazil. *Revista de Biología Tropical*, 50(1), 193-197.
- Duarte, S., Araújo, F. G., Sales, A. & Bazzoli, N. (2005). Morphology of gonads, maturity and spawning season of *Loricariichthys spixii* (Siluriformes, Loricariidae) in a subtropical reservoir. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 50(6), 1019-1032.
- Duponchelle, F. & Panfili, J. (1998). Variations in age and size at maturity of female Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*, populations from man-made lakes of Côte d'Ivoire. *Environmental Biology of Fishes*, 52, 453-465.
- Ebenstein, D., Calderon, C., Troncoso, O. P. & Torres, F. G. (2015). Characterization of dermal plates from armored catfish *Pterygoplichthys pardalis* reveals sandwich-like nanocomposite structure. *Journal of the Mechanical Behavior of Biomedical Materials*, 45, 175-182. doi: 10.1016/j.jmbbm.2015.02.002
- Eccles, D. H. (1992). *Field guide to the freshwater fishes of Tanzania*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations. 143 pp.
- Echevarria, G., González, N. & Lasso, C. A. (2011). Biología reproductiva de las comunidades de peces en dos lagunas de inundación del bajo Orinoco, Venezuela. *Memoria de la Fundación La Salle de Ciencias Naturales*, 71(175-176), 25-50.
- Edwards, R. J. (2001). New additions and persistence of the introduced fishes of the upper San Antonio River, Bexar County, Texas. *Texas Journal of Science*, 53(1), 3-12.
- Edwards, R. J. & Garret, G. P. (2006). *Aspects of the life history of the San Felipe Gambusia*, *Gambusia clarkhubbsi*: *habitat utilization patterns*. 9 pp.
- Eigenmann, C. H. (1905). The fishes of Panama. *Science*, 22(549), 18-20.
- Eldredge, L. G. (2000). Non-indigenous freshwater fishes, amphibians, and crustaceans of the Pacific and Hawaiian islands. En Sherley, G. (Ed.), *Invasive species in the Pacific: a technical review and draft regional strategy* (173-190). Samoa: South Pacific Regional Environment Programme. 190 pp.
- Emiroğlu, Ö., Ekmekçi, F. G., Aksu, S., Başkurt, S., Atalay, M. A. & Tarkan, A. S. (2016). Introduction and establishment of tropical ornamental fish, *Pterygoplichthys* spp. (Actinopterygii: Siluriformes: Loricariidae) in hot springs: Aquarium trade as a potential risk for biodiversity in Turkey. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 46(4), 351-356. doi: 10.3750/AIP2016.46.4.07

- Epa, U. P. K. (2014). Aquaculture and aquarium industries as sources of invasive species in aquatic ecosystem in Sri Lanka. En IAS, *Proceedings of the National Symposium on Invasive Alien Species* (42-54).
- Ernawati, Y. (2014). The analysis of the concentration of heavy metals cadmium, mercury and lead in the flesh of suckermouth catfish (*Pterygoplichthys pardalis*) in Ciliwung River, Indonesia. *Aquaculture, Aquarium, Conservation & Legislation Bioflux*, 7(1), 33-42.
- Eschmeyer, W. N., Fricke, R. & van der Laan, R. (Eds.). (2018). *Catalog of fishes: genera, species, references*. Recuperado de <<http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>> [18 oct 2018].
- Espinosa-Pérez, H. & Ramírez, M. (2015). Exotic and invasive fishes in Mexico. *Check List*, 11(3), 1627. doi: 10.15560/11.3.1627
- Espinoza, M. (2007). Composición y estructura de las comunidades de peces del río La Cañaza, Pacífico Sur de Costa Rica. *Brenesia*, 67, 35-43.
- Espinoza, M. (2008). Sondeo ecológico rápido de las comunidades de peces tropicales en un área de explotación minera en Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 56(4), 1971-1990.
- Farinordin, F. A., Shukor, M. N. & Samat, A. (2017). Stream fishes of West Ipoh, Perak, Peninsular Malaysia. *Malayan Nature Journal*, 69(2), 103-111.
- Ferriter, A., Doren, B., Winston, R., Thayer, D., Miller, B., Thomas, B., Barrett, M., Pernas, T., Hardin, S., Lane, J., Kobza, M., Schmitz, D., Bodle, M., Toth, L., Rodgers, L., Pratt, P., Snow, S. & Goodyear, C. (2008). The status of nonindigenous species in the South Florida Environment. En *South Florida Environmental Report. Volume I The South Florida Environment* (Chap. 9, pp. 1-101). West Palm Beach, FL: South Florida Water Management District.
- Figueiredo, R. S., Viana, L. F., Moraes, D. P. & Suárez, Y. R. (2018). Life-history traits of *Farlowella hahni* (Siluriformes, Loricariidae) in streams of the Ivinhema River Basin, Upper Paraná Basin. *Brazilian Journal of Biology*, Ahead of Print. doi: 10.1590/1519-6984.181073
- Filigrana Celorio, G. (2016). *Uso de la harina de pez diablo (Pterygoplichthys spp) en la alimentación de tilapia nilótica (Oreochromis niloticus)*. (Tesis de maestría). El Colegio de la Frontera Sur, Villahermosa, Tabasco, México. 52 pp.
- Firda, A. (2015). Identifikasi spesies ikan di Waduk Cirata, Jawa Barat. *Bio-Lectura: Jurnal Pendidikan Biologi*, 2(2), 150-163.
- Fisher, J. P. (Ed.) (2009). *Trinational risk assessment guidelines for aquatic alien invasive species. Test cases for the snakeheads (Channidae) and armored catfishes (Loricariidae) in North America inland waters*. Montréal, Québec, Canada: Commission for Environmental Cooperation. 98 pp.

- Fitzsimmons, K. (2000). Future trends of tilapia aquaculture in the Americas. En Costa-Pierce, B. A. & Rakocy, J. E. (Eds), *Tilapia Aquaculture in the Americas*, Vol. 2 (252-264). Baton Rouge, Louisiana, United States: The World Aquaculture Society. 264 pp.
- Flores, F. P. (2017). *Reproducción en cautiverio de la "carachama parda" Hypostomus hemicochliodon (Loricariidae), en el Centro de Investigaciones "Carlos Miguel Castañeda Ruíz". IIAP. San Martín.* Universidad Nacional de la Amazonía Peruana, Iquitos, Perú. 50 pp.
- Fonseca-Hernández, R. & Vargas-Alpizar, P. (2018). Estudio de factibilidad del aprovechamiento económico de una especie invasora *Hypostomus plecostomus* en el humedal de Caño Negro Wetlands, Costa Rica. *Revista Ciencias Marinas y Costeras*, 10(2). doi: 10.15359/revmar.10-2.2
- Fournier, M.-L., Echeverría-Sáenz, S., Mena, F., Arias-Andrés, M., de la Cruz, E. & Ruepert, C. (2018). Risk assessment of agriculture impact on the Frío River watershed and Caño Negro Ramsar wetland, Costa Rica. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(14), 13347-13359. doi: 10.1007/s11356-016-8353-y
- Freitas, T. M. S., Dutra, G. M. & Salvador, G. N. (2017). Length-weight relationship of 18 fish species from Paraíba do Sul basin, Minas Gerais, Brazil. *Journal of Applied Ichthyology*, 33, 652-654. doi: 10.1111/jai.13346
- Froese, R. (2006). Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *Journal of Applied Ichthyology*, 22, 241-253. doi: 10.1111/j.1439-0426.2006.00805.x
- Froese, R., Thorson, J. T. & Reyes Jr, R. B. (2014). A Bayesian approach for estimating length-weight relationships in fishes. *Journal of Applied Ichthyology*, 30, 78-85. doi: 10.1111/jai.12299
- Fuchs, E. J., Meneses, A., Calvo, A., Muñoz, M. & Arrieta-Espinoza, G. (2016). Genetic diversity in *Oryza glumaepatula* wild rice populations in Costa Rica and possible gene flow from *O. sativa*. *PeerJ*, 4, e1875. doi: 10.7717/peerj.1875
- Füreder, L., Pelster, B. & Weissenhofer, A. (2014). Beispiele faszinierender Diversität im „Regenwald der Österreicher“ (Nationalpark Piedras Blancas, Costa Rica). *Denisia*, 33, zugleich *Kataloge des oberösterreichischen Landesmuseums Neue Serie*, 163, 463-498.
- Galib, S. M. (2015). Fish fauna of the Brahmaputra River, Bangladesh: richness, threats and conservation needs. *Journal of Fisheries*, 3(3), 285-292. doi: 10.17017/jfish.v3i3.2015.120
- Galvis, G., Mojica, J. I. & Rodríguez, F. (1989). *Estudio ecológico de una laguna de desborde del río Metica*. Bogotá: Fondo FEN Colombia – Universidad Nacional de Colombia. 164 pp.
- Gao, J., Liu, Z. & Jeppesen, E. (2014). Fish community assemblages changed but biomass remained similar after lake restoration by biomanipulation in a Chinese tropical eutrophic lake. *Hydrobiologia*, 724, 127-140.

- Gao, J., Zhong, P., Ning, J., Liu, Z. & Jeppesen, E. (2017). Herbivory of omnivorous fish shapes the food web structure of a Chinese tropical eutrophic lake: evidence from stable isotope and fish gut content analyses. *Water*, 9, 69. doi: 10.3390/w9010069
- Garcia, D. A. Z., Almeida, F. S., Silva e Souza, Â. T., Britton, J. R. & Orsi, M. L. (2014). Invasion characteristics of *Pterygoplichthys ambrosettii* (Holmberg, 1893) in the lower Paranapanema River, Brazil. *Journal of Applied Ichthyology*. doi: 10.1111/jai.12468
- Garcia, L. M. B. (2010). Species composition and length-weight relationship of fishes in the Candaba wetland on Luzon Island, Philippines. *Journal of Applied Ichthyology*, 26, 946-948. doi: 10.1111/j.1439-0426.2010.01516.x
- García-Alzate, C. A., Román-Valencia, C. & Barrero, A. M. (2012). Biología alimentaria y reproductiva de *Farlowella vittata* (Siluriformes: Loricariidae) en la cuenca del río Güejar, Orinoquía, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 60(4), 1873-1888.
- García-González, A., Riverón-Giró, F. & Barba, E. (2017). Primer registro para Cuba del pez invasor *Pterygoplichthys pardalis* (Siluriformes: Loricariidae). *Revista Cubana de Ciencias Biológicas*, 5(2), 1-6.
- García-Guerrero, M. U., Becerril-Morales, F., Vega-Villasante, F. & Espinosa-Chaurand, L. D. (2013). Los langostinos del género *Macrobrachium* con importancia económica y pesquera en América Latina: conocimiento actual, rol ecológico y conservación. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 41(4), 651-675. doi: 103856/vol41-issue4-fulltext-3
- Garita, C. & Angulo, A. (2009). *Evaluación ecológica rápida de peces de Río Frío y Humedal Medio Queso*. (Informe final). Proyecto Desarrollo Sostenible de la Cuenca de Río Frío. AECID, INBio, ACAHN-MINAET-SINAC. 21 pp.
- Gestring, K. B., Shafland, P. L. & Stanford, M. S. (2010). Status of the exotic Orinoco sailfin catfish (*Pterygoplichthys multiradiatus*) in Florida. *Florida Scientist*, 73(2), 122-137.
- Gibbs, M. A. & Groff, B. W. (2014). Patterns of aerial respiration by *Pterygoplichthys disjunctivus* (Loricariidae) in Volusia Blue Spring, Florida. *Florida Scientist*, 77(2), 53-68.
- Gibbs, M. A., Kurth, B. N. & Bridges, C. D. (2013). Age and growth of the loricariid catfish *Pterygoplichthys disjunctivus* in Volusia Blue Spring, Florida. *Aquatic Invasions*, 8(2), 207-218. doi: 10.3391/ai.2013.8.2.08
- Gibbs, M., Watson, P., Johnson-Sapp, K. & Lind, C. (2017). Reproduction revisited – a decade of changes in the reproductive strategies of an invasive catfish, *Pterygoplichthys disjunctivus* (Weber, 1991), in Volusia Blue Spring, Florida. *Aquatic Invasions*, 12(2), 225-239. doi: 10.3391/ai.2017.12.2.10
- Gibbs, M., Futral, T., Mallinger, M., Martin, D. & Ross, M. (2010). Disturbance of the Florida Manatee by an invasive catfish. *Southeastern Naturalist*, 9(4), 635-648.

- Gibbs, M. A., Shields, J. H., Lock, D. W., Talmadge, K. M. & Farrell, T. M. (2008). Reproduction in an invasive exotic catfish *Pterygoplichthys disjunctivus* in Volusia Blue Spring, Florida, U.S.A. *Journal of Fish Biology*, 73, 1562-1572. doi: 10.1111/j.1095-8649.2008.02031.x
- Godwin, J. C., Steen, D. A., Werneke, D. & Armbruster, J. W. (2016). Two significant records of exotic tropical freshwater fishes in Southern Alabama. *Southeastern Naturalist*, 15(4), N57-N60.
- Golani, D. & Snovsky, G. (2013). Occurrence of suckermouth armored catfishes (Siluriformes, Loricariidae, *Pterygoplichthys*) in inland waters of Israel. *BioInvasions Records*, 2(3), 253-256. doi: 10.3391/bir.2013.2.3.13
- Gomes, I. D., Araújo, F. G., do Nascimento, A. A. & Sales, A. (2015). Equilibrium reproductive strategy of the armored catfish *Hypostomus auroguttatus* (Siluriformes, Loricariidae) in a tropical river in Southeastern Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 98, 249-260. doi: 10.1007/s10641-014-0256-5
- Gomes, I. D., Araújo, F. G., Uehara, W. & sales, A. (2011). Reproductive biology of the armoured catfish *Loricariichthys castaneus* (Castelnau, 1855) in Lajes reservoir, southeastern Brazil. *Journal of Applied Ichthyology*, 27, 1322-1331. doi: 10.1111/j.1439-0426.2011.01874.x
- Gómez-González, A. E., Velázquez-Velázquez, E., Calvo, M. J. A. & Maza-Cruz, M. F. (2015). Fishes of the Grijalva River basin of Mexico and Guatemala. *Check List*, 11(5), 1726. doi: 10.15560/11.1726
- Gómez-Márquez, J. L., Peña-Mendoza, B., Salgado-Ugarte, I. H. & Guzmán-Arroyo. (2003). Reproductive aspects of *Oreochromis niloticus* (Perciformes: Cichlidae) at Coatetelco lake, Morelos, Mexico. *Revista de Biología Tropical*, 51(1), 221-228.
- Gomiero, L. M. & Braga, F. M. S. (2007). Reproduction of a fish assemblage in the state of São Paulo, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 67(2), 283-292.
- Gozlan, R. E. (2008). Introduction of non-native freshwater fish: is it all bad?. *Fish and Fisheries*, 9, 106-115.
- Gozlan, R. E., Britton, J. R., Cowx, I. & Copp, G. H. (2010). Current knowledge on non-native freshwater fish introductions. *Journal of Fish Biology*, 76, 751-786. doi: 10.1111/j.1095-8649.2010.02566.x
- Graham, J. B. & Wegner, N. C. (2010). Breathing air in water and in air: the air-breathing fishes. En Nilsson, G. E. (Ed.), *Respiratory physiology of vertebrates: life with and without oxygen* (174-22). Cambridge University Press. xvi + 334 pp.
- Greene, G. & Lee, D. (2009). Chapter 4. Social and economic impacts of the Loricariid catfish in Florida. En Fisher, J. P. (Ed.), *Trinational risk assessment guidelines for aquatic alien invasive species. Test cases for the snakeheads (Channidae) and armored catfishes (Loricariidae) in North America*

