

<https://doi.org/10.15517/rev.biol.trop..v71i1.52779>

## Efecto del pulso de inundación sobre el ensamble de ostrácodos (Ostracoda: Podocopida) en microambientes en la Ciénaga Río Viejo, Colombia

Jenny Alejandra Ruiz-Jiménez<sup>1</sup>;  <https://orcid.org/0000-0001-9700-3774>

Sergio Cohuo Duran<sup>2</sup>;  <https://orcid.org/0000-0002-7826-5303>

María Isabel Criales-Hernandez<sup>3\*</sup>;  <https://orcid.org/0000-0001-5608-8943>

1. Escuela de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Industrial de Santander, Bucaramanga, Santander, Colombia; alejandrarrj@gmail.com
2. Tecnológico Nacional de México-I. T. Chetumal., Av. Insurgentes 330, Quintana Roo 77013, México; sergiocd@comunidad.unam.mx
3. Universidad Nacional de Colombia - Sede Bogotá -Facultad de Ciencias - Departamento de Biología, Ciudad Bogotá, Colombia; micrialesh@unal.edu.co (Correspondencia\*)

Recibido 12-X-2022. Corregido 13-IV-2023. Aceptado 30-XI-2023.

### ABSTRACT

#### Effect of the flood pulse on the ostracod assemblage (Ostracoda: Podocopida) in microenvironments in the Ciénaga Río Viejo, Colombia

**Introduction:** Swamps are lowland shallow tropical lakes in rivers floodplains, characterized by annual flood pulses that modulate changes in biotic and abiotic variables. Biological assemblages have different responses to flood pulses, remaining either undisturbed or with significant changes in composition and abundance.

**Objective:** To evaluate how physical and chemical conditions are modified in mixed macrophytes microenvironments and ostracod species assemblages throughout a flood pulse in Río Viejo swamp, Santander, Colombia.

**Methods:** We characterized physical and chemical variables of microenvironments of aquatic floating plants, during four different hydrologic periods of the flood pulse: low, high, rising, and descending waters, at three stations where the flood pulse have the most important effect. Freshwater ostracods were collected from such microenvironments, identified, and counted.

**Results:** Environmental conditions within microhabitats fluctuated following the flood pulse in the system. Three taxonomic families and six species of ostracods were observed. No differences in the composition and abundance of the spatio-temporal ostracod assemblages were observed, suggesting that they are buffered against environmental changes driven by hydrological fluctuations. Species abundance changed in response to environmental variability. Species such as *Keysercypria* sp. and *Keysercypria* sp. 2 are associated to shallower waters and more likely to dense aquatic vegetation cover. Other species showed to be more tolerant to hydrological fluctuations and may be related to ecological plasticity, species such as *Cytheridella ilosvayi*, *Diaphanocypris meridana* and *Stenocypris major* that have been recorded in a variety of aquatic environments and with distributions at continental scale.

**Conclusions:** Flood pulses induced environmental changes in Río Viejo Swamp, but microhabitats in mixed macrophyte cover seems to be buffered against the hydrological pulse, thus allowing almost undisturbed ostracod assemblages throughout a flood pulse. This updated tropical freshwater dataset contributes towards filling the knowledge gaps related to habitat suitability and distribution of ostracods communities in Colombia.

**Key words:** Magdalena Valley; macrophyte; ostracoda; swamps.



## RESUMEN

**Introducción:** Las ciénagas hacen parte de la llanura de inundación de un río y son influenciadas por el pulso de inundación, fuerza que modula los cambios anuales en las variables bióticas y abióticas. Los ensamblajes biológicos tienen diferentes respuestas a este pulso y podrían presentar cambios en la composición y abundancia.

**Objetivo:** Evaluar cómo se modifican las condiciones físico-químicas en los microambientes de vegetación flotante y el ensamble de ostrácodos a lo largo de un pulso de inundación en la Ciénaga Río Viejo, Santander, Colombia.

**Métodos:** Se caracterizaron las variables físico-químicas de los microambientes de plantas acuáticas flotantes durante las cuatro fases hidrológicas del pulso de inundación: aguas bajas, altas, ascenso y descenso, en tres estaciones donde el pulso tuvo mayor efecto. Ostrácodos dulceacuícolas fueron recolectados de estos microambientes, identificados y contados.

**Resultados:** Las condiciones ambientales dentro de los microhábitats fluctuaron siguiendo el pulso de inundación en el sistema. Se encontraron tres familias taxonómicas y seis especies de ostrácodos. No hubo diferencias en la composición y abundancia del ensamble de ostrácodos en el espacio y el tiempo, lo que sugiere que están protegidas contra los cambios ambientales causados por las fluctuaciones hidrológicas. La abundancia de especies cambió en respuesta a la variabilidad ambiental. *Strandesia* cf. *sphaeroidea* y *Keysercypris* sp. 2 están asociadas con aguas más someras y con mayor cobertura de vegetación acuática densa. Otras especies mostraron ser tolerantes a fluctuaciones hidrológicas y pueden estar relacionadas con la plasticidad ecológica, como *Cytheridella ilosvayi*, *Diaphanocypris meridana* y *Stenocypris major*, que han sido registradas en una variedad de ambientes acuáticos y con distribuciones a escala continental.

**Conclusiones:** Los pulsos de inundación indujeron cambios ambientales en la Ciénaga de Río Viejo, pero los microhábitats con cobertura de vegetación flotante parecen estar protegidos contra el pulso hidrológico, permitiendo así que las comunidades de ostrácodos permanezcan casi sin alteraciones durante un pulso de inundación. Este conjunto de datos actualizado de agua dulce tropical contribuye a llenar los vacíos de conocimiento relacionados con la idoneidad del hábitat y la distribución de las comunidades de ostrácodos en Colombia.

**Palabras clave:** Magdalena Medio; plantas acuáticas; ostracoda; ciénaga.

## INTRODUCCIÓN

Los pulsos de inundación estacionales en sistemas fluviales son reconocidos como fuerzas principales que estructuran los sistemas biológicos en ambientes terrestres y acuáticos dentro de las llanuras aluviales (Junk & Wantzen, 2004; Pereira et al., 2017). Los pulsos de inundación contribuyen a la dinámica funcional, mantenimiento y diversificación de especies, producción y descomposición de biomasa, intercambio de materia orgánica y sólidos entre el canal principal y la llanura aluvial (Benke et al., 2000; Haynes et al., 1989). En ambientes acuáticos permanentes y semipermanentes asociados a llanuras aluviales como las “ciénagas” (lagos palustres poco profundos, con aguas estancadas y abundantes tapetes de vegetación acuática (Castellanos, 2001) el dinamismo hidrológico y geoquímico impulsado por las lluvias es capaz de generar cambios profundos en la estructura biológica de taxones acuáticos (Granado-Lorencio et al., 2012). Estos cambios

pueden ser de naturaleza determinista o estocástica, dependiendo de la interacción de las variables ambientales abióticas, la tolerancia de las especies, la disponibilidad de microambientes y nichos ecológicos (Montoya et al., 2011). En la fauna de peces, por ejemplo, los pulsos de inundación promueven interconexiones de hábitat dentro de la llanura de inundación, con distribuciones de especies altamente estocásticas, con un patrón de organización limitado en la estructura de la comunidad (Araújo et al., 2009; Granado-Lorencio et al., 2012). Para el zooplancton, la influencia de los pulsos de inundación en la distribución y la estructura de la comunidad es muy heterogénea (Montoya & Aguirre, 2009), y poco se conoce de esta dinámica en regiones tropicales, donde existe amplia variedad de microambientes.