- inland waters* (39-49). Montréal, Québec, Canada: Commission for Environmental Cooperation. 98 pp.
- Gu, D. E., Hu, Y. C., Xu, M., Wei, H., Luo, D., Yang, Y. X., Yu, F. D. & Mu, X. D. (2018). Fish invasion in the river systems of Guangdong Province, South China: possible indicators of their success. *Fisheries Management and Ecology*, 25, 44-53. doi: 10.1111/fme.12265
- Gu, D. E., Ma, G. M., Zhu, Y. J., Xu, M., Luo, D., Li, Y. Y., Wei, H., Mu, X. D., Luo, J. R. & Hu, Y. C. (2015). The impacts of invasive Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) on the fisheries in the main rivers of Guangdong Province, China. *Biochemical Systematics and Ecology*, 59, 1-7. doi: 10.1016/j.bse.2015.01.004
- Guerrero III, R. D. (2014). Impacts of introduced freshwater fishes in the Philippines (1905-2013): a review and recommendations. *Philippine Journal of Science*, 143(1), 49-59.
- Guerrero Vallejos, T. (2016). *Propuesta base para la estrategia de manejo y control local del pez diablo en el Refugio Nacional de Vida Silvestre Mixto Caño Negro, Costa Rica*. (Tesis de maestría). Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, Turrialba, Costa Rica. 52 pp.
- Guillén-Sánchez, E. J., Pacheco-Aguilar, R., Lugo-Sánchez, M. E., Scheuren-Acevedo, S. M., Carvallo-Ruiz, M. G., Navarro-García, G. & Ramírez-Suarez, J. C. (2015). Partial characterization of loricariid catfish (*Pterygoplichthys disjunctivus*, Weber, 1991) roe. *Biotechnia*, XVII (3), 15-21.
- Gusakov, V. A., Stolbunov, I. A. & Dien, T. D. (2018). Modern distribution of armored catfishes (Siluriformes: Loricariidae) in Central Vietnam. *Inland Water Biology*, 11(2), 179-183.
- Hammer, Ø. 2014. *PAST: PAleontological Statistics version 3.04*. Reference manual. Natural History Museum, University of Oslo. 224 pp.
- Hanif, M. A., Siddik, M. A. B., Chaklader, M. R., Nahar, A. & Mahmud, S. (2015). Fish diversity in the southern coastal waters of Bangladesh: present status, threats and conservation perspectives. *Croatian Journal of Fisheries*, 73, 148-161. doi: 10.14798/73.4.848
- Härer, A., Torres-Dowdall, J. & Meyer, A. (2016). The imperiled fish fauna in the Nicaragua Canal zone. *Conservation Biology*, 31(1), 86-95. doi: 10.1111/cobi.12768
- Herder, F., Schliewen, U. K., Geiger, M. F., Hadiaty, R. K., Gray, S. M., McKinnon, J. S., Walter, R. P. & Pfaender, J. (2012). Alien invasion in Wallace's Dreamponds: records of the hybridogenic "flowerhorn" cichlid in Lake Matano, with an annotated checklist of fish species introduced to the Malili Lakes system in Sulawesi. *Aquatic Invasions*, 7(4), 521-535. doi: 10.3391/ai.2012.7.4.009
- Hernández Fernández, G. M. & Corea Alvarado, J. T. (2013). *Distribución y abundancia de peces de la familia Loricariidae (Pleco) y su relación con los peces de la familia Cichlidae (Cíclidos) en la Isla de Ometepe, febrero-agosto 2012*. (Tesis de licenciatura). Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua, León de Nicaragua. 99 pp.

- Hernández Portocarrero, A. & Saborido Rey, F. (2008). *Abundancia relativa de los peces en la costa oriental del Lago de Nicaragua* (1° ed.). Managua: MARENA. 117 pp.
- Hernández Santos, M. E. (2008). *Aspectos reproductivos del loricárido Pterygoplichthys pardalis (Castelnau, 1855) en la Laguna de las Ilusiones, Tabasco, México*. (Tesis de licenciatura). Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Villahermosa, Tabasco, México. 64 pp.
- Herrera, D. & Molina, A. (2011). Peces diablo (Teleósteo: Siluriformes: Loricariidae) en la cuenca del río Reventazón, Costa Rica. *Biocenosis*, 25(1-2), 79-86.
- Herrera Solano, D. (2012). Identificación de *Pterygoplichthys* (Siluriformes: Loricariidae) en la cuenca del río Reventazón, Costa Rica. *Repertorio Científico*, 15(1), 1-4.
- Hidalgo-Calderón, C. (1993). Avifauna del Refugio Nacional de Vida Silvestre Caño Negro. *Congreso de Ornitología de Costa Rica. I. Resúmenes San José CR 20-22 de mayo, 1993*, p. 29. San José: CIPA-MNCR-PRMVS-UNA CR.
- Hill, J. E. & Sowards, J. (2015). Successful eradication of the non-native loricariid catfish *Pterygoplichthys disjunctivus* from the Rainbow River, Florida. *Management of Biological Invasions*, 6(3), 311-317. doi: 10.3391/mbi.2015.6.3.11
- Hill, J. M., Jones, R. W., Hill, M. P. & Weyl, O. L. F. (2015). Comparisons of isotopic niche widths of some invasive and indigenous fauna in a South African river. *Freshwater Biology*, 60, 893-902. doi: 10.1111/fwb.12542
- Hood, J. M., Vanni, M. J. & Flecker, A. S. (2005). Nutrient recycling by two phosphorus-rich grazing catfish: the potential for phosphorus-limitation of fish growth. *Oecologia*, 146, 247-257. doi: 10.1007/s00442-005-0202-5
- Hoover, J. J., Killgore, K. J. & Cofrancesco, A. F. (2004). Suckermouth catfishes: threats to aquatic ecosystems of the United States? *Aquatic Nuisance Species Research Program Bulletin*, 4(1), 1-9.
- Hoover, J. J., Murphy, C. E. & Killgore, J. (2014). Ecological impacts of suckermouth catfishes (Loricariidae) in North America: a conceptual model. *Aquatic Nuisance Species Research Program Bulletin*, 14(1), 1-20.
- Hossain, M. A. R. (2014). Habitat and fish diversity: Bangladesh perspective. En Wahab, M. A., Shah, M. S., Hossain, M. A. R., Barman, B. K. & Hoq, M. E. (Eds.), *Advances in Fisheries Research in Bangladesh: I. Proc. of 5th Biennial Fisheries Conference & Research Fair 2012. 18-19 January 2012, Bangladesh Agricultural Research Council, Dhaka* (1-26). Bangladesh Fisheries Research Forum, Dhaka, Bangladesh. 246 pp.
- Hossain, M. Y., Vadas Jr., R. L., Ruiz-Carus, R. & Galib, S. M. (2018). Amazon sailfin catfish *Pterygoplichthys pardalis* (Loricariidae) in Bangladesh: a critical review of its invasive threat to native and endemic aquatic species. *Fishes*, 3, 14. doi: 10.3390/fishes3010014

- Hossain, M. Y., Rahman, M. M., Ahmed, Z. F., Ohtomi, J. & Islam, A. B. M. S. (2008). First record of the South American sailfin catfish *Pterygoplichthys multiradiatus* in Bangladesh. *Journal of Applied Ichthyology*, 24, 718-720. doi: 10.1111/j.1439-0426.2008.01117.x
- Howells, R. G. (2001). *Introduced non-native fishes and shellfishes in Texas waters: an updated list and discussion. Management Data Series, No. 188*. Austin, Texas: Texas Parks and Wildlife Department, Inland Fisheries Division. v + 27 pp.
- Hsien-Tsang, S. & Quintanilla, M. (2008). *Manual sobre "reproducción y cultivo de tilapia"*. El Salvador: CENDEPESCA. 64 pp.
- Hubbs, C., Edwards, R. J. & Garret, G. P. (2008). *An annotated checklist of the freshwater fishes of Texas, with keys to identification of species* (2° ed.). Texas Academy of Science. 87 pp. Recuperado de <<http://www.texasacademyofscience.org>> [17 abril 2017].
- Hubbs, C., Lucier, T., Garrett, G. P., Edwards, R. J., Dean, S. M., Marsh, E. & Belk, D. (1978). Survival and abundance of introduced fishes near San Antonio, Texas. *Texas Journal of Science*, 30(4): 369-376.
- Hubilla, M., Kis, F. & Primavera, J. (2007). Janitor fish *Pterygoplichthys disjunctivus* in the Agusan Marsh: a threat to freshwater biodiversity. *Journal of Environmental Science and Management*, 10(1), 10-23.
- Huete-Pérez, J. A., Ortega-Hegg, M., Urquhart, G. R., Covich, A. P., Vammen, K., Rittmann, B. E., Miranda, J. C., Espinoza-Corriols, S., Acevedo, A., Acosta, M. L., Gómez, J. P., Brett, M. T., Hanemann, M., Härer, A., Incer-Barquero, J., Joyce, F. J., Lauer, J. W., Maes, J. M., Tomson, M. B., Meyer, A., Montenegro-Guillén, S., Whitlow, W. L., Schnoor, J. L. & Alvarez, P. J. J. (2016). Critical uncertainties and gaps in the environmental and social-impact assessment of the proposed interoceanic canal through Nicaragua. *BioScience*, 66(8): 632-645. doi: 10.1093/biosci/biw064
- Hussan, A. (2016). Threats to fish diversity of East Kolkata Wetlands and conservation needs. *Aquaculture Times*, 2(6), 010-015.
- Hussan, A., Choudhury, T. G., Das, A. & Gita, S. (2016). Suckermouth sailfin catfishes: a future threat to aquatic ecosystems of India. *Aquaculture Times*, 2 (6), 020-22.
- Idelberger, C., Stafford, C. J. & Erickson, S. E. (2011). Distribution and abundance of introduced fishes in Florida's Charlotte Harbor Estuary. *Gulf and Caribbean Research*, 23, 13-22.
- Instituto Meteorológico Nacional (IMN). (2017a). Cuenca río Pocosal. En IMN, *Estudio de cuencas hidrográficas de Costa Rica* (272-290). Recuperado de: <http://cglobal.imn.ac.cr/sites/default/files/documentos/publicaciones/EstudioCuencas>
- Instituto Meteorológico Nacional (IMN). (2017b). Cuenca río Frío. En IMN, *Estudio de cuencas hidrográficas de Costa Rica* (291-310). Recuperado de: <http://cglobal.imn.ac.cr/sites/default/files/documentos/publicaciones/EstudioCuencas>

- Instituto Nicaragüense de Pesca y Acuicultura (INPESCA). (2008). *Revisión preliminar para la identificación de la especie de pez exótico reportado recientemente en el Lago Cocibolca de Nicaragua*. Managua, Nicaragua: INPESCA. 9 pp.
- Ishikawa, T. & Tachihara, K. (2014). Introduction history of non-native freshwater fish in Okinawa-jima Island: ornamental aquarium fish pose the greatest risk for future invasions. *Ichthyological Research*, 61, 17-26. doi: 10.1007/s10228-013-0367-6
- Japan Ministry of Environment. (2005). *Alien species recognized to be established in Japan or found in the Japanese wild (as of October 27, 2004)*. Recuperado de <<http://www.env.go.jp/en/nature/as/041110.pdf>> [19 Jan. 2017]
- Jayaneththi, H. B. (2017). Checklist of ichthyofauna of Madampa-Lake sanctuary in Ambalangoda, Southwest Sri Lanka. *Ruhuna Journal of Science*, 8, 55-66. doi: 10.4038/rjs.v8il.26
- Jinadasa, B. K. K., Ariyaratne, D. S. & Ahmad, S. B. N. (2014). Trace metal contaminants in tissue of the Orinoco sailfin catfish *Pterygoplichthys smutiradiatus*, (Hancock, 1828); Sri Lanka. *Nature and Science*, 12(6), 1-4.
- Jones, A. D. (2008). Suckermouth catfish (*Pterygoplichthys pardalis*). *Aliens of Xamayca*, 1(4), 1.
- Jones, R. W., Weyl, O. L. F., Swartz, E. R. & Hill, M. P. (2013). Using a unified invasion framework to characterize Africa's first loricariid catfish invasion. *Biological Invasions*, 15(10), 2139-2145. doi: 10.1007/s10530-013-0438-7
- Juárez-Sánchez, A. D. A. (2017). *Variation in Neotropical river otter (Lontra longicaudis) diet: effects of an invasive prey species*. (Thesis of Master). University of Florida, FL, USA. 64 pp.
- Jumawan, J. C. & Herrera, A. A. (2014). Ovary morphology and reproductive features of the female suckermouth sailfin catfish, *Pterygoplichthys disjunctivus* (Weber 1991) from Marikina River, Philippines. *Asian Fisheries Science*, 27, 75-89.
- Jumawan, J. C. & Herrera, A. A. (2015). Histological and ultrastructural characteristics of the testis of the invasive suckermouth sailfin catfish *Pterygoplichthys disjunctivus* (Siluriformes: loricariidae) from Marikina River, Philippines. *Tissue and Cell*, 47, 17-26. doi: 10.1016/j.tice.2014.10.005
- Jumawan, J. C. & Seronay, R. A. (2017). Length-weight relationships of fishes in eight floodplain lakes of Agusan Marsh, Philippines. *Philippine Journal of Science*, 146(1), 95-99.
- Jumawan, J. C., Herrera, A. A. & Vallejo Jr, B. (2014). Embryonic and larval development of the suckermouth sailfin catfish *Pterygoplichthys pardalis* from Marikina River, Philippines. *EurAsian Journal of BioSciences*, 8, 38-50. doi: 10.5053/ejobios.2014.8.0.4
- Jumawan, J. C., Salunga, T. P. & Catap, E. S. (2010). Lipid peroxidation and patterns of cadmium and lead accumulation in the vital organs of the suckermouth armored catfish *Pterygoplichthys* Gill, 1858

- from Marikina River, Philippines. *Journal of Applied Sciences in Environmental Sanitation*, 5(4), 375-390.
- Jumawan, J. C., Herrera, A. A., Jumawan, J. H. & Vallejo Jr, B. (2016). Size structure and reproductive phenology of the suckermouth sailfin catfish *Pterygoplichthys disjunctivus* (Weber 1991) from Marikina River, Philippines. *Asian Research Publishing Network Journal of Agricultural and Biological Science*, 11(1), 18-23.
- Jumawan, J. C., Vallejo, B. M., Herrera, A. A., Buerano, C. C., Kendrick, I. & Fontanilla, C. (2011). DNA barcodes of the suckermouth sailfin catfish *Pterygoplichthys* (Siluriformes: Loricariidae) in the Marikina River system, Philippines: Molecular perspective of an invasive alien fish species. *Philippine Science Letters*, 4(2), 103-113.
- Karthick, S., Aanand, S. & Jawahar, P. (2017). Record of non-native loricariid catfish, *Pterygoplichthys disjunctivus* (Weber, 1991) (Siluriformes, Loricariidae) in Kadamba tank - Tamiraparani river basin, Tamilnadu, India. *Journal of Experimental Zoology, India*, 20(2), 677-681.
- Karunarathna, D. M. S. S., Amarasinghe, A. A. T. & Ekanayake, E. M. K. B. (2008). Observed predation on a suckermouth catfish (*Hypostomus plecostomus*) by a Water Monitor (*Varanus salvator*) in Bellanwila-Attidiya Sanctuary. *Biawak*, 2(1), 37-39.
- Kasper, C. B., Bastazini, V. A., Salvi, J. & Grillo, H. C. (2008). Trophic ecology and the use of shelters and latrines by Neotropical otter (*Lontra longicaudis*) in the Taquari Valley, Southern Brazil. *Iheringia, Série Zoologia, Porto Alegre*, 98(4), 469-474.
- Keszka, S., Panicz, R. & Tański, A. (2008). First record of the leopard pleco, *Pterygoplichthys gibbiceps* (Actinopterygii, Loricariidae) in the Brda River in the centre of Bydgoszcz (northern Poland). *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 38(2), 135-138. doi: 10.3750/AIP2008.38.2.08
- Knight, J. D. M. (2010a). Addressing the Wallacean Shortfall: an updated checklist of ichthyofauna of Chembarampakam Tank. *Taprobanica*, 02 (01), 25-29.
- Knight, J. D. M. (2010b). Invasive ornamental fish: a potential threat to aquatic biodiversity in peninsular India. *Journal of Threatened Taxa*, 2(2), 700-704.
- Kolding, J. (1993). Population dynamics and life-history styles of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*, in Ferguson's Gulf, Lake Turkana, Kenya. *Environmental Biology of Fishes*, 37, 25-46.
- Komolafe, O. O. & Arawomo, G. A. O. (2007). Reproductive strategy of *Oreochromis niloticus* (Pisces: Cichlidae) in Opa reservoir, Ile-Ife, Nigeria. *Revista de Biología Tropical*, 55(2), 595-602.
- Kramer, D. L., Lindsey, C. C., Moodie, G. E. E. & Stevens, E. D. (1978). The fishes and the aquatic environment of the central Amazon basin, with particular reference to respiratory patterns. *Canadian Journal of Zoology*, 56, 717-729.

- Krishnakumar, K., Raghavan, R., Prasad, G., Bijukumar, A., Sekharan, M., Pereira, B. & Ali, A. (2009). When pets become pests – exotic aquarium fishes and biological invasions in Kerala, India. *Current Science*, 97(4), 474-476.
- Kumar, A. B., Schofield, P. J., Raj, S. & Satheesh, S. (2018). Salinity tolerance of non-native suckermouth armoured catfish (Loricariidae: *Pterygoplichthys* sp.) from Kerala, India. *Management of Biological Invasions*, 9(1), 49-57.
- Lam, J. C. & Su, G. L. S. (2009). Total arsenic and total mercury concentrations of the waters and janitor fishes (*Pterygoplichthys* spp.) in the Marikina River, Philippines. *Journal of Applied Sciences in Environmental Sanitation*, 4(1), 37-42.
- Langoni, A. D. S. (2015). *Biologia comparada alimentar de três loricarídeos (Ostariophysi, Siluriformes) em diferentes riachos da Bacia do Alto Jacuí, Rio Grande do Sul, Brasil*. (Tesis de maestría). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 74 pp.
- Lasso, C. A., Lew, D., Taphorn, D., DoNascimento, C., Lasso-Alcalá, O., Provenzano, F. & Machado-Allison, A. (2004). Biodiversidad ictiológica continental de Venezuela. Parte I. Lista de especies y distribución por cuencas. *Memoria de la Fundación La Salle de Ciencias Naturales*, 159-160, 105-195.
- Leal-Flórez, J., Rueda, M. & Wolff, M. (2008). Role of the non-native fish *Oreochromis niloticus* in the long-term variations of abundance and species composition of the native ichthyofauna in a Caribbean estuary. *Bulletin of Marine Science*, 82(3), 365-380.
- Lefebvre, S. L. (2014). *Is diet correlated with feeding morphology in Neotropical suckermouth armoured catfishes (Siluriformes: Loricariidae)?*. (Tesis de maestría). University of Toronto. 47 pp.
- Levin, B. A., Phuong, P. H. & Pavlov, D. S. (2008). Discovery of the Amazon sailfin catfish *Pterygoplichthys pardalis* (Castelnau, 1855) (Teleostei: Loricariidae) in Vietnam. *Journal of Applied Ichthyology*, 24, 715-717. doi: 10.1111/j.1439-0426.2008.01185.x
- Li, H., Man, G., Chen, W. & Wu, Y. (2009). Pearl River water system alien fish Monogenea research II. Two new Chinese genera —parasitizing the gills of *Hypostomus plecostomus*. *Sichuan Journal of Zoology*, 29, 598-600. [In Chinese with English abstract].
- Liang, S.-H., Chuang, L.-C. & Chang, M.-H. (2006). The pet trade as a source of invasive fish in Taiwan. *Taiwania*, 51(2), 93-98.
- Liang, S.-H., Wu, H.-P. & Shieh, B.-S. (2005). Size structure, reproductive phenology, and sex ratio of an exotic armored catfish (*Liposarcus multiradiatus*) in the Kaoping River of southern Taiwan. *Zoological Studies*, 44(2), 252-259.
- Liénart De Wolf, G.-D. (2010). *Biología reproductiva de la especie exótica invasora Pterygoplichthys pardalis (Siluriformes: Loricariidae) en los humedales de La Libertad (sitio RAMSAR No. 79), Río*

- Usumacinta, Chiapas, México*. (Tesis de maestría). El Colegio de la Frontera Sur, San Cristóbal de las Casas, México. 103 pp.
- Lienart, G.-D. H., Rodiles-Hernández, R. & Capps, K. A. (2013). Nesting burrows and behavior of nonnative catfishes (Siluriformes: Loricariidae) in the Usumacinta-Grijalva watershed, Mexico. *Southwestern Naturalist*, 58(2), 238-243. doi: 10.1894/0038-4909-58.2.238
- Liu, Y., Lin, X.-T., Sun, J., Zhang, P.-F. & Chen, G.-Zhu. (2011). Fish community changes in Huizhou segment of Dongjiang River. *Chinese Journal of Zoology*, 46(2), 1-11.
- López-Fernández, H. & Winemiller, K. O. (2005). Status of *Dionda diaboli* and report of established populations of exotic fish species in lower San Felipe Creek, Val Verde County, Texas. *Southwestern Naturalist*, 50(2), 246-251.
- López-García, K. C., Rodríguez-Santiago, M. A., Amador-del Ángel, L. E., Grano-Maldonado, M. I., Laffón-Leal, S. M. & Santos-Guzmán, S. (2018). The invasive armored suckermouth catfish *Pterygoplichthys pardalis* (Siluriformes: Loricariidae) as part of the diet of the double-crested cormorant *Phalacrocorax auritus* (Phalacrocoracidae) in two tropical regions of Mexico. *Biotempo*, 15(1), 17-21.
- López-Vila, J. M., Valdéz-Moreno, M. E., Schmitter-Soto, J. J., Mendoza-Carranza, M. & Herrera-Pavón, R. L. (2014). Composición y estructura de la ictiofauna del río Hondo, México-Belice, con base en el uso del arpón. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85, 866-874. doi: 10.7550/rmb.35806
- Lorenzo-Márquez, H., Torres-Dosal, A., Barba Macías, E., Ilizaliturri Hernández, C. A., Martínez-Salinas, R. I., Morales López, J. J. & Sánchez Moreno, I. (2016). Estimación de riesgo de exposición a metales pesados por consumo de plecos (*Pterygoplichthys* spp.) en infantes de comunidades ribereñas de los ríos Grijalva y Usumacinta, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 32(2), 153-164. doi: 10.20937/RICA.2016.32.02.02
- Lorion, C. M., Kennedy, B. P. & Braatne, J. H. (2011). Altitudinal gradients in stream fish diversity and the prevalence of diadromy in the Sixaola River basin, Costa Rica. *Environmental Biology of Fishes*, 91, 487-499. doi: 10.1007/s10641-011-9810-6
- Lozano, M. L. & García, M. E. (2014). Peces invasores en el noreste de México. En Mendoza, R. & Koleff, P. (Coords.), *Especies acuáticas invasoras en México* (401-412). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 555 pp.
- Ludlow, M. E. & Walsh, S. J. (1991). Occurrence of a South American armored catfish in the Hillsborough River, Florida. *Florida Scientist*, 54(1), 48-50.
- Lujan, N. K. & Armbruster, J. W. (2012). Morphological and functional diversity of the mandible in suckermouth armored catfishes (Siluriformes: Loricariidae). *Journal of Morphology*, 273, 24-39. doi: 10.1002/jmor.11003

- Lujan, N. K., German, D. P. & Winemiller, K. O. (2011). Do wood-grazing fishes partition their niche?: morphological and isotopic evidence for trophic segregation in Neotropical Loricariidae. *Functional Ecology*, 25, 1327-1338. doi: 10.1111/j.1365-2435.2011.01883.x
- Lujan, N. K., Winemiller, K. O. & Armbruster, J. W. (2012). Trophic diversity in the evolution and community assembly of loricariid catfishes. *BioMed Central Evolutionary Biology*, 12, 124. doi: 10.1186/1471-2148-12-124
- Lujan, N. K., Armbruster, J. W., Lovejoy, N. R. & López-Fernández, H. (2015). Multilocus molecular phylogeny of the suckermouth armored catfishes (Siluriformes: Loricariidae) with a focus on subfamily Hypostominae. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 82, 269-288. doi: 10.1016/j.ympev.2014.08.020
- Lujan, N. K., Cramer, C. A., Covain, R., Fisch-Muller, S. & López-Fernández, H. (2017). Multilocus molecular phylogeny of the ornamental wood-eating catfishes (Siluriformes, Loricariidae, *Panaqolus* and *Panaque*) reveals undescribed diversity and parapatric clades. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 109, 321-336. doi: 10.1016/j.ympev.2016.12.040
- Ma, X., Bangxi, X., Yindong, W. & Mingxue, W. (2003). Intentionally introduced and transferred fishes in China's inland waters. *Asian Fisheries Science*, 16, 279-290.
- Maceda-Veiga, A., Domínguez-Domínguez, O., Escribano-Alacid, J. & Lyons, J. (2016). The aquarium hobby: can sinners become saints in freshwater fish conservation? *Fish and Fisheries*, 17, 860-874. doi: 10.1111/faf.12097
- Maldonado-Ocampo, J. A., Urbano-Bonilla, A., Preciado, J. V. & Bogotá-Gregory, J. D. (2013). Peces de la cuenca del río Pauto, Orinoquia colombiana. *Biota Colombiana*, 14(2), 114-137.
- Marambe, B., Amarasinghe, L. & Gamage, G. (2003). Sri Lanka. En Pallewatta, N., Reaser, J. K. & Gutierrez, A. T. (Eds.), *Invasive alien species in South-Southeast Asia: national reports & directory of resources* (91-103). Cape Town, South Africa: Global Invasive Species Programme. 111 pp.
- Marambe, B., Silva, P., Ranwala, S., Gunawardena, J., Weerakoon, D., Wijesundara, S., Manawadu, L., Atapattu, N. & Kurukulasuriya, M. (2011). Invasive alien fauna in Sri Lanka: national list, impacts and regulatory framework. En Veitch, C. R., Clout, M. N. & Towns, D. R. (Eds.), *Island invasives: eradication and management* (445-450). Gland, Switzerland: IUCN. xii + 542 pp.
- Marenco, Y. (2010). El pez diablo: una especie exótica invasora. *Biocenosis*, 23(2), 16-19.
- Marr, S. M., Ellender, B. R., Woodford, D. J., Alexander, M. E., Wasserman, R. J., Ivey, P., Zengeya, T. & Weyl, O. L. F. (2017). Evaluating invasions risk for freshwater fishes in South Africa. *Bothalia*, 47(2), a2177. doi: 10.4102/abc.v47i2.2177
- Martínez, F. A. (2014). Colonización de la laguna de Chiricahueto (Sinaloa, México) por la especie invasora *Pterygoplichthys* spp. En Pfeng, A. M. L., Quijón, P. A. & Recagno, E. M. P. (Eds.), *Especies*

- invasoras acuáticas: casos de estudio en ecosistemas de México* (273-291). México, D. F.: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 645 pp.
- Martínez, M. (18 de noviembre de 2007). Capturan raro pez en Cocibolca. *La Prensa: El Diario de los Nicaragüenses*. Edición 24717.
- Martínez Palacios, C. A., Ross, L. G., Sánchez, F. A., Mendoza, A. C., Pardo, E. D., Madrigal, J. F., Hernandez, A. G., Aguilar, R. P., Ramírez-Suarez, J. C., Durán, M. G. R., Jasso, R. R., Cuevas, E. M. T., Razo, G. S., Shimada, A., Chinchillas, A. S., González, E. A., Castrillón, M. T. V. & Leyva, E. G. (2010). Peces amazónicos invaden las aguas continentales de México y Guatemala en forma alarmante. *El Salvador Ciencia & Tecnología*, 15(20), 25-32.
- Marx, K. K., Vaitheeswaran, T., Chidambaram, P., Sankararam, S. & Karthiga, P. (2013). Length weight relationship of Nile tilapia of *Oreochromis niloticus niloticus* (Linnaeus, 1758) (Family : Cichlidae). *Indian Journal of Veterinary & Animal Sciences Research*, 43(1), 33-39.
- Matamoros, W. A. (2010). *Patterns of diversity, zoogeography, and ecological gradients in Honduran freshwater fishes*. (Tesis de doctorado). The University of Southern Mississippi, USA. 131 pp.
- Matamoros, W. A., Schaefer, J. F. & Kreiser, B. R. (2009). Annotated checklist of the freshwater fishes of continental and insular Honduras. *Zootaxa*, 2307, 1-38.
- Matamoros, W. A., McMahan, C. D., Mejía, C. R., House, P. H., Armbruster, J. W. & Chakrabarty, P. (2016). First record of the non-native suckermouth armored catfish *Hypostomus* cf. *niceforoi* (Fowler 1943) (Siluriformes: Loricariidae) from Central America. *Occasional Papers of the Museum of Natural Science Louisiana State University*, No. 87, 1-12.
- Matlock, G. C. (2014). Temporal trends in non-native fishes established in the continental United States. *Management of Biological Invasions*, 5(4), 349-355. doi: 10.3391/mbi.2014.5.4.05
- Matute Irías, L. (2016). *Análisis de situación de las comunidades del Humedal de Sierpe, Cantón de Osa, Costa Rica como insumo para la toma de decisiones sobre aprovechamiento y control de la tilapia silvestre introducida*. (Tesis de maestría). Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, Turrialba, Costa Rica. 80 pp.
- Mayor-Victoria, R. & Botero-Botero, A. (2010). Dieta de la nutria neotropical *Lontra longicaudis* (Carnívora, Mustelidae) en el río Roble, Alto Cauca, Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 15(1), 237-244.
- Mazzoni, R. & Caramaschi, E. P. (1995). Size structure, sex ratio and onset of sexual maturity of two species of *Hypostomus*. *Journal of Fish Biology*, 47(5), 841-849.
- Mazzoni, R. & Caramaschi, E. P. (1997). Observations on the reproductive biology of female *Hypostomus luetkeni* Lacépède 1803. *Ecology of Freshwater Fish*, 6, 53-56.