En Colombia, la región del Magdalena medio se caracteriza por extensas ciénagas, las cuales brindan servicios ecosistémicos como el mantener equilibrio entre ecosistemas terrestres y acuáticos a escalas regionales y brindar

bienestar a las comunidades humanas (Garzón Yepes & Gutiérrez Camargo, 2013; Roldán & Ramírez, 2008). El desarrollo económico en Colombia depende en gran medida de las utilidades que se generan a partir de las ciénagas y del río Magdalena, por lo que constituyen sistemas ecológicos estratégicos y son patrimonio natural para el país (Garzón Yepes & Gutiérrez Camargo, 2013). Uno de los lagos palustres más importantes del Magdalena medio es la Ciénaga Río Viejo, un sistema permanente y relativamente grande (~ 4 km<sup>2</sup>), con una profundidad que no supera 10 m. Esta ciénaga está indirectamente conectada al río Magdalena y se encuentra fuertemente influenciada por el pulso de inundación, la cual determina sus niveles de agua y condiciones físico-químicas (Concejo Municipal Cimitarra Santander, 2016). Río Viejo es particularmente biodiverso en aves, peces y reptiles (Concejo Municipal Cimitarra Santander, 2016) y se caracteriza por abundante vegetación acuática flotante, semisumergida y sumergida que cubren parcialmente la superficie. La vegetación acuática favorece la presencia de microambientes, los cuales son determinantes en las asociaciones de Martens (Choi et al., 2014; Deosti et al., 2021). Los microambientes pueden ser heterogéneos en los ecosistemas tropicales y con alta complejidad estructural, por lo que son fundamentales en el mantenimiento de la estructura trófica, las relaciones micro y macro ecológicas y la conservación de la biodiversidad. A escala local y regional, los microambientes pueden generar un efecto positivo en la biodiversidad por su efecto mosaico (Chick & Mcivor 1994).

Los ostrácodos dulceacuícolas son microcrustáceos bivalvos (0.2 a 5.0 mm) que pueden habitar una variedad de sistemas acuáticos y semiacuáticos. En sistemas lóticos habitan en las zonas litorales, y a través del gradiente de profundidad e incluso en la columna de agua (Echeverría Galindo et al., 2019; Híguti & Martens, 2014; Híguti et al., 2010; Rosa et al., 2020). En sistemas acuáticos tropicales, son particularmente abundantes y diversos y se encuentran frecuentemente asociados a la vegetación

flotante y sumergida (da Conceição et al., 2018; Híguti et al., 2007; Híguti et al., 2010).

Los ostrácodos se utilizan con frecuencia como bioindicadores de cambios ambientales recientes y pasados, debido a la sensibilidad del ensamble (diversidad y abundancia) a los cambios climáticos y antropogénicos, y al amplio registro fósil en secuencias sedimentarias lacustres y marinas (Butlin et al., 1998; Martins et al., 2018). A pesar de su importancia, el estudio de los ostrácodos en Colombia aún se encuentra en desarrollo y la comprensión de los aspectos ecológicos del grupo es fundamental para la investigación aplicada en el país. El presente estudio evalúa la relación de las fluctuaciones ambientales (físico-químicas) de microambientes en vegetación acuática flotante en la Ciénaga Río Viejo y los cambios en la composición del ensamble de ostrácodos asociados a la vegetación, durante un ciclo anual del pulso de inundación.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio: La Ciénaga Río Viejo es un sistema permanente ubicado en el departamento de Santander, municipio de Cimitarra y forma parte de las planicies aluviales de la cuenca media del río Magdalena. La ciénaga se ubica geográficamente entre las coordenadas geográficas (6°34'0" N & 74°16'60" W), a una altitud de 87 m.s.n.m., y cubre un área de 4.17 km<sup>2</sup> aproximadamente (Il. 1).

La ciénaga tiene una precipitación anual bimodal de gran amplitud, con dos estaciones lluviosas (abril-mayo y octubre-noviembre) y dos estaciones secas (diciembre-febrero y junio-agosto) (Criales-Hernández et al., 2020; Holdridge, 2000; Ricaurte et al., 2019). La precipitación promedio plurianual en la cuenca de Río Viejo es 3 151.8 mm año<sup>-1</sup> (IDEAM, 2019). Según sus características físicas como el tipo de conexión con el río principal (Arias, 1985; Ducharmé, 1975), la Ciénaga Río Viejo es tipo III, esto es, un lago de llanura aluvial primaria indirectamente conectado a la cuenca media del río Magdalena (Roldán & Ramírez, 2008).

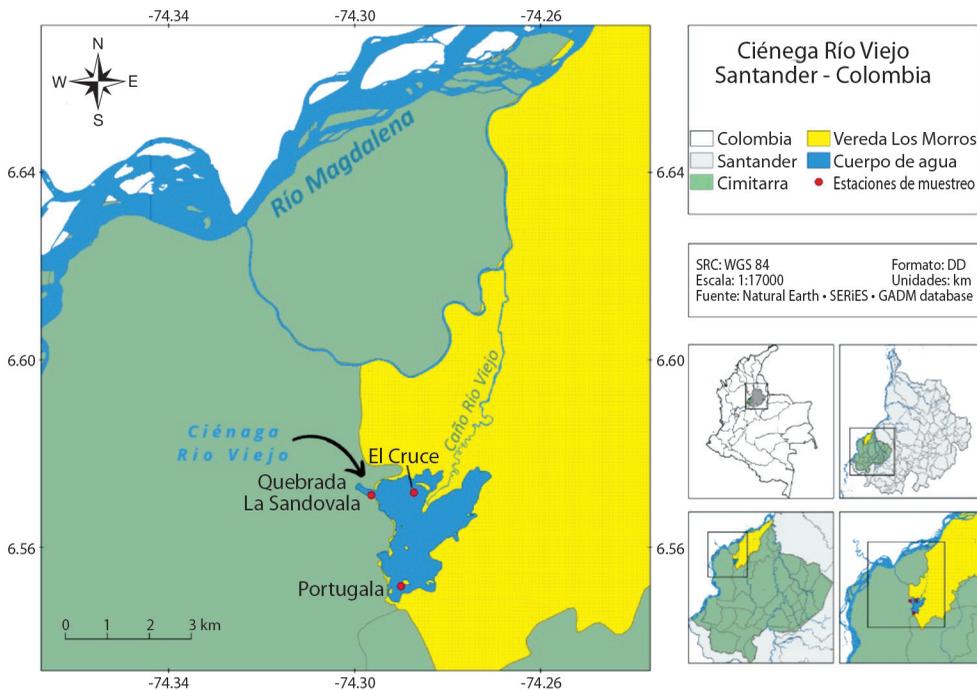
**Medición de variables ambientales y colecta de material biológico:** Los muestreos se realizaron durante cuatro periodos del pulso de inundación caracterizados por variaciones en la cantidad de precipitación pluvial y nivel de agua del sistema. Los periodos evaluados fueron: aguas altas en septiembre 2018, aguas bajas en febrero 2019, aguas en descenso en junio 2019 y aguas en ascenso en agosto 2019. Se establecieron tres sitios de muestreo en la Ciénega Río Viejo, los cuales se determinaron como los microambientes en estudio (Fig. 1).

La estación Sandovala se ubicó en el norte del sistema, cerca del afluente Quebrada Sandovala; la estación el Cruce se localizó en el centro de la ciénega, cerca del efluente conectado al río Magdalena a través del caño Río Viejo; y la estación Portuguesa en el sur, cerca del afluente temporal de la localidad de Puerto Olaya. En cada sitio se colocó un cuadrante de PVC de 1 m<sup>2</sup> sobre la vegetación acuática flotante,

sumergida y enraizada, para delimitar el espacio geográfico del microambiente.

Durante cada fase de inundación y en cada microambiente se midieron siete variables ambientales superficiales a una profundidad de 5 a 10 cm, para determinar la variabilidad ambiental relacionada con los periodos de inundación. Con una sonda multiparamétrica Lovibond SD-320 CON, se registró el oxígeno disuelto (OD mg L<sup>-1</sup>), saturación de oxígeno (SO %), temperatura (°C), conductividad eléctrica (μS cm<sup>-1</sup>). El pH se midió con una sonda Hatch a la misma profundidad. La transparencia del agua se registró con un disco Secchi y la profundidad máxima se midió con una ecosonda Hondex PS-7.

Se recolectó material biológico en los mismos microambientes. Dentro de cada cuadrante, se colectaron macrófitas acuáticas sumergidas y parcialmente sumergidas y se realizó el lavado de las raíces en una red de



**Fig. 1.** Ubicación geográfica de la ciénega Río Viejo, Cimitarra, Santander, mostrando los sitios de muestreo (Sandovala, El Cruce, Portuguesa). / **Fig. 1.** Geographic location of the Río Viejo swamp, Cimitarra, Santander, showing the sampling sites (Sandovala, El Cruce, Portuguesa).

mano con un tamaño de malla de 250  $\mu\text{m}$ . Se colectaron muestras durante los periodos más representativos de cada fase de inundación (e. g. mayor y menor cantidad de precipitación pluvial), asumiendo que serían los periodos con condiciones ambientales más contrastantes y, por lo tanto, con mayor variabilidad en la estructura de especies. Se identificaron y registraron las macrófitas, y las muestras de agua resultantes se fijaron *in situ* con etanol al 96 % y posteriormente, se conservaron en etanol al 70 % siguiendo el procedimiento de Baltanás (2004). Para evitar un posible incremento en la biodiversidad relacionada con el efecto mosaico, no se tomaron réplicas espaciales en los microambientes.

**Identificación y caracterización del ensamble de ostrácodos:** Se separaron, clasificaron y contaron ejemplares de ostrácodos adultos bajo un estereoscopio Zeiss SteREO Discovery V12. Individuos representativos de cada morfotipo se diseccionaron para su identificación. Los apéndices se montaron en una mezcla de glicerina y formol al 4 % en una concentración de 1:1. Las disecciones de las partes blandas se cubrieron con un cubreobjetos y posteriormente fueron selladas con el medio de montaje Entellan®. Las valvas se limpiaron manualmente con hidróxido de potasio 3 % y se almacenaron en placas micropaleontológicas. Se realizó el análisis de microscopía electrónica de barrido (MEB) en las valvas de las especies seleccionadas, utilizando el microscopio Jeol Jsm-6010 plus/LA de El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Chetumal (México). Los organismos disectados y completos fueron depositados en la Colección Hidrobiológica del Museo de Historia Natural de la Universidad Industrial de Santander (UIS), con los siguientes números de colección MHN-UIS-2695 a MHN-UIS-3119. En este estudio, la colecta de organismos se realizó con el Permiso Marco de Recolección de Especímenes de Especies Silvestres de la Diversidad Biológica con Fines de Investigación Científica No Comerciales Resolución ANLA 004 de 22 enero 2015 de la Universidad Industrial de Santander.

La identificación taxonómica se realizó sobre los ejemplares adultos, con base en las características morfológicas de las valvas y los apéndices. Se consultaron claves taxonómicas proporcionadas por Karanovic (2012) y Meisch (2000), así como descripciones originales. La clasificación taxonómica se realizó siguiendo a Cohuo et al., (2017) y Meisch et al. (2019).

**Análisis de datos:** Previo al análisis estadístico se estandarizaron y normalizaron las variables en la base de datos, puesto que provienen de diferentes unidades de medida. Posteriormente, se determinó la normalidad usando la prueba de Shappiro-Wilkins y se evaluó la correlación de variables en el conjunto de datos con la prueba de Spearman. La variabilidad ambiental durante las fases hidrológicas del pulso de inundación se evaluó con un análisis de componentes principales (ACP). Se eliminaron variables que mostraron alta correlación y luego se probó la contribución de las variables no correlacionadas durante los cuatro periodos hidrológicos del pulso de inundación. Los cálculos y la ordenación final se realizaron en el software R 4.3.0 (R Core Team, 2023), el ambiente de trabajo RStudio v3.6.0 (RStudio Team, 2019), paquetes Vegan (Oksanen et al., 2022), Factoextra (Kassambara & Mundt, 2020) y ggplot (Wickham, 2016).

Para determinar diferencias significativas entre las abundancias de las especies de ostrácodos por microambiente y durante los periodos del pulso de inundación, se realizó un Análisis de Similitud (ANOSIM, por sus siglas en inglés) cruzado de dos vías con 9999 permutaciones, basado en una matriz de datos de rangos de disimilitud obtenidos mediante el índice de Bray-Curtis. Este análisis utiliza el valor P para evaluar la significancia y el valor R global para determinar la disimilitud entre y dentro de los grupos evaluados, esta prueba se realizó con el software Primer v7 (Clarke & Gorley, 2015). Se realizó una prueba de beta diversidad para determinar el recambio de especies entre periodos del pulso de inundación.

Para evaluar la relación entre las variables ambientales y el ensamble de especies, se realizó



inicialmente un análisis de correspondencia sin tendencia (DCA) con tendencia por segmentos y re-escalado no lineal, con el fin de estimar la extensión del gradiente ambiental (Hill & Gauch, 1980). Este análisis permite evaluar si las abundancias de ostrácodos a lo largo del gradiente ambiental seleccionado responden a un patrón lineal o a uno unimodal para, de este modo, elegir el método de ordenación más apropiado para el conjunto de datos. En este caso, no se detectaron evidencias de un patrón unimodal por lo que se procedió a someter el conjunto de datos biológicos y ambientales completos a un análisis de redundancia (RDA). La ejecución se realizó usando los parámetros estandarizados y aplicando el método de selección directa, utilizando la prueba de permutación de Monte Carlo con 999 permutaciones ( $\alpha = 0.05$ ). Los cálculos de DCA, RDA y gráficos de ordenación se realizaron en el software Canoco V 5.0 (Ter Braak & Šmilauer, 2012).