- Mazzoni, R., da Silva, R. C. & Pinto, M. P. (2015). Invasion and colonisation of a tropical stream by an exotic Loricariid fish: índices of gradual displacement of the native common pleco (*Hypostomus punctatus*) by the red fin dwarf pleco (*Parotocinclus maculicauda*) over fifteen years. *Plos One*, 10(10), e0139968. doi: 10.1371/journal.pone.0139968
- Mazzoni, R., Rezende, C. F. & Manna, L. R. (2010). Feeding ecology of *Hypostomus punctatus* Valenciennes, 1840 (Osteichthyes, Loricariidae) in a costal stream from Southeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 70(3), 569-574.
- McCrary, J. K., Montenegro-Guillén, S., Salvatierra, T. & Geiger, M. F. (2014). Dos registros nuevos de peces en aguas continentales de Nicaragua. *Estudios Ambientales*, 1, 88-92.
- McCrary, J. K., Murphy, B. R., Stauffer Jr., J. R. & Hendrix, S. S. (2007). Tilapia (Teleostei: Cichlidae) status in Nicaraguan natural waters. *Environmental Biology of Fishes*, 78, 107-114. doi: 10.1007/s10641-006-9080-x
- McCrary, J. K., van den Berghe, E. P., McKaye, K. R. & López Pérez, L. J. (2001). El cultivo de tilapias: una amenaza a las especies ícticas nativas en Nicaragua. *Encuentro*, No. 58, 9-19.
- McCrary, J. K., Ryan, J. D., Stauffer, J. R., Pérez, L. J. L., Vega, G. I., van den Berghe, E. P. & McKaye, K. R. (1998). Tilapia Africana en el Lago de Nicaragua: ecosistema en transición. *Encuentro*, No. 46, 46-53.
- McKaye, K. R., Ryan, J. D., Stauffer Jr., J. R., Lopez Perez, L. J., Vega, G. I. & van den Berghe, E. P. (1995). African Tilapia in Lake Nicaragua: Ecosystem in transition. *BioScience*, 45(6), 406-411.
- McMahan, C. D., Matamoros, W. A., Calderón, F. S. Á., Henríquez, W. Y., Recinos, H. M., Chakrabarty, P., Barraza, E. & Herrera, N. (2013). Checklist of the inland fishes of El Salvador. *Zootaxa*, 3608(6), 440-456. doi 10.11646/zootaxa.3608.6.2
- Medeiros, F. D. & Pompiani, P. G. (2009). Aspectos da biologia populacional e reprodutiva de *Hypostomus* aff. *cordobae* e *Hypostomus* sp1 (Loricariidae, Hypostominae), capturados a montante da cachoeira Aquarius, Rio Correntes, MS. *Anais do 7º Enic*, 1, 15 pp.
- Meek, S. E. (1914). An annotated list of fishes known to occur in the fresh-waters of Costa Rica. *Zoological Series (Field Museum of Natural History)*, X, 101-134.
- Meena, M., Sundaramanickam, A. & Kumar, T. T. A. (2016). Occurrence of a *Pterygoplichthys disjunctivus* (Weber, 1991) population in Cauvery River system, Tamil Nadu, south India. *International Journal of Fisheries and Aquaculture*, 8(6), 62-66. doi: 10.5897/IJFA2015.0526
- Mejía-Mojica, H., Contreras-MacBeath, T. & Ruiz-Campos, G. (2015). Relationship between environmental and geographic factors and the distribution of exotic fishes in tributaries of the balsas river basin, Mexico. *Environmental Biology of Fishes*, 98(2), 611-621. doi: 10.1007/s10641-014-0298-8

- Mejía-Mojica, H., Rodríguez-Romero, F. J. & Díaz-Pardo, E. (2012). Recurrencia histórica de peces invasores en la Reserva de la Biósfera Sierra de Huautla, México. *Revista de Biología Tropical*, 60(2), 669-681.
- Melo Martínez, S. E. (2012). *Análisis de datos longitudinales y multivariantes mediante distancias con modelos lineales generalizados*. (Tesis de doctorado). Universidad de Barcelona, Barcelona, España. 167 pp.
- Mendoza, R., Luna, S. & Aguilera, C. (2015). Risk assessment of the ornamental fish trade in Mexico: analysis of freshwater species and effectiveness of the FISK (*Fish Invasiveness Screening Kit*). *Biological Invasions*, 17, 3491-3502. doi: 10.1007/s10530-015-0973-5
- Mendoza, R., Contreras, S., Ramírez, C., Koleff, P., Álvarez, P. & Aguilar, V. (2007). Los peces diablo: especies invasoras de alto impacto. CONABIO. *Biodiversitas*, 70, 1-5.
- Mendoza, R., Escalera, C., Contreras, S., Koleff, P., Ramírez, C., Álvarez, P., Arroyo, M. & Orbe-Mendoza, A. (2009). Chapter 5. Invasion of the armored catfish in the Infiernillo reservoir, Michoacán-Guerrero, Mexico, socio-economic impacts analysis: a tale of two invaders. En Fisher, J. P. (Ed.), *Trinational risk assessment guidelines for aquatic alien invasive species. Test cases for the snakeheads (Channidae) and armored catfishes (Loricariidae) in North America inland waters* (51-59). Montréal, Québec, Canada: Commission for Environmental Cooperation. 98 pp.
- Mendoza-Alfaro, R. E., Koleff-Osorio, P., Ramírez-Martínez, C., Álvarez-Torres, P., Arroyo-Damián, M., Escalera-Gallardo, C. & Orbe-Mendoza, A. (2011). La evaluación de riesgos por especies acuáticas exóticas invasoras: una visión compartida para Norteamérica. *Ciencia Pesquera*, 19(2), 65-75.
- Mendoza-Carranza, M., Hoeinghaus, D. J., Garcia, A. M. & Romero-Rodriguez, Á. (2010). Aquatic food webs in mangrove and seagrass habitats of Centla Wetland, a Biosphere Reserve in Southeastern Mexico. *Neotropical Ichthyology*, 8(1), 171-178.
- Mendoza-Franco, E. F., Caspeta-Mandujano, J. M. & Osorio, M. T. (2018). Ecto- and endo-parasitic monogeneans (Platyhelminthes) on cultured freshwater exotic fish species in the state of Morelos, South-Central Mexico. *ZooKeys*, 776, 1-12. doi: 10.3897/zookeys.776.26149
- Mesa-Salazar, L. M. (2007). *Hypostomus niceforoi* (Fowler, 1943). En Sanabria-Ochoa, A. I., Victoria-Daza, P. & Beltrán, I. C. (Eds.), *Peces de la Amazonía con énfasis en especies de interés ornamental* (p. 228). Bogotá, D. C.: Instituto Colombiano de Desarrollo Rural (INCODER) – Universidad Nacional de Colombia – Instituto amazónico de Investigaciones Científicas (SINCHI). 490 pp.
- Meza Vargas, S. V. (2014). *Ictiofauna y estado de conservación de los hábitats acuáticos entre Aucayacu y Tocache: cuenca del Río Huallaga (Huánuco – San Martín)*. (Tesis). Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Lima, Perú. 130 pp.

- Miller, R. R. (1966). Geographical distribution of Central American freshwater fishes. *Copeia*, 1966(4), 773-802.
- Mogalekar, H. S., Jawahar, P., Srinivasan, A., Marx, K. K., Sujathkumar, N. V., Canciyal, J. & Sudhan, C. (2017). Discovery of the Amazon sailfin catfish *Pterygoplichthys pardalis* (Castelnau, 1855) (Teleostei: Loricariidae) from Manimuthar dam, Tamiraparani, River system, India. *Journal of Entomology and Zoology Studies*, 5(4), 1229-1231.
- Mohammed, R. S., Ramjohn, C., Lucas, F. & Rostant, W. G. (2010). Additional observations on the distribution of some freshwater fish of Trinidad and the record of an exotic. *Living World, Journal of The Trinidad and Tobago Field Naturalists' Club*, 2010, 43-53.
- Mohanty, B. P., Ganguly, S., Mahanty, A., Mitra, T., Mahaver, L., Bhowmick, S., Paul, S. K. & Das, B. K. (2017). Nutritional composition of the invasive *Pterygoplichthys disjunctivus* from East Kolkata Wetland, India. *Journal of the Inland Fisheries Society of India*, 49(2), 48-54.
- Molina, A., Herrera, D. & Rodríguez, L. M. (2010). Informe de peces diablo (Siluriformes:Loricariidae) en la cuenca del río Reventazón, Costa Rica. *Brenesia*, 73-74, 135-136.
- Molina, J. P., Madi, R. R., Solferini, V. N., Ceccarelli, P. S., Pinheiro, H. P. & Ueta, M. T. (2016). Trypanosomatids (Protozoa: Kinetoplastida) in three species of armored catfish from Mogi-Guaçu river, Pirassununga, São Paulo, Brazil. *Brazilian Journal of Veterinary Parasitology, Jaboticabal*, 25(2), 131-141. doi: 10.1590/S1984-29612016027
- Molur, S., Smith, K. G., Daniel, B. A. & Darwall, W. R. T. (Compilers). (2011). *The status and distribution of freshwater biodiversity in the Western Ghats, India*. Cambridge, UK and Gland, Switzerland: IUCN, and Coimbatore, India: Zoo Outreach Organization. 116 pp.
- Monares-Gallardo, I., Ceja-Torres, L. F., Escalera-Gallardo, C., Vázquez-Gálvez, G. & Ochoa-Estrada, S. (2012). Tamaño de partícula y tiempo de aplicación pre-siembra de harina de pescado (*Plecostomus* spp.) en producción de calabacita. *Terra Latinoamericana*, 30(2), 147-155.
- Montes de Oca, J. & Siles, J. (2006). *Los humedales transfronterizos de Nicaragua y Costa Rica: documento informativo*. San José, Costa Rica: UICN, Oficina Regional para Mesoamérica. 32 pp.
- Mood, M. & Rassouli, M. (2016). Monogenean infestations of arowana (*Osteoglossum bicirrhosum*) and cat fish (*Hypostomus plecostomus*). *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, 15(2), 606-612.
- Moody, K. N., Gagne, R. B., Heim-Ballew, H., Alda, F., Hain, E. F., Lisi, P. J., Walter, R. P., Higashi, G. R., Hogan, J. D., McIntyre, P. B., Gilliam, J. F. & Blum, M. J. (2017). Invasion hotspots and ecological saturation of streams across the Hawaiian archipelago. *Cybiuim*, 41(2), 127-156.
- Mora, J. M. (1989). Eco-behavioral aspects of two communally nesting iguanines and the structure of their shared nesting burrows. *Herpetologica*, 45(3), 293-298.

- Mora, M., Cabrera, J. & Galeano, G. (1997). Reproducción y alimentación del gaspar *Atractosteus tropicus* (Pisces: Lepisosteidae) en el Refugio Nacional de Vida Silvestre Caño Negro, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 45(2), 861-866.
- Morales Méndez, J. A., Vidal Fócil, A. B. & Pérez Sánchez, B. (2014). El aprovechamiento de potencialidades locales: la creación de una microempresa procesadora de pez diablo (*Hypostomus Plecostomus*) en Jalpa de Méndez, Tabasco, México. *Revista Internacional de Economía y Gestión de las Organizaciones*, 3(2), 35-44.
- Mortuza, M. G. & Al-Misned, F. A. (2013). Length-weight relationships, condition factor and sex-ratio of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* in Wadi Hanifah, Riyadh, Saudi Arabia. *World Journal of Zoology*, 8(1), 106-109. doi: 10.5829/idosi.wjz.2013.8.1.7247
- Muralidharan, M., Manikandan, K. & Gobi, M. (2015). Extended distribution of the invasive Sucker catfish *Pterygoplichthys pardalis* (Pisces: Loricariidae) to Cauvery river system of Peninsular India. *International Journal of Aquatic Biology*, 3(1), 14-18.
- Muralidharan, M. (2017). Do alien species matter? Impacts of invasions in Indian freshwater system and challenges in management. *International Journal of Aquatic Biology*, 5(2), 114-127.
- Nam, L. H. & Duc, P. A. (2018). Mapping of aquatic invasive animals in Ca Mau Province. *GeoScience Engineering*, LXIV(2), 22-25.
- Naranjo Elizondo, B. (2016). *Ecología trófica de la trucha arcoíris Oncorhynchus mykiss (Salmonidae) en el Río Savegre, San Gerardo de Dota, Costa Rica*. Universidad de Costa Rica, San Pedro de Montes de Oca, San José, Costa Rica. 75 pp.
- Ng, H. H. & Tan, H. H. (2010). An annotated checklist of the non-native freshwater fish species in the reservoirs of Singapore. *Cosmos*, 6(1), 95-116. doi: 10.1142/S0219607710000504
- Nico, L. G. (2010). Nocturnal and diurnal activity of armored suckermouth catfish (Loricariidae: *Pterygoplichthys*) associated with wintering Florida manatees (*Trichechus manatus latirostris*). *Neotropical Ichthyology*, 8(4), 893-898.
- Nico, L. G. & Martin, R. T. (2001). The South American suckermouth armored catfish, *Pterygoplichthys anisitsi* (Pisces: Loricariidae) in Texas, with comments on foreign fish introductions in the American Southwest. *Southwestern Naturalist*, 46, 98-104.
- Nico, L. G. & Walsh, S. J. (2011). Non-indigenous freshwater fishes on tropical Pacific islands: a review of eradication efforts. En Veitch, C. R., Clout, M. N. & Towns, D. R. (Eds.), *Island invasives: eradication and management* (97-107). Gland, Switzerland: IUCN. 542 pp.
- Nico, L. G., Jelks, H. L. & Tuten, T. (2009a). Non-native suckermouth armored catfishes in Florida: description of nest burrows and burrow colonies with assessment of shoreline conditions. *Aquatic Nuisance Species Research Program Bulletin*, 9(1), 1-30.

- Nico, L. G., Loftus, W. F. & Reid, J. P. (2009b). Interactions between non-native armored suckermouth catfish (Loricariidae: *Pterygoplichthys*) and native Florida manatee (*Trichechus manatus latirostris*) in artesian springs. *Aquatic Invasions*, 4(3), 511-519. doi: 10.3391/ai.2009.4.3.13
- Nico, L. G., Butt, P. L., Johnston, G. R., Jelks, H. L., Kail, M. & Walsh, S. J. (2012). Discovery of South American suckermouth armored catfishes (Loricariidae, *Pterygoplichthys* spp.) in the Santa Fe River drainage, Suwannee River basin, USA. *BioInvasions Records*, 1(3), 179-200. doi: 10.3391/bir.2012.1.3.04
- Nitta, M. & Nagasawa, K. (2013). First Japanese record of *Heteropriapulus heterotylus* (Monogenea: Dactylogyridae), from the alien catfish *Pterygoplichthys disjunctivus* (Siluriformes: Loricariidae) in Okinawa. *Species Diversity*, 18, 281-284. doi: 10.12782/sd.18.2.281
- Nitta, M. & Nagasawa, K. (2016). Four alien monogeneans, including *Trinigyryrus peregrinus* n. sp., parasitic on the invasive armored catfish *Pterygoplichthys disjunctivus* (Siluriformes: Loricariidae) from Okinawa-jima Island, Okinawa Prefecture, Japan. *Species Diversity*, 21, 95-104. doi: 10.12782/sd.21.2.095
- Njiru, M., Ojuok, J., Getabu, A., Jembe, T., Owili, M. & Ngugi, C. (2008). Increasing dominance of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* (L) in Lake Victoria, Kenya: Consequences for the Nile perch *Lates niloticus* (L) fishery. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 11(1), 1-8. doi: 10.1080/14634980701878090
- Nobile, A. B., Lima, F. P., Freitas-Souza, D., Queiroz, J., Garcia, D. A. Z., Orsi, M. L. & Vidotto-Magnoni, A. P. (2018). Distribution of non-native suckermouth armoured catfish *Pterygoplichthys ambrosettii* in the upper Paraná River basin, Brazil. *Journal of Fish Biology*, 92, 1198-1206. doi: 10.1111/jfb.13561
- Nomura, H. (1988). Caracteres merísticos e biologia do cascudo, *Hypostomus fluviatilis* (Schubart, 1964) (Osteichthyes, Loricariidae) do Rio Mogi-Guacu, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 5(1), 75-88.
- Norris, A. E. (2017). *A mesocosm study of the impact of invasive armored catfish (Pterygoplichthys sp.) on endangered Texas wild rice (Zizania texana) in the San Marcos River*. (Tesis de maestría). The University of Houston-Clear Lake. 73 pp.
- Novaes, J. L. C. & Carvalho, E. D. (2012). Reproduction, food dynamics and exploitation level of *Oreochromis niloticus* (Peciformes: Cichlidae) from artisanal fisheries in Barra Bonita Reservoir, Brazil. *Revista de Biología Tropical*, 60(2), 721-734.
- Núñez, J. & Duponchelle, F. (2008). Towards a universal scale to assess sexual maturation and related life history traits in oviparous teleost fishes. *Fish Physiology and Biochemistry*, 35(1), 167-180. doi: 10.1007/s10695-008-9241-2