## RESULTADOS

**Caracterización y variabilidad ambiental en microhábitats de la ciénaga Río Viejo durante el pulso de inundación:** Los microambientes analizados fueron relativamente homogéneos en relación con la composición de plantas parcialmente sumergidas. En todos los

periodos de inundación, los sitios de muestreo se caracterizaron por la presencia de vegetación acuática como *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, 1883, *Azolla* L. 1783., *Limnobium* cf. *laevigatum* Humb. & Bonpl. ex Willd. Heine., *Ludwigia* cf. *helminthorrhiza* (Mart.) Hara, 1953, *Salvinia* sp. Ség. 1754, de hábito flotante, *Utricularia* L. 1753, de hábito sumergido y *Paspalum* L 1753, de hábito enraizado. Durante aguas altas se observó que el tapete vegetal estaba caracterizado por casi todas las especies observadas, en todos los microambientes en estudio, mientras que, en los demás períodos del pulso de inundación, el tapete vegetal estaba caracterizado por aproximadamente tres especies vegetales en cada microambiente. La Tabla 1, describe la composición vegetal en los microambientes estudiados.

Las variables ambientales (Tabla 2), posterior a la estandarización y normalización, denotaron distribución no normal. El análisis de correlación de Spearman demostró correlaciones fuertes entre profundidad y transparencia ( $\rho = 0.83$ ,  $P < 0.05$ ), así como entre oxígeno saturado, con oxígeno disuelto y temperatura ( $\rho = 0.84$ ,  $P < 0.05$  y  $\rho = 0.83$ ,  $P < 0.05$ , respectivamente). Otras variables que demostraron correlación relativamente alta fueron oxígeno disuelto y temperatura ( $\rho = 0.79$ ,  $P < 0.05$ ). Para evitar colinealidad, en los análisis estadísticos

**Tabla 1**

Presencia de vegetación acuática durante el pulso de inundación. **Table 1.** Presence of aquatic vegetation during the flood pulse.

Periodo	Estación	<i>Eichhornia crassipes</i>	<i>Utricularia</i> sp.	<i>Paspalum</i> sp.	<i>Ludwigia</i> cf. <i>helminthorrhiza</i>	<i>Salvinia</i> sp.	<i>Azolla</i> sp.
Aguas altas	Sandovala	X	X	X	X	X	X
	Portugala	X	X	X	X	X	
	Cruce	X	X	X		X	
Aguas en descenso	Sandovala		X		X	X	
	Portugala		X		X		
	Cruce	X	X		X	X	X
Aguas bajas	Sandovala			X	X		
	Portugala	X		X	X		
	Cruce			X	X		
Aguas en ascenso	Sandovala	X		X	X	X	
	Portugala			X	X		
	Cruce			X	X		

**Tabla 2**

Variables físico-químicas medidas *in situ* en la ciénaga Río Viejo (Cimitarra, Santander) a lo largo del pulso de inundación. / **Table 2.** Physico-chemical variables measured *in situ* in the Río Viejo swamp (Cimitarra, Santander) throughout the flood pulse.

Periodo	Estación	Profundidad (cm)	Transparencia (cm)	pH	Cond. ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	T ( $^{\circ}\text{C}$ )	OD (mg/L)	OS (%)
Aguas Altas	Sandovala	208	29	6.73	45.5	27.6	0.38	5.7
	Portugala	247	40	6.59	41.7	30.8	0.31	5.0
	Cruce	255	30	5.61	41.9	30.4	0.53	8.1
Aguas en descenso	Sandovala	170	38	6.55	57.9	31.0	0.93	14.7
	Portugala	160	35	6.59	48.3	30.0	0.14	2.2
	Cruce	210	40	6.65	51.2	35.5	1.79	28.7
Aguas Bajas	Sandovala	40	13	7.85	73.3	28.5	1.21	12.9
	Portugala	32	14	7.08	105.6	34.2	1.74	28.7
	Cruce	34	8	8.40	41.6	32.4	5.67	8.91
Aguas en Ascenso	Sandovala	55	21	6.57	60.8	34.3	2.77	38.3
	Portugala	50	14	7.14	56.1	34.4	3.90	65.0
	Cruce	38	8	5.98	40.8	35.8	7.49	134.5

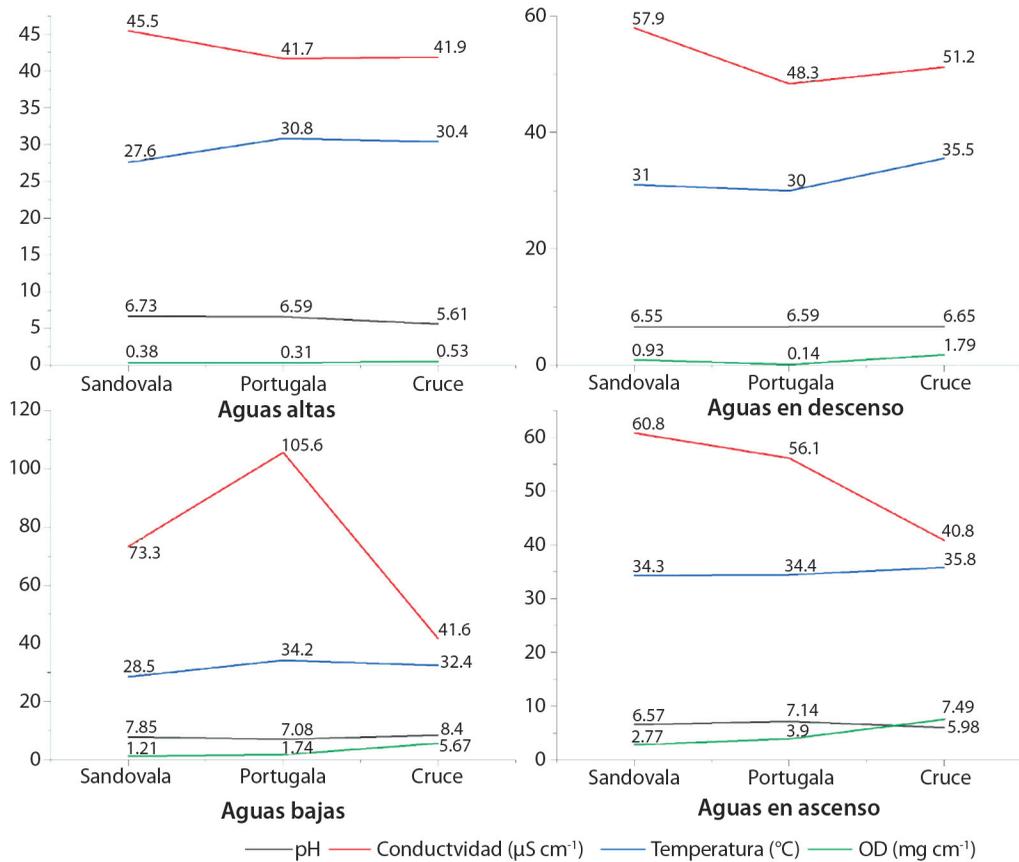
posteriores, se eliminaron las variables profundidad y oxígeno saturado, puesto que se consideraron menos influyentes en el ensamble de ostrácodos.