- Ogutu-Ohwayo, R. (1990). The decline of the native fishes of lakes Victoria and Kyoga (East Africa) and the impact of introduced species, especially the Nile perch, *Lates niloticus*, and the Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*. *Environmental Biology of Fishes*, 27, 81-96.
- Okolodkov, Y. B., Bastida-Zavala, R., Ibáñez, A. L., Chapman, J. W., Suárez-Morales, E., Pedroche, F. & Gutiérrez-Mendieta, F. J. (2007). Especies acuáticas no indígenas en México. *Ciencia y Mar*, XI(32), 29-67.
- Orfinger, A. B. & Goodding, D. D. (2018). The global invasion of the suckermouth armored catfish genus *Pterygoplichthys* (Siluriformes: Loricariidae): annotated list of species, distributional summary, and assessment of impacts. *Zoological Studies*, 57, 7. doi: 10.6620/ZS.2018.57-07
- Ornelas, S., Gutiérrez, E., Juárez, A., Garcidueñas, R., Espinoza, J. L., Perea, M., Flores, J. P. & Salas, G. (2011). Use of silage acid devil fish (*Pterygoplichthys* spp.) as protein supplement in finishing beef cattle. *Journal of Agricultural Science and Technology A*, 1, 1280-1283.
- Oro, G. & Cabrera, J. (1993). La tilapia *Oreochromis niloticus* (Pisces: Cichlidae) en el Caribe norte de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 41(3), 920-921.
- Ospina Posada, V. (2017). *Distribución, uso del hábitat y dieta de la nutria neotropical Lontra longicaudis en la cuenca baja del Río La Vieja, Alto Cauca, Colombia*. (Tesis de licenciatura). Universidad del Quindío, Armenia- Quindío, Colombia. 62 pp.
- Otieno, O. N., Kitaka, N. & Njiru, J. M. (2014). Length-weight relationship, condition factor, length at first maturity and sex ratio of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* in Lake Naivasha, Kenya. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, 2(2), 67-72.
- Owsley, C. M., Neleigh, C. E., Vaughan, M. L., Castiglione, J. D. & Distel, C. A. (2017). Preliminary report: Exotic armored catfish may reduce survival and growth of native amphibians. *BIOS*, 88(2), 86-91. doi: 10.1893/BIOS-D-16-00005.1
- Özdilek, S. Y. (2007). Possible threat for Middle East inland water: an exotic and invasive species, *Pterygoplichthys disjunctivus* (Weber, 1991) in Asi River, Turkey (Pisces: Loricariidae). *Ege University Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 24(3-4), 303-306.
- Page, L. M. (1994). Identification of sailfin catfishes introduced to Florida. *Florida Scientist*, 57(4), 171-172.
- Page, L. M. & Robins, R. H. (2006). Identification of sailfin catfishes (Teleostei: Loricariidae) in southeastern Asia. *Raffles Bulletin of Zoology*, 54(2), 455-457.
- Panase, P., Uppapong, S., Tuncharoen, S., Tanitson, J., Soontornprasit, K. & Intawicha, P. (2018). Partial replacement of commercial fish meal with Amazon sailfin catfish *Pterygoplichthys pardalis* meal in diets for juvenile Mekong giant catfish *Pangasionodon gigas*. *Aquaculture Reports*, 12, 25-29. doi: 10.1016/j.aqrep.2018.08.005

- Panikkar, P., Jagadeesh, T. D., Rao, D. S. K., Sarkar, U. K. & Naskar, M. (2015). First record of non-native loricariid catfish, *Pterygoplichthys disjunctivus* (Weber, 1991) (Siluriformes, Loricariidae) in Cauvery River of peninsular India. *The Bioscan*, 10(4), 1659-1663.
- Pascual Sala, J. (2005). *Estudio de la biología y ecología del camarón de río Macrobrachium carcinus en el Departamento de Río San Juan, SE Nicaragua*. Proyecto Camarón: ACRA-FAITAN. Managua: Gobierno de Nicaragua, Ministerio del Ambiente y los Recursos Naturales. 80 pp.
- Peña-Mendoza, B., Gómez-Márquez, J. L. & García-Alberto, G. (2011). Ciclo reproductor e histología de las gónadas de tilapia *Oreochromis niloticus* (Perciformes: Cichlidae). *Ciencia Pesquera*, 19(2), 23-36.
- Peña-Mendoza, B., Gómez-Márquez, J. L., Salgado-Ugarte, I. H. & Ramírez-Noguera, D. (2005). Reproductive biology of *Oreochromis niloticus* (Perciformes: Cichlidae) at Emiliano Zapata dam, Morelos, Mexico. *Revista de Biología Tropical*, 53(3-4), 515-522.
- Perdices, A., Bermingham, E., Montilla, A. & Doadrio, I. (2002). Evolutionary history of the genus *Rhamdia* (Teleostei: Pimelodidae) in Central America. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 25, 172-189.
- Perdikaris, C., Koutsikos, N., Vardakas, L., Kommatas, D., Simonović, P., Paschos, I., Detsis, V., Vilizzi, L. & Copp, G. H. (2016). Risk screening of non-native, translocated and traded aquarium freshwater fishes in Greece using Fish Invasiveness Screening Kit. *Fisheries Management and Ecology*, 23(1), 32-43. doi: 10.1111/fme.12149
- Pérez, L. C., Álvarez, M. R., Mojica, Á., Dix, M. & Dix, M. (2005). *La ictiofauna del Refugio de Vida Silvestre Bocas del Polochic y la cuenca del lago de Izabal: composición, distribución y ecología*. UNESCO - Universidad del Valle de Guatemala. 297 pp. Recuperado de <www.unesco.org/mab/doc/mys/2005/guatemala.pdf> [05 dic 2015].
- Perkin, J. S. & Bonner, T. H. (2011). Long-term changes in flow regime and fish assemblage composition in the Guadalupe and San Marcos Rivers of Texas. *River Research and Applications*, 27, 566-579. doi: 10.1002/rra.1373
- Perna, S. A. & Fernandes, M. N. (1996). Gill morphometry of the facultative air-breathing loricariid fish, *Hypostomus plecostomus* (Walbaum) with special emphasis on aquatic respiration. *Fish Physiology and Biochemistry*, 15(3), 213-220.
- Pessoa, E. K. R., de Lima, L. T. B., Chellappa, N. T., de Souza, A. A. & Chellappa, S. (2013). Aspectos alimentares e reprodutivos do cascudo, *Hypostomus puarum* (Starks, 1913) (Osteichthyes: Loricariidae) no açude Marechal Dutra, Rio Grande do Norte, Brasil. *Biota Amazonia. Macapá*, 3(3), 45-53. doi: 10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v3n3p45-53
- Peterson, M. S., Slack, W. T., Brown-Peterson, N. J. & McDonald, J. L. (2004). Reproduction in nonnative environments: establishment of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*, in coastal Mississippi watersheds. *Copeia*, 2004(4), 842-849.

- Peterson, M. S., Slack, W. T., Waggy, G. L., Finley, J., Woodley, C. M. & Partyka, M. L. (2006). Foraging in non-native environments: comparison of Nile Tilapia and three co-occurring native centrarchids in invaded coastal Mississippi watersheds. *Environmental Biology of Fishes*, 76, 283-301. doi: 10.1007/s10641-006-9033-4
- Piazzini, S., Lori, E., Favilli, L., Cianfanelli, S., Vanni, S. & Manganelli, G. (2010). A tropical fish community in thermal waters of southern Tuscany. *Biological Invasions*, 12, 2959-2965. doi: 10.1007/s10530-010-9695-x
- Pinen, F. M., Pulungan, C. P. & Efizon, D. (2016). Reproductive biology of *Pteygoplichthys pardalis* in the Air Hitam River Payung Sekaki District, Riau Province. *Jurnal Online Mahasiswa*, 3(1), 1-14.
- Pino-del-Carpio, A., Miranda, R. & Puig, J. (2010). Non-native freshwater fish management in Biosphere Reserves. *Management of Biological Invasions*, 1, 13-33.
- Pizarro, J. F. & Rojas, J. R. (1993). Presencia de tilapia, *Oreochromis* (Pisces: Cichlidae) en la desembocadura del Río Bebedero, Golfo de Nicoya, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 41(3), 921-924.
- Podkowa, D. & Goniakowska-Witalińska, L. (2003). Morphology of the air-breathing stomach of the catfish *Hypostomus plecostomus*. *Journal of Morphology*, 257, 147-163. doi: 10.1002/jmor.10102
- Ponce de León, J. L. & Rodríguez, R. (2013). Segregación espacial en la comunidad de peces de agua dulce en un arroyo intermitente de Cuba. *Revista Cubana de Ciencias Biológicas*, 2(2).
- Ponton, D. & Mérona, B. (1998). Fish life-history tactics in a neotropical river with a highly stochastic hydrological regime: the Sinnamary River, French Guiana, South America. *Polskie Archiwum Hydrobiologii*, 45(2), 201-224.
- Pound, K. L., Nowlin, W. H., Huffman, D. G. & Bonner, T. H. (2011). Trophic ecology of a nonnative population of suckermouth catfish (*Hypostomus plecostomus*) in a central Texas spring-fed stream. *Environmental Biology of Fishes*, 90(3), 277-285. doi: 10.1007/s10641-010-9741-7
- Power, M. E. (1984a). Habitat quality and the distribution of algae-grazing catfish in a Panamanian stream. *Journal of Animal Ecology*, 53(2), 357-374.
- Power, M. E. (1984b). Depth distributions of armored catfish: predator-induced resource avoidance? *Ecology*, 65(2), 523-528.
- Power, M. E. (2003). Life cycles, limiting factors, and behavioral ecology of four Loricariid catfishes in a Panamanian stream. En Arratia, G., Kapoor, B. G., Chardon, M. & Diogo, R. (Eds.), *Catfishes. Volume 2* (581-600). Science Publishers. 812 pp.
- Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) & Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC). (2014-2019). *Conservación, uso sostenible de la biodiversidad y mantenimiento de los*

- servicios de los ecosistemas de humedales protegidos de importancia internacional (Proyecto Humedales)*. 14 pp.
- Proyecto Humedales. (2015). *Humedales de importancia internacional de Costa Rica*. Heredia, Costa Rica: SINAC/ PNUD. 70 pp.
- Proyecto Humedales de SINAC-PNUD-GEF. (2018). *Ecosistemas vegetales del complejo de humedales de Caño Negro, Los Chiles, Costa Rica*. Turrialba, CR: SINAC/PNUD. 48 pp.
- Pullin, R. S. V., Palomares, M. L., Casal, C. V., Day, M. M. & Pauly, D. (1997). Environmental impacts of tilapias. En Fitzsimmons, K. (Ed.), *Tilapia aquaculture - Proceedings from the fourth international symposium on Tilapia in aquaculture*. Vol. 2 (554-570). Northeast Regional Agricultural Engineering Service Cooperative Extension, Ithaca, New York.
- Qoyyimah, F. D., Elfidasari, D. & Fahmi, M. R. (2016). Identifikasi ikan sapu-sapu (Loricariidae) berdasarkan karakter pola abdomendi perairan Ciliwung. *Jurnal Biologi*, 20(1), 40-43.
- Quilang, J. P. & Yu, S. C. S. (2015). DNA barcoding of commercially important catfishes in the Philippines. *Mitochondrial DNA*, 26(3), 435-444. doi: 10.3109/19401736.2013.855897
- Ramanujam, M. E., Devi, K. R. & Indra, T. J. (2014). Ichthyofaunal diversity of the Adyar Wetland Complex, Chennai, Tamil Nadu, southern India. *Journal of Threatened Taxa*, 6(4), 5613-5635. doi: 10.11609/JoTT.o2905.5613-35
- Ramírez Granados, P. (2013). Determinación de la recarga acuífera potencial mediante un sistema de información geográfica para la cuenca del río Frío, Costa Rica. *Revista Geográfica de América Central*, N° 51, 15-35.
- Ramírez Suárez, J. C., Martínez-Palacios, C. A., Aguilar, R. P., Ross, L. G., Sánchez, F. A., Mendoza, A. C., Pardo, E. D., Madrigal, J. F., Hernandez, A. G., Durán, M. G. R., Jasso, R. R., Cuevas, E. M. T., Razo, G. S., Shimada, A., Castrillón, M. T. V., Chinchillas, A. S. & González, E. A. (2012). Bagres invasores ¿amenaza u oportunidad? *Infopesca Internacional*, N° 50, 25-28.
- Rao, K. R. & Sunchu, V. (2017). A report on *Pterygoplichthys pardalis* Amazon sailfin suckermouth catfishes in freshwater tanks at Telangana state, India. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, 5(2), 249-254.
- Rashid, Z. A., Asmuni, M. & Amal, M. N. A. (2015). Fish diversity of Tembeling and Pahang rivers, Pahang, Malaysia. *Check List*, 11(5), 1753. doi: 10.15560/11.5.1753
- Rathnayake, G. G. N., Wathsala, R. H. G. R., Fernando, A. P. S., Sundarabarathy, T. V. & Dissanayake, D. S. B. (2014). Feeding behaviour of tank cleaner (*Hypostomus plecostomus*) and its impact on fishing in Huruluwewa Tank, Anuradhapura. *6th Annual Research Symposium: Proceeding of the Faculty of Agriculture*. Rajarata University of Sri Lanka, Sri Lanka. 54 pp.

- Reenamole, G. R. & Ambili, T. (2016). Occurrence of suckermouth armoured sailfin catfishes in Vellayani Fresh Water Lake, Kerala, southwest coast of India. *International Journal of Science and Research*, 5(3), 1142-1145.
- Restrepo, C. A. & Botero-Botero, Á. (2012). Ecología trófica de la nutria neotropical *Lontra longicaudis* (Carnívora, Mustelidae) en el río La Vieja, Alto Cauca, Colombia. *Boletín Científico Museo de Historia Natural*, 16(1), 207-214.
- Rice, A. N., Ross, J. P., Woodward, A. R., Carbonneau, D. A. & Percival, H. F. (2007). Alligator diet in relation to Alligator mortality on Lake Griffin, FL. *Southeastern Naturalist*, 6(1), 97-110.
- Ríos-Muñoz, C. A. (2015). Depredación de pez diablo (Loricariidae: *Pterygoplichthys*) por el cormorán oliváceo (*Phalacrocorax brasilianus*) en Villahermosa, Tabasco, México. *Huitzil, Revista Mexicana de Ornitología*, 16(2), 62-65.
- Robles, Y. & Vega, Á. J. (2004). Caracterización físico, química y biológica de la parte media – baja del Río Santa María, Veraguas, Panamá. *Tecnociencia*, 6(2), 75-89.
- Rodríguez, C. E. (2016). *Parásitos del Shio, Hypostomus oculus Fowler, 1943 (Pisces: Loricariidae) en ríos de la provincia de Pastaza, República de Ecuador*. (Tesis de doctorado). Universidad Nacional de La Plata, Argentina. xiv + 192 pp.
- Rodríguez, B. J. & Contreras, E. T. (2009). *Evaluación de la diversidad ictiofaunística del río Estelí – Nicaragua*. Facultad Regional Multidisciplinaria de Estelí – UNAN – Managua. 16 pp.
- Rodríguez-Santiago, M. A., Grano-Maldonado, M. I., Ávila, E. & Gómez, S. (2015). Occurrence of the *Heteropriapulus heterotylus* (Monogeneoidea: Dactylogyridae), ectoparasite of two invasive sailfin catfishes (Siluriformes: Loricariidae) from the southeastern Mexico. *Neotropical Helminthology*, 9(1), 55-64.
- Rodríguez-Santiago, M. A., García-Prieto, L., Mendoza-Garfias, B., González-Solís, D. & Grano-Maldonado, M. I. (2016). Parasites of two coexisting invasive sailfin catfishes (Siluriformes: Loricariidae) in a tropical region of Mexico. *Neotropical Ichthyology*, 14(3), e160021. doi: 10.1590/1982-0224-20160021
- Rojas, J. R. & Rodríguez, O. (2008). Diversidad y abundancia ictiofaunística del río Grande de Térraba, sur de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 56(3), 1429-1447.
- Roulet, A. L., Vásquez, F. G., Barrios, J. J., Montenegro, J. A. M., Haranzen, M. B. Q. & del Cid, J. A. (2015). *Informe de la visita de reconocimiento de los impactos provocados por la reciente contaminación en el Río La Pasión*. Informe conjunto DTG 02/2015. Guatemala: Consejo Nacional de Áreas Protegidas (CONAP) – Centro de Estudios Conservacionistas (CECON-USAC). 11 pp.