En relación con el comportamiento estacional y temporal de las variables físico-químicas, se observaron tendencias relativamente homogéneas a lo largo del pulso de inundación en los microambientes analizados (Fig. 2). El valor mínimo de temperatura del agua se encontró en la estación Sandovala durante el periodo de aguas altas con  $27.6^{\circ}\text{C}$  y la máxima temperatura del agua fue de  $35.8^{\circ}\text{C}$  en la estación el Cruce durante el periodo de aguas en ascenso. Las concentraciones de oxígeno disuelto variaron desde  $0.14\text{ mg L}^{-1}$  hasta  $7.49\text{ mg L}^{-1}$  con el mínimo valor registrado en la estación Portugal del periodo de aguas en descenso y el máximo valor obtenido en la estación el Cruce del periodo de aguas en ascenso. Los valores de pH estuvieron entre 5.61 en la estación el Cruce del periodo de aguas altas y 8.4 correspondiente a la misma estación durante el periodo de aguas bajas. La conductividad eléctrica mostró valores desde  $40.8\ \mu\text{S cm}^{-1}$  hasta  $105.6\ \mu\text{S cm}^{-1}$ , con el mínimo en la estación el Cruce del periodo de aguas en ascenso. La transparencia tuvo un valor mínimo de 8 cm en la estación del cruce

del periodo de aguas bajas y un valor máximo de 40 cm en la estación el Cruce del periodo de aguas en descenso y aguas altas.

El ACP explicó el 73 % de la variación de los datos en los dos primeros componentes. La transparencia y oxígeno disuelto se correlacionaron más estrechamente con el primer componente (-0.59 y 0.58, respectivamente), mientras que pH y conductividad con el segundo componente (-0.59 y -0.56, respectivamente), por lo cual estos fueron las variables que mejor explicaron la variabilidad ambiental. El gráfico de ordenación demostró que los microambientes pueden diferenciarse de acuerdo con la fase del pulso de inundación. Los periodos de aguas bajas y aguas en ascenso fueron claramente distinguibles en el ACP. El período de aguas bajas se asoció con valores altos de conductividad eléctrica ( $105.6\ \mu\text{S cm}^{-1}$ ) y pH básico (8.4). El periodo de aguas en ascenso se caracterizó por tener los valores más altos de temperatura ( $35.8^{\circ}\text{C}$ ) y oxígeno disuelto ( $5.98\text{ mg L}^{-1}$ ).

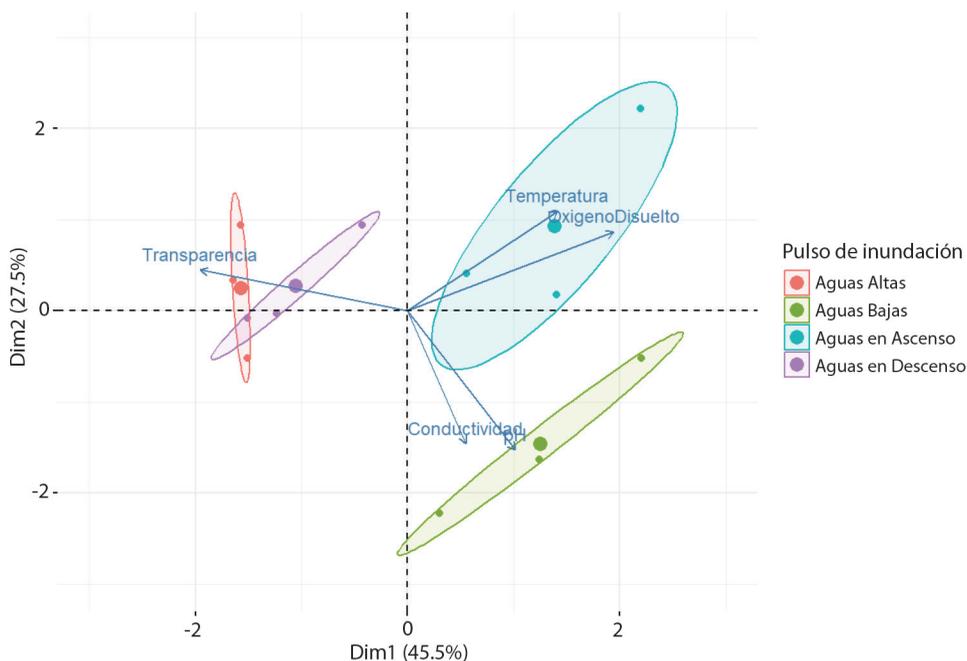
Los periodos de aguas altas y en descenso no fueron claramente identificables en el ACP, y ambos mostraron asociación con aguas transparentes. Aunque en ambos periodos se asociaron también a valores más bajos de oxígeno disuelto y temperatura (Fig. 3).



**Fig. 2.** Representación de la variabilidad ambiental (pH, conductividad, temperatura, oxígeno disuelto) medidos en cada microambiente y fase del pulso de inundación en la Ciénega Rio Viejo. / **Fig. 2.** Representation of environmental variability (pH, conductivity, temperature, dissolved oxygen) measured in each microenvironment and phase of the flood pulse in the Rio Viejo Wetland.

**Composición del ensamble de ostrácodos en microambientes de vegetación, durante el pulso de inundación:** Se encontró un total de 4 749 individuos de ostrácodos en los tres microambientes estudiados durante las cuatro fases del pulso de inundación. Los individuos fueron clasificados en tres familias taxonómicas, Cyprididae Baird 1845, Limnocytheridae Klie 1938 y Candonidae Kaufmann 1900. El análisis de las valvas y apéndices permitió identificar seis especies: *Stenocypris major* Baird, 1859 (Fig. 4K, Fig. 4L). *Strandesia cf. sphaeroidea* Broodbakker, 1983 (Fig. 4G, Fig. 4H). *Diaphanocypris meridana* Furtos 1936 (Fig. 4A, Fig. 4B), pertenecientes a la familia Cyprididae; *Cytheridella ilosvayi* Daday 1905 (Fig. 4C, Fig.

4D, Fig. 4E, Fig. 4F) de la familia Limnocytheridae; *Keysercypria* sp., y *Keysercypria* sp. 2 (Fig. 4I, Fig. 4J) de la familia Candonidae. La mayoría de las especies estuvieron representadas por poblaciones exclusivamente de hembras, a excepción de *Keysercypria* sp. 2 y *Cytheridella ilosvayi* quienes presentan poblaciones con proporción 5:2 de hembras y machos, respectivamente. A las especies *Strandesia cf. sphaeroidea*, *Keysercypria* sp. y *Keysercypria* sp. 2, se le asignaron identidades taxonómicas provisionales debido a que no fue posible identificarlas a nivel de especie por falta de caracteres taxonómicos, particularmente en estructuras reproductivas de machos y por la variabilidad morfológica



**Fig. 3.** Análisis de componentes principales explicaron el 73 % (dimensión 1 y 2) de la variabilidad ambiental en microambientes de vegetación durante los cuatro periodos del pulso de inundación en la ciénega Río Viejo: aguas altas, aguas bajas, aguas en ascenso y aguas en descenso. / **Fig. 3.** Principal components analysis explained 73 % (dimension 1 and 2) of the environmental variability in vegetation microenvironments during the four periods of the flood pulse in the Río Viejo wetland: high waters, low waters, rising waters, and receding waters.

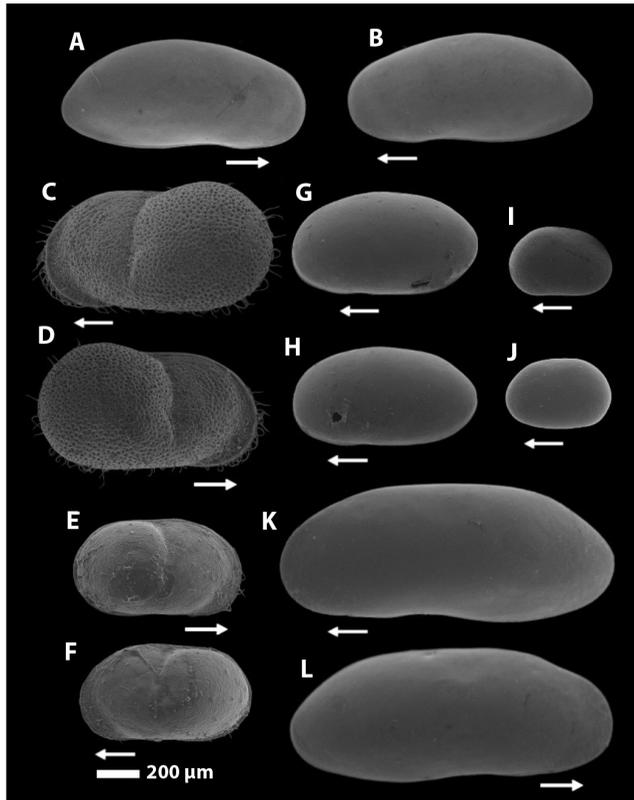
que mostraron en comparación con descripciones de especies en la región.

La mayor abundancia de ostrácodos fue durante el periodo de aguas bajas con 2 351 individuos, la estación Portugala representó el 90 % de la abundancia durante este periodo siendo *Keysercypris* sp. 2 la especie que representó el 88 % de la abundancia en esta estación. El periodo con menor abundancia fue aguas en ascenso con 182 individuos. El 50 % de abundancia estuvo representado por la estación el Cruce (Tabla 3).

La prueba ANOSIM de dos vías utilizada para estimar las diferencias significativas entre la composición de especies de las estaciones muestreadas, dio como resultado un R global -0.25 y P de 0.93, indicando que no existen diferencias significativas en la abundancia del ensamble de ostrácodos entre las estaciones. De manera similar, al comparar la composición de especies entre los periodos hidrológicos el valor

de R global fue de 0.3 y P de 0.06, no se encontraron diferencias significativas.

**Relación entre variables ambientales y el ensamble de ostrácodos:** El RDA explica el 73.4 % de la relación entre las variables y especies en los dos primeros componentes con un p de 0.018 para todos los ejes (Fig. 5). Se evidencia que las especies se encuentran relacionadas con los parámetros fisicoquímicos como la temperatura, transparencia y profundidad (Fig. 5). El género *Keysercypris* se asoció al periodo aguas bajas con alta transparencia. Las especies *Stenocypris major*, *Strandesia* cf. *sphaeroidea* y *Cytheridella ilosvayi* se asociaron a aguas altas junto a valores bajos de conductividad y temperatura. La especie *Diaphanocypris meridiana* se encuentra próxima al origen de los ejes, sugiriendo una menor influencia de estos parámetros fisicoquímicos en su abundancia.

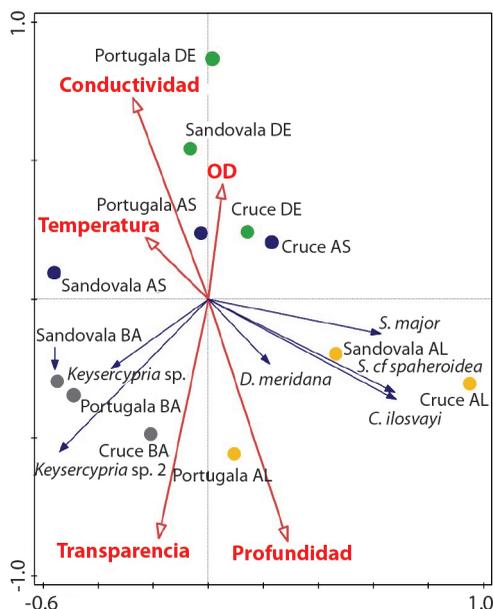


**Fig. 4.** Análisis SEM de las valvas derecha e izquierda de ostrácodos de la ciénaga Río Viejo. A. y B. *Diaphanocypris meridana*; C. y D. *Cytheridella ilosvayi* hembra; E. y F. *C. ilosvayi* macho; G. y H. *Strandesia* cf. *Sphaeroidea* hembra; I. y J. *Keysercypria* sp. 2 hembra; K. y L. *Stenocypris major* hembra. Las flechas blancas indican la posición anterior de la valva. / **Fig. 4.** SEM analysis of the right and left valves of ostracods from the Río Viejo wetland. A. and B. *Diaphanocypris meridana*; C. and D. *Cytheridella ilosvayi* female; E. and F. *C. ilosvayi* male; G. and H. *Strandesia* cf. *Sphaeroidea* female; I. and J. *Keysercypria* sp. 2 female; K. and L. *Stenocypris major* female. The white arrows indicate the anterior position of the valve.

**Tabla 3**

Abundancia de ostrácodos en tres microambientes durante el pulso de inundación. / **Table 3.** Ostracod abundance in three microenvironments during the flood pulse.

Periodo	Estación	<i>Cytheridella ilosvayi</i>	<i>Strandesia</i> cf. <i>sphaeroidea</i>	<i>Stenocypris major</i>	<i>Diaphanocypris meridana</i>	<i>Keysercypria</i> sp. 2	<i>Keysercypria</i> sp.
Altas	Sandovala	7	489	0	134	0	0
	Portugala	43	32	0	23	21	0
	Cruce	1008	219	3	8	0	0
Bajas	Sandovala	2	5	0	2	100	0
	Portugala	16	0	0	19	2068	20
	Cruce	30	16	0	31	42	0
Descenso	Sandovala	0	7	0	12	0	0
	Portugala	9	2	0	3	0	0
	Cruce	119	65	0	12	0	0
Ascenso	Sandovala	1	2	0	23	0	0
	Portugala	4	2	1	42	16	0
	Cruce	28	0	0	59	4	0



**Fig. 5.** Análisis de redundancia (RDA) que muestra las asociaciones de los ostrácodos con las variables físico-químicas tomadas en cuatro periodos correspondientes al pulso de inundación. AL: Aguas altas. AS: Aguas en ascenso. DE: Aguas en descenso y BA: Aguas bajas. / **Fig. 5.** Redundancy analysis (RDA) showing the associations of ostracods with the physico-chemical variables taken in four periods corresponding to the flood pulse. AL: High waters. AS: Rising waters. DE: Receding waters. BA: Low waters.