- Rubio, V. Y., Gibbs, M. A., Work, K. A. & Bryan, C. E. (2016). Abundant feces from an exotic armored catfish, *Pterygoplichthys disjunctivus* (Weber, 1991), create nutrient hotspots and promote algal growth in a Florida spring. *Aquatic Invasions*, 11(3), 337-350. doi: 10.3391/ai.2016.11.3.11
- Rueda-Jasso, R. A., Campos-Mendoza, A., Arreguín-Sánchez, F., Díaz-Pardo, E. & Martínez-Palacios, C. A. (2013). The biological and reproductive parameters of the invasive armored catfish *Pterygoplichthys disjunctivus* from Adolfo López Mateos El Infiernillo Reservoir, Michoacán-Guerrero, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 84, 318-326. doi: 10.7550/rmb.26091
- Sabaj, M. H. & Englund, R. A. (1999). Preliminary identification and current distributions of two suckermouth armored catfishes (Loricariidae) introduced to O'ahu streams. *Bishop Museum Occasional Papers*, No. 59, 50-55.
- Sáenz, I., Protti, M. & Cabrera, J. (2006). Composición de especies y diversidad de peces en un cuerpo de agua temporal en el Refugio Nacional de Vida Silvestre Caño Negro, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 54(2), 639-645.
- Sakano, H. & Iguchi, K. (2009). Food web structure composed of alien fishes in Okinawa Island, Japan: a stable isotope approach. *Journal of Freshwater Ecology*, 24(3), 357-365. doi: 10.1080/02705060.2009.9664307
- Salas, G., Gutiérrez, E., Juárez, A., Flores, J. P. & Perea, M. (2011). Use of the devil fish in animal feed as an alternative to productive diversification and mitigation of environmental damage in the South and West of México. *Journal of Agricultural Science and Technology A*, 1 (8), 1232-1234.
- Sales, C. F., Domingos, F. F. T., Brighenti, L. S., Ribeiro, R. I. M. A., Santos, H. B. & Thomé, R. G. (2016). Biological variables of *Hypostomus francisci* (Siluriformes: Loricariidae) from Itapecerica River, Minas Gerais State, Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 88(3 Suppl.), 1603-1614.
- Samat, A., Shukor, M. N., Mazlan, A. G., Arshad, A. & Fatimah, M. Y. (2008). Length-weight relationship and condition factor of *Pterygoplichthys pardalis* (Pisces: Loricariidae) in Malaysia Peninsula. *Research Journal of Fisheries and Hydrobiology*, 3(2), 48-53.
- Samat, A., Yusoff, F. M., Arshad, A., Ghaffar, M. A., Nor, S. M., Magalhaes, A. L. B. & Das, S. K. (2016). Reproductive biology of the introduced sailfin catfish *Pterygoplichthys pardalis* (Pisces: Loricariidae) in peninsular Malaysia. *Indian Journal of Fisheries*, 63(1), 35-41. doi: 10.21077/ijf.2016.63.1.44937-05
- Sánchez, A. J., Florido, R., Álvarez-Pliego, N. & Salcedo, M. Á. (2015). Distribución de *Pterygoplichthys* spp. (Siluriformes: Loricariidae) en la cuenca baja de los ríos Grijalva-Usumacinta. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 86, 1099-1102.
- Sandilyan, S. (2016). Occurrence of ornamental fishes: a looming danger for Inland fish diversity of India. *Current Science*, 110(11), 2099-2104. doi: 10.18520/cs/v110/i11/2099-2104

- Sandoval-Huerta, E. R., Madrigal-Guridi, X., García-Meraz, A., Dimas-Mora, N. I. & Domínguez-Domínguez, O. (2012). New record of *Pterygoplichthys disjunctivus* (Actinopterygii: Loricariidae) in the mouth of the Coahuayana River, Coahuayana, Michoacán, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83, 294-297.
- Santiago, V. M. (2013). *Ocupación y distribución potencial de la nutria neotropical (Lontra longicaudis) asociada a variables ambientales en la cuenca del río San Juan, Costa Rica*. (Tesis de maestría). Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, Turrialba, Cartago, CR. 101 pp.
- Sarkar, U. K., Pathak, A. K., Sinha, R. K., Sivakumar, K., Pandian, A. K., Pandey, A., Dubey, V. K. & Lakra, W. S. (2012). Freshwater fish biodiversity in the River Ganga (India): changing pattern, threats and conservation perspectives. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 22, 251-272. doi: 10.1007/s11160-011-9218-6
- Schaefer, S. A. & Stewart, D. J. (1993). Systematics of the *Panaque dentex* species group (Siluriformes: Loricariidae), wood-eating armored catfishes from tropical South America. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 4(4), 309-342.
- Schmitter-Soto, J. J., Valdez-Moreno, M. E. & Herrera Pavón, R. L. (2015). Pez diablo en el río Hondo, Belice-México. *Mesoamericana*, 19(1), 206-207.
- Schofield, P. J. & Loftus, W. F. (2015). Non-native fishes in Florida freshwaters: a literature review and synthesis. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 25, 117-145. doi: 10.1007/s11160-014-9373-7
- Scott, N. J. & Limerick, S. (1991). Capítulo 8 Reptiles y anfibios: Introducción. En Janzen, D. H. (Ed.), Chavarría, A. (Trad.), *Historia natural de Costa Rica* (355-371). San José, Costa Rica: Editorial de la Universidad de Costa Rica. 822 pp.
- Scott, S. E., Pray, C. L., Nowlin, W. H. & Zhang, Y. (2012). Effects of native and invasive species on stream ecosystem functioning. *Aquatic Sciences*, 74, 793-808. doi: 10.1007/s00027-012-0263-6
- Sementelli, A., Smith, H. T., Meshaka, W. E., Engeman, R. M. (2008). Just green iguanas? The associated costs and policy implications of exotic invasive wildlife in South Florida. *Public Works Management & Policy*, 12(4), 599-606. doi: 10.1177/1087724X08316157
- Setyarini, R. E. & Ambarwati, D. A. (2005). Studi Kandungan logam berat (Cu, Cd, Pb) pada ikan sapu-sapu (*Hypostomus plecostomus*) di Sungai Bengawan Solo. *Forum Geografi*, 19(2), 103-114.
- Shafland, P. L., Gestring, K. B. & Stanford, M. S. (2008a). Categorizing introduced fishes collected from public waters. *Southeastern Naturalist*, 7(4), 627-636.
- Shafland, P. L., Gestring, K. B. & Stanford, M. S. (2008b). Florida's exotic freshwater fishes-2007. *Florida Scientist*, 71(3), 220-245.
- Sharpe, D. M. T., De León, L. F., González, R. & Torchin, M. E. (2017). Tropical fish community does not recover 45 years after predator introduction. *Ecology*, 98(2), 412-424.

- Shuai, F., Lek, S., Li, X. & Zhao, T. (2018). Biological invasions undermine the functional diversity of fish community in a large subtropical river. *Biological Invasions*. doi: 10.1007/s10530-018-1751-y
- Silva, T. S. C., dos Santos, L. D., da Silva, L. C. R., Michelato, M., Furuya, V. R. B. & Furuya, W. M. (2015). Length-weight relationship and prediction equations of body composition for growing-finishing cage-farmed Nile tilapia. *Revista Brasileira de Zootecnia*, 44(4), 133-137. doi: 10.1590/S1806-92902015000400001
- Simonović, P., Nikolić, V. & Grujić, S. (2010). Amazon sailfin catfish *Pterygoplichthys pardalis* (Castellnnau, 1855) (Loricariidae, Siluriformes), a new fish species recorded in the Serbian section of the Danube River. *Biotechnology & Biotechnological Equipment*, 24(sup1), 655-660. doi: 10.1080/13102818.2010.10817916
- Simonović, P., Tošić, A., Vassilev, M., Apostolou, A., Mrdak, D., Ristovska, M., Kostov, V., Nikolić, V., Škraba, D., Vilizzi, L. & Copp, G. H. (2013). Risk assessment of non-native fishes in the Balkans Region using FISK, the invasiveness screening tool for non-native freshwater fishes. *Mediterranean Marine Science*, 14(2), 369-376. doi: 10.12681/mms.337
- Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC). (2017). *Actualización del Plan General de manejo del Refugio Nacional de Vida Silvestre Barra del Colorado*. Pococí, CR: SINAC. 123 pp.
- Singh, A. K. & Lakra, W. S. (2011). Risk and benefit assessment of alien fish species of the aquaculture and aquarium trade into India. *Reviews in Aquaculture*, 3, 3-18. doi: 10.1111/j.1753-5131.2010.01039.x
- Singh, A. K., Kumar, D., Srivastava, S. C., Ansari, A., Jena, J. K. & Sarkar, U. K. (2013). Invasion and impacts of alien fish species in the Ganga River, India. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 16(4), 408-414. doi: 10.1080/14634988.2013.857974
- Sinha, R. K., Sinha, R. K., Sarkar, U. K. & Lakra, W. S. (2010). First record of the southern sailfin catfish, *Pterygoplichthys anisitsi* Eigenmann and Kennedy, 1903 (Teleostei: Loricariidae), in India. *Journal of Applied Ichthyology*, 26, 606-608. doi: 10.1111/j.1439-0426.2010.01474.x
- Sinohin, V. O. & Cuaterno, W. R. (2003). Philippines. En Pallewatta, N., Reaser, J. K. & Gutierrez, A. T. (Eds.), *Invasive alien species in South-Southeast Asia: national reports & directory of resources* (80-84). Cape Town, South Africa: Global Invasive Species Programme. 111 pp.
- Smith, S. C. & Bermingham, E. (2005). The biogeography of lower Mesoamerican freshwater fishes. *Journal of Biogeography*, 32, 1835-1854. doi: 10.1111/j.1365-2699.2005.01317.x
- Solano, F. J. & Salas, D. M. (2011). Procesos hidrodinámicos de sedimentación en sistemas lagunares continentales en la zona norte de Costa Rica. *Revista Geográfica de América Central*, Número Especial EGAL, 1-12.

- Soundararajan, N., Raj, R. M., Kamaladhasan, N., Saidanyan, R. I. & Chandrasekaran, S. (2015). On-line trade of aesthetic exotic organisms: sword of Damocles? *Current Science*, 109(8), 1404-1410. doi: 10.18520/v109/i8/1404-1410
- Stevens, P. W., Blewett, D. A. & Casey, P. (2006). Short-term effects of a low dissolved oxygen event on estuarine fish assemblages following the passage of hurricane Charley. *Estuaries and Coasts*, 29(6A), 997-1003.
- Strecker, A. L., Campbell, P. M. & Olden, J. D. (2011). The aquarium trade as an invasion pathway in the Pacific Northwest. *Fisheries*, 36(2), 74-85.
- Siriwan, S. & Boonsatien, B. (2018). The post-laval and juvenile fish assemblage in the Sukhothai Floodplain, Thailand. *Journal of Oceanology and Limnology*, 36(3), 1013-1024. doi: 10.1007/s00343-018-6258-y
- Sumanasinghe, H. P. W. & Amarasinghe, U. S. (2013). Population dynamics of accidentally introduced Amazon sailfin catfish, *Pterygoplichthys pardalis* (Siluriformes, Loricariidae) in Pologolla reservoir, Sri Lanka. *Sri Lanka Journal of Aquatic Sciences*, 18, 37-45. doi: 10.4038/sljas.v18i0.7040
- Sumino, Mude, H., Alam, S. S. & Oktaviani, D. (2017). Protected, prohibited, and invasive fish diversity and distribution in Ranau Lake of West Lampung District. *Aquasains (Jurnal Ilmu Perikanan dan Sumberdaya Perairan)*, 6(1), 553-558.
- Suzuki, H. I., Agostinho, A. A. & Winemiller, K. O. (2000). Relationship between oocyte morphology and reproductive strategy in loricariid catfishes of the Paraná River, Brazil. *Journal of Fish Biology*, 57, 791-807. doi: 10.1006/jfbi.2000.1352
- Tan, B. C. & Tan, K.-S. (2003a). Invasive alien species in Singapore: a review. En Pallewatta, N., Reaser, J. K. & Gutierrez, A. T. (Eds.), *Prevention and management of invasive alien species: Proceedings of a Workshop on Forging Cooperation throughout South and Southeast Asia* (58-64). Cape Town, South Africa: Global Invasive Species Programme. 98 pp.
- Tan, B. C. & Tan, K.-S. (2003b). Singapore. En Pallewatta, N., Reaser, J. K. & Gutierrez, A. T. (Eds.), *Invasive alien species in South-Southeast Asia: national reports & directory of resources* (85-90). Cape Town, South Africa: Global Invasive Species Programme. 111 pp.
- Tarkan, A. S., Ekmekçi, F. G., Vilizzi, L. & Copp, G. H. (2014). Risk screening of non-native freshwater fishes at the frontier between Asia and Europe: first application in Turkey of the Fish Invasiveness Screening Kit (FISK). *Journal of Applied Ichthyology*, 30(2), 392-398. doi: 10.1111/jai.12389
- Tarkan, A. S., Vilizzi, L., Top, N., Ekmekçi, F. G., Stebbing, P. D. & Copp, G. H. (2017). Identification of potentially invasive freshwater fishes, including translocated species, in Turkey using the Aquatic

- Species Invasiveness Screening Kit (AS-ISK). *International Review of Hydrobiology*, 102, 47-56. doi: 10.1002/iroh.201601877
- Tavera, J., Acero, A. & Wainwright, P. C. (2018). Multilocus phylogeny, divergence times, and a major role for the benthic-to-pelagic axis in the diversification of grunts (Haemulidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 121, 212-223. doi: 10.1016/j.ympev.2017.12.032
- Tejeda-Arroyo, E., Cipriano-Salazar, M., Camacho-Díaz, L. M., Salem, A. Z. M., Kholif, A. E., Elghandour, M. M. M. Y., DiLorenzo, N. & Cruz-Lagunas, B. (2015). Diet inclusion of devil fish (*Plecostomus* spp.) silage and its impacts on ruminal fermentation and growth performance of growing lambs in hot regions of Mexico. *Tropical Animal Health and Production*, 47 (5), 861-866. doi: 10.1007/s11250-015-0800-0
- Toro-Ramírez, A., Wakida-Kusunoki, A. T., Amador-del Ángel, L. E. & Cruz-Sánchez, J. L. (2014). Common snook [*Centropomus undecimalis* (Bloch, 1792)] preys on the invasive Amazon sailfin catfish [*Pterygoplichthys pardalis* (Castelnau, 1855)] in the Palizada River, Campeche, southeastern Mexico. *Journal of Applied Ichthyology*, 30, 532-534. doi: 10.1111/jai.12391
- Trippel, N. A. (2006). *Temporal trends in juvenile Alosa spp. abundance and relation to predator diets at the St. Johns River, Florida*. (Tesis de maestría). University of Florida. 64 pp.
- Trujillo-Jiménez, P., López-López, E., Díaz-Pardo, E. & Camargo, J. A. (2010). Patterns in the distribution of fish assemblages in Río Amacuzac, Mexico: influence of abiotic factors and biotic factors. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 20, 457-469. doi: 10.1007/s11160-009-9153-y
- Urbano-Bonilla, A., Zamudio, J., Maldonado-Ocampo, J. A., Bogotá-Grégory, J. D., Cortes-Millán, G. A. & López, Y. (2009). Peces del Piedemonte del departamento de Casanare, Colombia. *Biota Colombiana*, 10(1-2), 149-162.
- Urbano-Bonilla, A., Ballen, G. A., Herrera-R, G. A., Zamudio, J., Herrera-Collazos, E. E., DoNascimento, C., Prada-Pedrerros, S. & Maldonado-Ocampo, J. A. (2018). Fishes of the Cusiana River (Meta River basin, Colombia), with an identification key to its species. *ZooKeys*, 733, 65-97. doi: 10.3897/zookeys.733.20159
- Urriola, M. L. & Cabrera, J. (1998). *Cichlasoma managuense* y *Oreochromis niloticus* (Pisces: Cichlidae) en el Valle de Antón, provincia Coclé, Panamá. *Revista de Biología Tropical*, 46(3), 847-848.
- Valenzuela Mendoza, L. M. (2018). *Diversidad, distribución de la ictiofauna en el gradiente altitudinal y estado de conservación del Río Huallaga (Pasco - Huánuco – San Martín)*. Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Lima, Perú. 71 pp.
- Vallejo, Jr., B. & Soriano, K. A. (2011). A matrix population model of the “janitor fish” *Pterygoplichthys* (Pisces: Loricariidae) in the Marikina River, Luzon island, Philippines and the possibility of controlling this invasive species. *Philippine Science Letters*, 4(1), 11-17.

- Valverde Salas, K., Porras Montero, M. & Jiménez Corrales, A. (2016). *La expansión por omisión: territorios piñeros en los cantones Los Chiles, Upala y Guatuso, Costa Rica (2004-2015)*. Contribución especial Vigésimosegundo Informe Estado de la Nación en Desarrollo Humano Sostenible. Pavas, Costa Rica: Programa Estado de La Nación. 49 pp.
- van den Ende, O. (2014). *Burrowing by sailfin catfish (Pterygoplichthys sp.): a potential cause of erosion in disturbed environments*. ANSRP Technical Notes Collection. ERDC/TN ANSRP-14-1. Vicksburg, MS: U.S. Army Engineer Research and Development Center. 9 pp. Recuperado de: <http://el.erdc.usace.army.mil/ansrp/ansrp.html>
- Vargas, R. (2003). Evaluación de la reproducción de trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*) producida en Costa Rica. I parte. *Agronomía Mesoamericana*, 14(1), 123-127.
- Vargas Alpízar, P. (2018). Especies exóticas invasoras: dos casos em humedales Ramsar. *Ambientico*, 266(6), 34-40.
- Vega, A. J., Robles, Y. A., Tuñón, O. & Barrera, C. (2006). Fauna acuática del área centro occidental de Panamá. *Tecnociencia*, 8(2), 87-100.
- Velázquez-Velázquez, E., López-Vila, J. M. & Romero-Berny, E. I. (2013). El pez diablo: especie invasora en Chiapas. *Lacandonia*, 7(1), 99-104.
- Velázquez-Velázquez, E., López-Vila, J. M., Gómez-González, A. E., Romero-Berny, E. I., Lievano-Trujillo, J. L. & Matamoros, W. A. (2016). Checklist of the continental fishes of the state of Chiapas, Mexico, and their distribution. *ZooKeys*, 632, 99-120. doi: 10.3897/zookeys.632.9747
- Viana, D., Wollf, L. L., Zaleski, T., Romão, S., Bertoldi, G. & Donatti, L. (2008). Population structure and somatic indexes of *Hypostomus* cf. *ancistroides* (Siluriformes, Loricariidae) collected from the Bonito River, Ivaí River Basin, Turvo, Paraná. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 51(3), 493-502.
- Vicente, I. S. T. & Fonseca-Alves, C. E. (2013). Impact of introduced Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) on non-native aquatic ecosystems. *Pakistan Journal of Biological Sciences*, 16(3), 121-126. doi: 10.3923/pjbs.2013.121.126
- Villares-Junior, G. A., Cardone, I. B. & Goitein, R. (2016). Comparative feeding ecology of four syntopic *Hypostomus* species in a Brazilian southeastern river. *Brazilian Journal of Biology*, 76(3), 692-699. doi: 10.1590/1519-6984.00915
- Villegas Arguedas, J. C. (2011). *Relación entre la diversidad de ictiofauna y la calidad del agua en ríos con diferente grado de afectación por diques y canales en la zona sur de Costa Rica*. (Tesis de maestría). Universidad Estatal a Distancia, San José, Costa Rica. 113 pp.
- Vitule, J. R. S., Freire, C. A. & Simberloff, D. (2009). Introduction of non-native freshwater fish can certainly be bad. *Fish and Fisheries*, 10, 98-108. doi: 10.1111/j.1467-2979.2008.00312.x

- Waid, R. M., Raesly, R. L., McKaye, K. R. & McCrary, J. K. (1999). Zoogeografía íctica de lagunas cratéricas de Nicaragua. *Encuentro*, No. 51, 65-80.
- Wakida-Kusunoki, A. T. & Toro-Ramírez, A. (2016). El robalo prieto (*Centropomus poeyi*), nuevo depredador del pez diablo (*Pterygoplichthys pardalis*). *Hidrobiológica*, 26(1), 147-149.
- Wakida-Kusunoki, A. T. & Amador del Angel, L. E. (2008). Nuevos registros de los plecos *Pterygoplichthys pardalis* (Castelnau 1855) y *P. disjunctivus* (Weber 1991) (Siluriformes: Loricariidae) en el Sureste de México. *Hidrobiológica*, 18(3), 251-256.
- Wakida-Kusunoki, A. T. & Amador-del Ángel, L. E. (2011). Aspectos biológicos del pleco invasor *Pterygoplichthys pardalis* (Teleostei: Loricariidae) en el río Palizada, Campeche, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82, 870-878.
- Wakida-Kusunoki, A. T., Ruiz-Carus, R. & Amador-del-Angel, E. (2007). Amazon sailfin catfish, *Pterygoplichthys pardalis* (Castelnau, 1855) (Loricariidae), another exotic species established in Southeastern Mexico. *Southwestern Naturalist*, 52(1), 141-144.
- Wakida-Kusunoki, A., Amador-del Ángel, L. E., Romero-Hernandez, E. & Robles, M. B. (2016). Range expansion of the invasive Amazon sailfin catfish, *Pterygoplichthys pardalis* (Castelnau, 1855), in the central and southeastern Gulf of Mexico. *Limnetica*, 35(2), 297-302.
- Weber, C., Covain, R. & Fisch-Muller, S. (2012). Identity of *Hypostomus plecostomus* (Linnaeus, 1758) with an overview of *Hypostomus* species from the Guianas (Teleostei: Siluriformes: Loricariidae). *Cybbium*, 36(1), 195-227.
- Wei, H., Chaichana, R., Liu, F., Luo, D., Qian, Y., Gu, D., Mu, X., Xu, M. & Hu, Y. (2018). Nutrient enrichment alters life-history traits of non-native fish *Pterygoplichthys* spp. in sub-tropical rivers. *Aquatic Invasions*, 13(3), 421-432. doi: 10.3391/ai.2018.13.3.09
- Wei, H., Copp, G. H., Vilizzi, L., Liu, F., Gu, D., Luo, D., Xu, M., Mu, X. & Hu, Y. (2017). The distribution, establishment and life-history traits of non-native sailfin catfishes *Pterygoplichthys* spp. in the Guangdong Province of China. *Aquatic Invasions*, 12 (2), 241-249. doi: 10.3391/ai.2017.12.2.11
- Welcomme, R. L., Winemiller, K. O. & Cowx, I. G. (2005). Fish environmental guilds as a tool for assessment of ecological condition of rivers. *River Research and Applications*, 21, 1-20. doi: 10.1002/rra.914
- Wildlife Institute of India. (2018). Assessment of wildlife values of the Ganga River from Bijnor to Ballia including Turtle Wildlife Sanctuary, Uttar Pradesh. (Technical report). Wildlife Institute of India, Dehra Dun, India. 56 pp.
- Willard, D. E. (1985). Comparative feeding ecology of twenty-two tropical piscivores. *Ornithological Monographs*, No. 36, 788-797.

- Williams, J. D. & Jennings, D. P. (1991). Computerized data base for exotic fishes: the Western United States. *California Fish and Game*, 77(2), 86-93.
- Winemiller, K. O. (1990). Spatial and temporal variation in tropical fish trophic networks. *Ecological Monographs*, 60(3), 331-367.
- Winemiller, K. O. & Jepsen, D. B. (1998). Effects of seasonality and fish movement on tropical river food webs. *Journal of Fish Biology*, 53(Suppl. A), 267-296.
- Winemiller, K. O. & Leslie, M. A. (1992). Fish assemblages across a complex, tropical freshwater/marine ecotone. *Environmental Biology of Fishes*, 34, 29-50.
- Winemiller, K. O., Agostinho, A. A. & Caramaschi, É. P. (2008). 5. Fish ecology in tropical streams. En Dudgeon, D. (Ed.), *Tropical stream ecology* (pp. 107-146). London, UK: Academic Press. 316 pp.
- Woodford, D. J., Ivey, P., Jordaan, M. S., Kimberg, P. K., Zengeya, T. & Weyl, O. L. F. (2017). Optimising invasive fish management in the context of invasive species legislation in South Africa. *Bothalia*, 47(2), a2138. doi: 10.4102/abc.v47i2.2138
- Wu, L.-W., Liu, C.-C. & Lin, S.-M. (2011). Identification of exotic sailfin catfish species (*Pterygoplichthys*, Loricariidae) in Taiwan based on morphology and mtDNA sequences. *Zoological Studies*, 50(2), 235-246.
- Xiong, W., Sui, X., Liang, S.-H. & Chen, Y. (2015). Non-native freshwater fish species in China. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 25, 651-687. doi: 10.1007/s11160-015-9396-8
- Xiong, W., Wang, Q., Xie, D., Fletcher, D. H. & He, D. (2018). Factors influencing tropical Island freshwater fishes: species, status, threats and conservation in Hainan Island. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, 419, 6. doi: 10.1051/kmae/2017054
- Yeo, D. C. J. & Chia, C. S. W. (2010). Introduced species in Singapore: an overview. *Cosmos*, 6(1), 23-37. doi: 10.1142/S0219607710000486
- Yu, S. C. S. & Quilang, J. P. (2014). Molecular phylogeny of catfishes (Teleostei: Siluriformes) in the Philippines using the mitochondrial genes COI, Cyt b, 16S rRNA, and the nuclear genes Rag1 and Rag2. *Philippine Journal of Science*, 143(2), 187-198.
- Zambrano, L., Martínez-Meyer, E., Menezes, N. & Peterson, A. T. (2006). Invasive potential of common carp (*Cyprinus carpio*) and Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) in American freshwater systems. *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences*, 63, 1903-1910. doi: 10.1139/F06-088
- Zamora, A., Barboza, C., Lobo, J. & Espinoza, A. M. (2003). Diversity of native rice (*Oryza* Poaceae:) species of Costa Rica. *Genetic Resources and Crop Evolution*, 50, 855-870.
- Zengeya, T. A. & Marshall, B. E. (2007). Trophic interrelationship amongst cichlid fishes in a tropical African reservoir (Lake Chivero, Zimbabwe). *Hydrobiologia*, 592, 175-182. doi: 10.1007/s10750-007-0790-7

- Zengeya, T. A., Booth, A. J., Bastos, A. D. S. & Chimimba, C. T. (2011). Trophic interrelationships between the exotic Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* and indigenous tilapiine cichlids in a subtropical African river system (Limpopo River, South Africa). *Environmental Biology of Fishes*, 92, 479-489. doi: 10.1007/s10641-011-9865-4
- Zhan, A., Ni, P., Xiong, W., Chen, Y., Lin, Y., Huang, X., Yang, Y. & Gao, Y. (2017). Chapter 4: Biological invasions in aquatic ecosystems in China. En Wan, F., Jiang, M. & Zhan, A. (Eds.), *Biological invasions and its management in China* (67-96). *Invading Nature – Springer Series in Invasion Ecology* 11. Springer Science+Business Media B.V. doi: 10.1007/978-94-024-0948-2_4
- Zięba, G., Copp, G. H., Davies, G. D., Stebbing, P., Wesley, K. J. & Britton, J. R. (2010). Recent releases and dispersal of non-native fishes in England and Wales, with emphasis on sunbleak *Leucaspis delineatus* (Heckel, 1843). *Aquatic Invasions*, 5(2), 155-161. doi: 10.3391/ai.2010.5.2.04
- Zworykin, D. D. & Budaev, S. V. (2013). Non-indigenous armoured catfish in Vietnam: invasion and systematics. *Ichthyological Research*, 60, 327-333. doi: 10.1007/s10228-013-0356-97.

ANEXOS

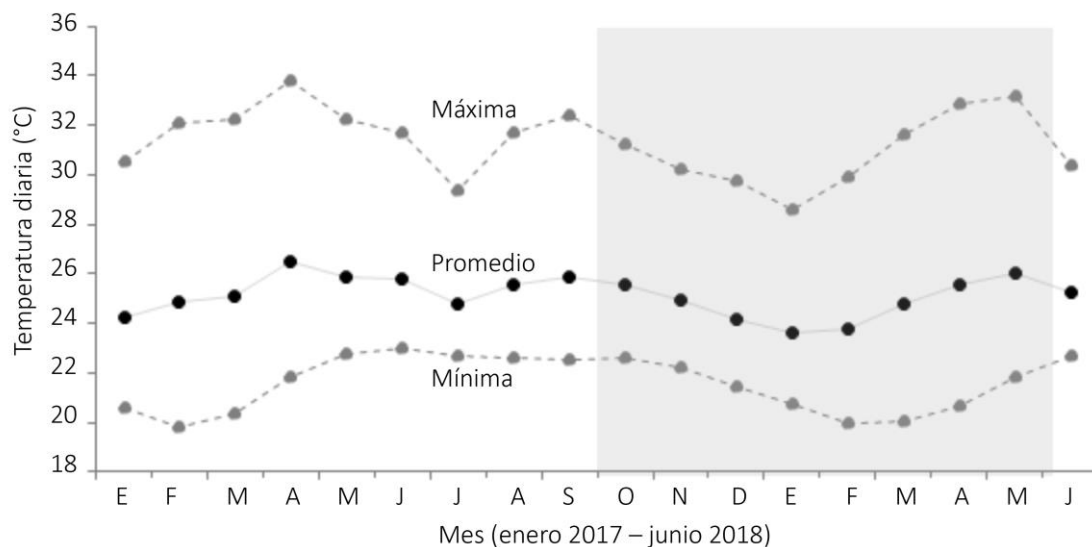


Fig. S1. Fluctuación temporal de la temperatura diaria desde enero de 2017 hasta junio de 2018. Área sombreada representa el período de estudio. Elaboración propia con datos provistos por el IMN, promediando tres estaciones meteorológicas próximas al punto de muestreo: 69633 Comando Los Chiles, 69677 Laguna, Caño Negro y 69713 Saint George, Los Chiles.