## DISCUSIÓN

**Variabilidad ambiental en los microambientes y fases del pulso de inundación:** El ACP demostró que los cambios hidrológicos de la región influyen la estructura físico-química de los microambientes en la Ciénaga de Río Viejo, puesto que, en la ordenación claramente se discriminaron los microambientes en respuesta a las cuatro fases hidrológicas (Fig. 3). Esto indica que los microambientes tienen condiciones físico-químicas que se expresan de manera independiente y que podrían estar influenciadas por factores locales, como la cubierta vegetal y el flujo de agua. En las llanuras aluviales del Alto Paraná, se encontró que los cambios ambientales del pulso de inundación no fueron significativamente diferentes entre fases del pulso, pero sí lo fueron a nivel

espacial cuando se consideró la asociación de plantas acuáticas (Higuti et al., 2010). Lo anterior ejemplifica, la relevancia de las plantas acuáticas para la modificación de condiciones ambientales a nivel local. En Colombia se ha encontrado que la especie *Utricularia* sp., puede modificar las condiciones ambientales en un sitio, debido a procesos metabólicos (Solís-Parra & Criales-Hernández, 2016). La ecología y fenología de las plantas acuáticas también pueden modificar el ambiente a nivel local, por ejemplo, la temperatura superficial y disponibilidad de oxígeno son afectados por la cobertura y respiración vegetal, mientras que los procesos metabólicos pueden alterar el pH y conductividad (Sánchez-Lobo, 2017; Tezanos Pinto, 2008).

Si bien, el ACP discriminó los sitios en respuesta a los pulsos de inundación, en términos generales, las variables ambientales fluctuaron dentro de un rango relativamente estrecho. El oxígeno disuelto mostró la mayor variación en el conjunto de datos, puesto que en los periodos aguas altas y aguas en descenso, los valores fueron desde muy bajos a anóxicos ( $< 1.8 \text{ mg L}^{-1}$ ), mientras que en los periodos aguas altas y en ascenso los valores alcanzaron hasta  $7.49 \text{ mg L}^{-1}$ . Además, contrario a la tendencia general, se encontró una correlación positiva entre el oxígeno disuelto y la temperatura en Río Viejo. La disminución en el oxígeno disuelto durante fases del pulso puede deberse a factores como la respiración vegetal, incremento de N y materia orgánica por efecto antropogénico o por la descomposición de plantas acuáticas (Caraco et al., 2006; Montoya et al., 2011; Sánchez-Lobo, 2017; Stumm & Morgan 1981). Lo anterior podría estar incentivado por la reducción de volumen de agua del sistema que puede ser de hasta 80 cm durante la transición de aguas altas y aguas en descenso. Por el contrario, el incremento en la disponibilidad de oxígeno disuelto ocurre durante las fases más dinámica del sistema, esto es, desde aguas bajas hacia aguas en ascenso, por lo que se asume que las corrientes y turbulencia generadas por el aporte hidrológico de los tributarios como caño Río Viejo, aumentan la difusión del oxígeno atmosférico.



La disponibilidad de oxígeno disuelto, por lo tanto, parece estar más relacionada con la dinámica local del microambiente, y no por factores como la temperatura. En Río Viejo se registró una fluctuación general de  $\sim 5\text{ }^{\circ}\text{C}$  durante el pulso de inundación anual, excepto por el sitio La Sandovala en aguas altas, donde se registró una variación de hasta  $8\text{ }^{\circ}\text{C}$ . Las condiciones de temperatura relativamente homogéneas en la ciénega, podrían estar influenciadas por la cobertura vegetal que en la mayoría de las fases del pulso, abarca casi la totalidad del espejo de agua, disminuyendo la penetración de luz y distribución del calor (Tezanos Pinto, 2008), por lo cual, para los microambientes, la temperatura parece no ser determinante para el incremento o reducción del oxígeno disuelto y la correlación positiva encontrada en este estudio, podría ser un artefacto del limitado número de mediciones. Comparativamente, el oxígeno disuelto mostró valores de concentración menores a las ciénegas del Magdalena Medio (Criales-Hernández et al., 2020; Dulcey, 2012; García-Lozano & Dister, 1990; Gavilán, 2000; Hoyos & Toro, 2007; Plata, 2001; Solís-Parra & Criales-Hernández, 2016).

Los cambios en otras variables ambientales en la ciénega de Río Viejo fueron relativamente homogéneos y similares a los observados en otros cuerpos de agua en la región del Magdalena Medio. Los valores de conductividad eléctrica  $41.6\text{-}105.6\text{ }\mu\text{S cm}^{-1}$ , por ejemplo, estuvieron en el rango observado en la ciénega de Paredes (Solís-Parra & Criales-Hernández, 2016), el Llanito (Dulcey, 2012; Gavilán, 2000), Chucurí (García-Lozano & Dister, 1990; Plata, 2001), Cachimbero (Hoyos & Toro, 2007) y a los registrados durante el periodo de aguas altas en las ciénegas la Colorada, la Duda, Río Viejo y Limonal (Criales-Hernández et al., 2020). La variabilidad ambiental que se observó en los microambientes de vegetación sumergida podría también estar siendo minimizada por la vegetación acuática.

**Diversidad de ostrácodos en microambientes en la ciénega Río Viejo y su relación con la variabilidad ambiental:** En la Ciénega

Río Viejo, los ostrácodos se encontraron principalmente asociados a las especies de vegetación acuática sumergida y parcialmente sumergida *Eichhornia crassipes*, *Azolla* sp., *Limnobium* cf. *laevigatum*, *Ludwigia* cf. *Helminthorrhiza*, *Paspalum* sp., *Utricularia* sp., y *Salvinia* sp. Estas plantas son típicas en los lagos tropicales de tierras bajas en América del Sur (Alves Ferreira et al., 2011; da Conceição et al., 2020), caracterizadas por mantener complejas asociaciones ecológicas entre tallos y raíces. No obstante, la riqueza fue baja en los microambientes y en general en la ciénega, en comparación con lo que se ha observado en otros estudios de la región. Los ensamblajes de ostrácodos asociados a *Eichhornia* sp., en el Río Alto Paraná, se caracterizaron por 44 especies (Higuti et al., 2017), y en el río Araguaia (Brasil) se encontró un total de 29 ostrácodos durante un periodo anual del pulso de inundación (Pereira et al., 2017). La riqueza de especies en microambientes de la Ciénega Río Viejo se asemeja al ensamblaje de especies de lagos aislados en el Neotrópico norte, como el Lago Petén Itzá (Guatemala) con 11 especies (Pérez et al., 2010; Cohuo, 2012). En el embalse en Santa Fe, Antioquia (Colombia) se registraron seis especies (Saldarriaga & Martínez, 2010) y en lagos de elevación media y tierras bajas en el sur de México y Guatemala se registraron entre una y ocho especies de ostrácodos (Echeverría Galindo et al., 2019).