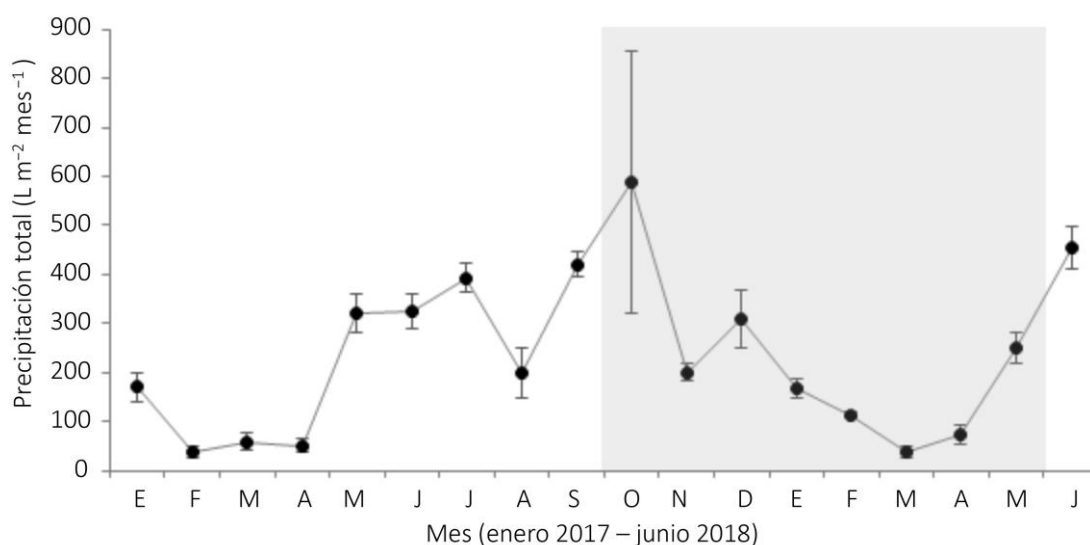


Fig. S2. Precipitación total mensual promedio ($\pm$ error estándar) desde enero de 2017 hasta junio de 2018. Área sombreada representa el período de estudio. Elaboración propia con datos provistos por el IMN, promediando tres estaciones meteorológicas próximas al punto de muestreo: 69633 Comando Los Chiles, 69677 Laguna, Caño Negro y 69713 Saint George, Los Chiles.



Fig. S3. Tilapia hembra con huevos guardados en su boca, capturada en el Río Sabogal en San Isidro el 30 de noviembre de 2017 (LE = 21,3 cm, LT = 27 cm, P = 400 g).



Fig. S4. Tilapia macho, capturado en el Río Sabogal en San Isidro el 02 de marzo de 2018 (LE = 26 cm, LT = 32,7 cm, P = 715 g).



Fig. S5. Pleco del Río Sabogal capturado en La Unión el 03 de abril del 2018.



Fig. S6. Ovocitos maduros del pleco.

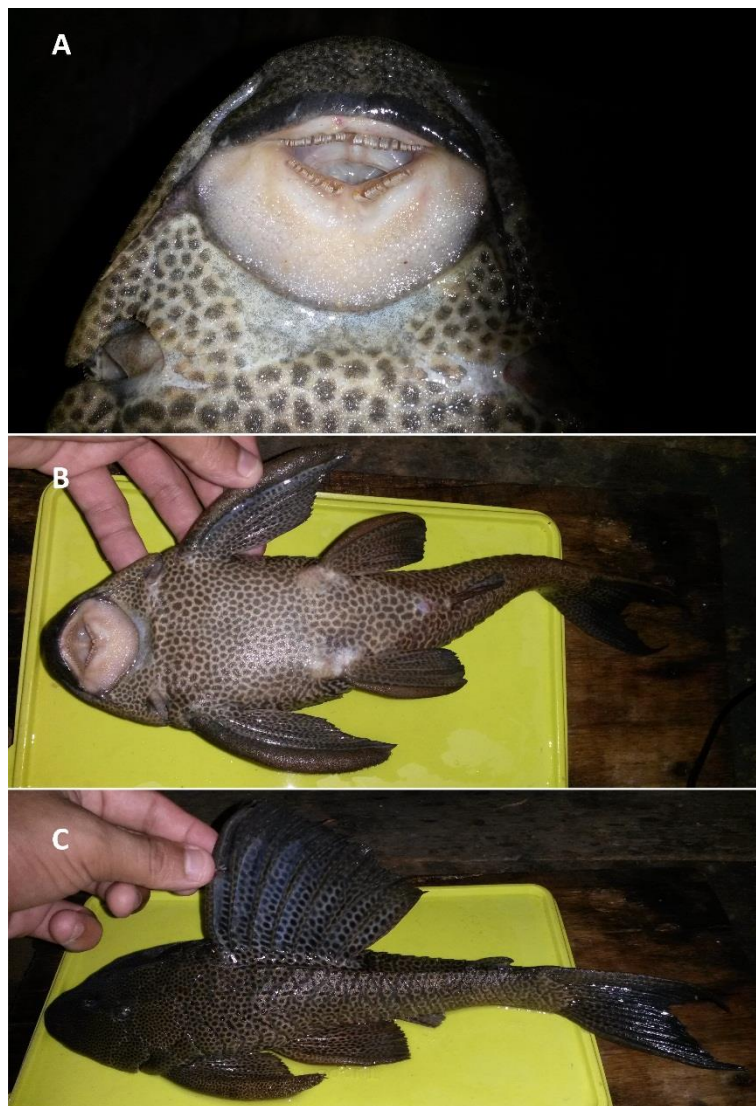


Fig. S7. Pleco capturado en un canal asociado al Río Frío en Caño Ciego, Los Chiles (LE = 27 cm, LT = 37 cm). Vista ventrocefálica (A), ventral (B) y lateral (C).

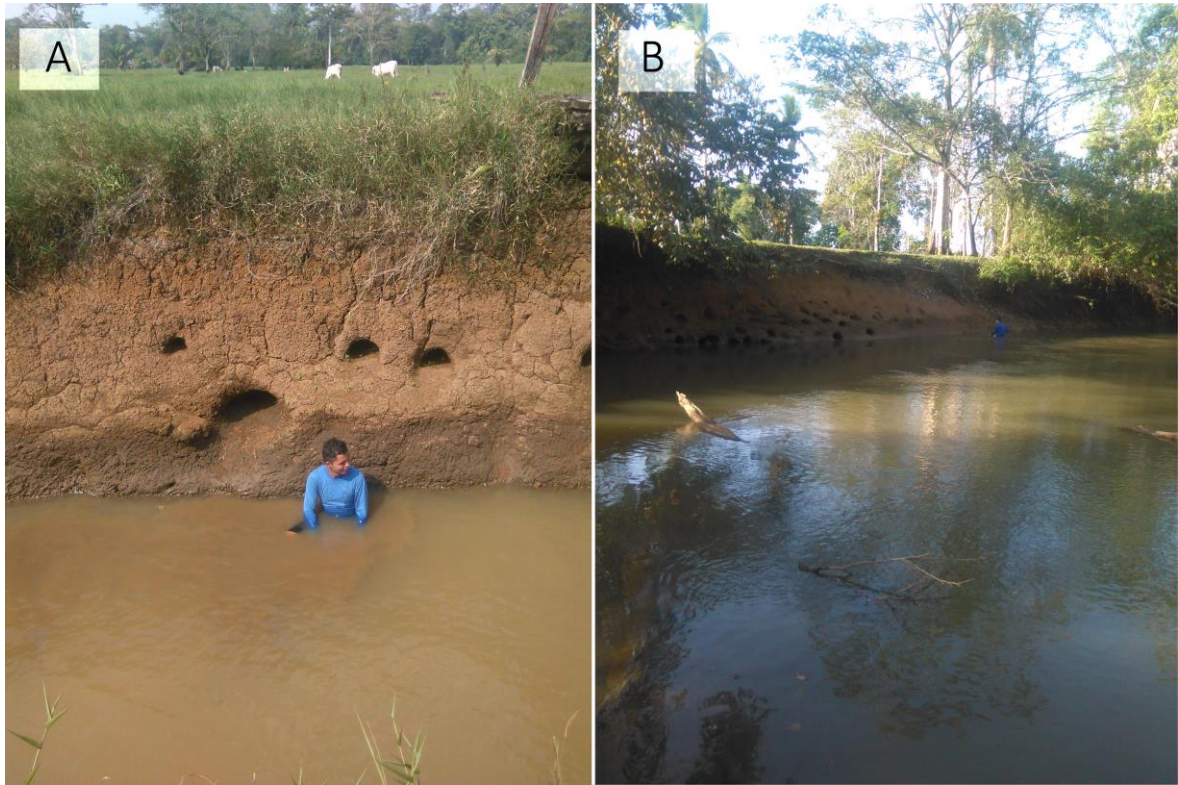


Fig. S8. Madrigueras del pleco presentes en el talud. A. Canal Comején, Río Pocosol. B. Río Sabogal.

Cuadro S1. Coordenadas geográficas de los puntos de muestreo y observaciones.

Sitio	Latitud	Longitud	Especimen	No. individuos
1. Abundancia:				
Los González	10°53'04,7"	84°42'14,9"	UCR 3217-001	Dos plecos
La Unión	10°50'10,3"	84°41'36,7"	UCR 3137-01	Un pleco
San Isidro	10°49'36,6"	84°40'21,5"	UCR 3216-001	Una tilapia
			UCR 3216-002	Cinco plecos
2. Madrigueras:				
Río Sabogal	10°53'04,7"	84°42'14,9"		
Caño Ciego (Río Frío)	10°47'33,6"	84°44'52,4"		
Río Hernández	10°55'38,1"	84°39'17,5"		
Río Medio Queso	10°57'09,5"	84°37'42,9"	UCR 3136-01	Dos plecos
Laguna Comején	10°49'39,7"	84°32'35,1"	UCR 3196-001	Tres plecos
Río Pocosol	10°52'31,5"	84°29'19,5"		

Cuadro S2. Número de individuos del pleco (hembras + machos) en el Río Sabogal.

Sitio	Oct-17	Nov-17	Dic-17	Ene-18	Feb-18	Mar-18	Abr-18	May-18
Los González	1 + 2	1 + 2	1 + 2	1 + 3	2 + 7	2 + 15	6 + 16	3 + 1
La Unión	2 + 1	2 + 0	2 + 0	0 + 1	0 + 3	3 + 14	8 + 7	1 + 2
San Isidro	1 + 3	1 + 1	0 + 2	0 + 1	2 + 11	6 + 6	1 + 5	1 + 0

Cuadro S3. Caracteres merísticos de la tilapia y del pleco.

Carácter	Número (n)
a. Tilapia (n = 27)	
Número de elementos óseos en la aleta dorsal	XVI-12 (1) XVI-13 (3) XVII-12 (18) XVII-13 (5)
Número de elementos óseos en la aleta anal	III-8 (1) III-9 (24) III-10 (2)
Número de elementos óseos en la aletas pectorales	11 (1) 12 (6) 13 (19) 14 (1)
Número de elementos óseos en la aletas pélvicas	I-5
Número de escamas en la línea lateral (n = 20)	20+13 (1) 21+(14-17) (3) 22+(12-18) (11) 23+(15-24) (2) 24+(12-15) (2) 26+15 (1)
b. Pleco (n = 7)	
Número de dientes en mandíbula inferior / superior (n = 5, media $\pm$ desv. est.) ^a	66 $\pm$ 5 / 66 $\pm$ 8
Número de elementos óseos en la aleta dorsal	I7
Número de elementos óseos en la aleta anal	I4
Número de elementos óseos en la aletas pectorales	I6
Número de elementos óseos en la aletas pélvicas	I5
Número de escamas en la serie mediolateral	27+1
Número de escamas en la serie superior a la mediolateral	26+1

^a. Especímenes del Museo de Zoología, UCR 3216-002, del Río Sabogal, sitio San Isidro.

Cuadro S4. Caracteres morfométricos del pleco en el Río Sabogal.

	Todos (n = 152)		Machos (n = 105)		Hembras (n = 47)	
	Ámbito	P ± DE	Ámbito	P ± DE	Ámbito	P ± DE
Peso (g)	51-357	182,01±75,3	51-357	214,74±63,2	51-198	108,89±40,9
LT (cm)	17,4-34,0	26,16 ± 4,04	18,10-34,00	28,00±3,04	17,4-27,20	22,03±2,76
LE (cm)	12,2-24,6	19,01±3,08	12,50-24,60	20,38±2,35	12,20-19,80	15,95±2,18
% de LE:						
Long. cabeza (%)	27,73-32,79	29,65±1,12	27,73-32,37	29,25±0,91	28,65-32,79	30,54±1,05
Ancho cabeza (%)	25,93-30,47	28,44±0,99	25,93-30,40	28,28±0,97	26,70-30,47	28,79±0,95
Long. espina dorsal (%)	25,43-36,90	32,08±2,07	25,43-36,90	32,05±2,09	28,28-36,43	32,14±2,03
Long. espina adiposa (%)	5,61-10,40	8,72±0,89	5,61-10,40	8,69±0,93	7,06-10,16	8,78±0,79
Long. espina anal (%)	10,36-15,81	13,20±0,89	11,38-15,81	13,42±0,84	10,36-14,40	12,71±0,80
Long. espina pectoral (%)	28,41-35,00	31,90±1,29	29,33-35,00	32,14±1,24	28,41-33,60	31,36±1,27
Long. espina pélvica (%)	22,73-30,09	26,70±1,25	24,39-30,09	26,96±1,20	22,73-28,68	26,14±1,17

Cuadro S5. Fecha de visita y características ambientales de los sitios de muestreo en los ríos Frío y Sabogal.

Variable	Río Frío			Río Sabogal		
	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3
Día-mes (2017)	06 - 04	06 - 04	06 - 04	05 - 04	04 - 04	04 - 04
Ancho (m)	25	25	30	10 - 13	15	10 - 15
Profundidad (m)	0,5 - 2,5	0,5 - 2,5	0,3 - 2,0	0,6 - 2,0	0,8 - 1,8	1,1 - 1,5
Altura del talud (m)*	3,62 ± 0,69	3,59 ± 0,31	3,44 ± 0,08	3,21 ± 0,30	3,60 ± 0,26	3,77 ± 0,32
Turbidez	Baja	Baja	Baja	Baja	Baja	Baja
Corriente	Intermedia	Intermedia	Intermedia	Baja	Baja	Intermedia
Árboles	Varios	Uno	Varios	Pocos	Varios	Pocos

*Media ± desviación estándar.

Cuadro S6. Fecha de visita y características ambientales de los sitios en el Río Pocosol y el canal Comején.

Variable	Río Pocosol			Canal Comején		
	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3
Día - mes (2017)	22 - 04	22 - 04	22 - 04	03 - 04	26 - 04	26 - 04
Ancho (m)	15	15	20	1,7	2 – 4	2 – 6
Profundidad (m)	0,8 – 2,5	0,5 – 1,4	0,3 – 3,0	0,4	0,3 – 0,7	0,2 – 1,5
Altura del talud (m)*	4,47 ± 0,40	4,20 ± 0,14	3,97 ± 0,52	2,87 ± 0,25	2,59 ± 0,12	2,17 ± 0,12
Turbidez	Intermedia	Intermedia	Intermedia	Baja	Intermedia	Alta
Corriente	Intermedia	Intermedia	Baja	Muy baja	Intermedia	Baja
Árboles	Varios	Varios	Pocos	Uno	Ninguno	Uno

*Media ± desviación estándar.

Cuadro S7. Fecha de visita y características ambientales de los sitios en los ríos Medio Queso y Hernández.

Variable	Río Medio Queso			Río Hernández		
	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3
Día - mes (2017)	24 - 04	24 - 04	24 - 04	25 - 04	25 - 04	25 - 04
Ancho (m)	4 – 10	10	9	6 – 10	4 – 7	5 – 8
Profundidad (m)	0,5 – 1,2	0,3 – 1,0	0,3 – 0,8	0,3 – 0,8	0,4 – 1,0	0,2 – 0,7
Altura del talud (m)*	3,60 ± 0,32	3,26 ± 0,60	2,82 ± 0,30	2,24 ± 0,44	2,40 ± 0,12	2,45 ± 0,19
Turbidez	Intermedia	Intermedia	Intermedia	Baja	Baja	Baja
Corriente	Baja	Intermedia	Baja	Baja	Baja	Intermedia
Árboles	Pocos	Varios	Varios	Pocos	Varios	Varios

*Media ± desviación estándar.