De las seis especies registradas en este estudio, cinco especies son nuevos registros para Colombia y para el Departamento de Santander. La única especie registrada anteriormente en esta región es *Cytheridella ilosvayi*, que tiene dos registros en el país, una para el departamento de Casanare (Wrozyna et al., 2018) y otra para el departamento de Santander (Ruiz-Jiménez et al., 2020). El análisis de ANOSIM, reveló que entre los microambientes no existen diferencias significativas entre los ensamblajes, por lo que se asume que las especies encontradas son especializadas en microambientes de plantas acuáticas y que su distribución es relativamente uniforme en los microambientes. De manera similar, los cambios en las fases del pulso no fueron significativas para diferenciar

el ensamble de ostrácodos en los microambientes. El RDA, sin embargo, demostró que las especies tienen respuestas diferenciadas a la fluctuación de parámetros ambientales. Las especies *Keysercypria* sp. y *Keysercypria* sp. 2 mostraron un incremento de su abundancia durante el periodo de aguas bajas cuando las condiciones de transparencia fueron mayores. De manera general, las especies de la subfamilia Cyclocypridinae Kaufmann, 1900 en la región Neotropical se asocian con vegetación parcialmente sumergida. Por lo que, la exposición de una mayor área de cobertura puede beneficiar a que estas especies incrementen su abundancia (Macario-González et al., 2022). Las especies *C. ilovayi*, *D. meridana*, *S. cf. sphaeroidea* y *S. major*, mostraron mayor asociación con aguas altas y a valores más bajos de conductividad, temperatura y oxígeno disuelto. Estas especies se reconocen como altamente tolerantes y de amplia distribución en las Américas (Cohuo et al., 2017; Martens & Behen 1994), por lo que su distribución pudiera no estar limitada por la variación climática estacional en la región tropical.

*Diaphanocypris meridana* ha demostrado una notable tolerancia a variaciones en la conductividad eléctrica del agua. Es un organismo con reproducción asexual que se distribuye en el neotrópico, específicamente en México, Brasil, Ecuador, Argentina y en las Antillas (Martens & Behen, 1994; Meisch et al., 2019; Würdig & Pinto, 1990). En Brasil esta especie se encuentra asociada a valores de conductividad eléctrica con rangos de 51.8 a 66.1  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (Higuti et al., 2017); en la ciénaga Río Viejo se registró para rangos de conductividad eléctrica 40.8  $\mu\text{S}/\text{cm}$  a 105.6  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , mayores a lo reportado por Higuti et al., (2017), lo que demuestra su amplio rango de tolerancia a este parámetro físico-químico.

La especie *Stenocypris major*, es de hábito nectobentónico y cosmopolita, se tienen registros de su distribución en Sudamérica, África y Asia. Se ha encontrado en aguas poco profundas y en charcas (Broodbakker, 1984), se encuentra asociado a vegetación acuática como *Salvinia* (Pérez et al., 2010) y presenta rangos

de conductividad eléctrica desde los 0  $\mu\text{S}/\text{cm}$  a 600  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (Echeverría Galindo et al., 2019). Para la ciénaga Río Viejo también se encontró en la planta acuática *Salvinia* sp., y se registró entre *Eichhornia crassipes*, *Paspalum* sp., *Utricularia* sp., *Azolla* sp., *Ludwigia cf. helminthorrhiza* y *Limnobium cf. laevigatum*, además, esta especie se encontró entre los rangos de conductividad eléctrica reportados por Echeverría Galindo et al., (2019).

La especie *Cytheridella ilovayi* es la única especie registrada en este estudio con hábito bentónico y se distribuye ampliamente en Sudamérica, el Caribe y el sureste de México, en particular, se ha registrado la presencia de *C. ilovayi* en México, Brasil, Chile, Cuba, Nicaragua, Paraguay, Trinidad y Tobago y Venezuela (Cohuo et al., 2017; Pérez et al., 2010;) y Colombia (Ruiz-Jiménez et al., 2020; Wrozyzna et al., 2016). Se ha encontrado habitando entre rangos de temperatura desde los 16 °C y 35.5 °C, pH entre los 6.1 a 8.6 unidades, alta conductividad eléctrica 5,110 ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) (Meyer et al., 2017; Pérez et al., 2010; Purper, 1974) y asociado a la vegetación acuática como *Eichhornia* (da Conceição et al., 2018; Higuti et al., 2007; Higuti et al., 2009; Higuti et al., 2010; Higuti et al., 2017). En la ciénaga Río Viejo se encontró que la especie puede habitar aguas con baja conductividad eléctrica (40.8  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) y entre la vegetación acuática como *Utricularia* sp., *Paspalum* sp., *Ludwigia cf. helminthorrhiza*, *Salvinia* sp., *Azolla* sp.

La composición de especies de la Ciénaga Río Viejo está, constituida por una mezcla de especies de amplia distribución en América como *C. ilovayi*, *D. meridana* y *S. major* (Cohuo et al., 2017; Martens & Behen 1994), y especies con distribuciones restringidas como *S. cf. sphaeroidea* y *Keysercypria* sp. En ambos casos, consideramos que la distribución de especies entre los microambientes puede estar relacionada con el efecto buffer que las plantas acuáticas generan y que limitan la variabilidad ambiental. Además, entre los procesos hidrológicos por los que atraviesa el sistema, estos microambientes parecen mantener condiciones propicias para los ostrácodos como suficiencia



de alimento y refugio tropicales (Higuti & Martens, 2016). La baja diversidad en estos ambientes podría estar limitada por factores como la competencia intraespecífica y la depredación, para lo cual las especies encontradas podrían ser especialistas en el uso de recurso y la protección contra depredadores, evitando así la colonización de otras especies de ostrácodos.

**Conclusiones:** Se identificó un total de seis especies de ostrácodos en la Ciénaga de Río Viejo asociados a microambientes en vegetación acuática de hábito flotante, sumergida y enraizada. Cinco especies de ostrácoda son nuevos registros para Colombia. Se requiere una comparación detallada para algunas especies para proporcionar un estado taxonómico definitivo para las especies de la Ciénaga Río Viejo, puesto que existen variaciones morfológicas con especies previamente descritas. Los microambientes se diferenciaron en relación a la fase del pulso, aunque la variación ambiental en cada microambiente fue estrecha. Esta condición aparentemente favorece a la distribución relativamente homogénea de especies de ostrácodos. El ensamble de ostrácodos no presentó diferencias significativas en la abundancia de las especies. Se asume que la vegetación acuática amortigua el dinamismo del sistema hidrológico y crean microambientes aptos para el mantenimiento de las poblaciones durante el pulso de inundación.

#### AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Escuela de Biología de la Universidad Industrial de Santander (UIS) por el financiamiento para el desarrollo de las actividades de campo, a la Vicerrectoría de Relaciones Exteriores de la UIS por el apoyo en la movilidad internacional de uno de los autores, al personal del laboratorio de hidrobiología de la UIS. Al Instituto Tecnológico de Chetumal (ITCH) y al Colegio de la Frontera del Sur (ECOSUR), por el financiamiento parcial de esta investigación. A Héctor Lara Arenas por su contribución en el procesamiento de

datos y a Manuel Elías Gutiérrez por el acceso y generación de imágenes SEM.

#### REFERENCIAS

- Araújo, F. G., Pinto, B. C. T., & Teixeira, T. P. (2009). Longitudinal patterns of fish assemblages in a large tropical river in southeastern Brazil: evaluating environmental influences and some concepts in river ecology. *Hydrobiologia*, 618, 89-107.
- Arias, P. (1985). Las ciénagas en Colombia. *Revista Divulgación Pesquera Inderena*, 22, 39-70.
- Alves Ferreira, F., Mormul, R. P., Thomaz, S. M., Pott, A., & Pott, V. J. (2011). Macrophytes in the upper Paraná River floodplain: checklist and comparison with other large South American wetlands. *Revista de Biología Tropical*, 59(2), 541-556.
- Baltanás, A. (2004). Ostrácodos. En J. A. Barrientos (Ed.), *Curso práctico de entomología* (pp. 285-302). Servicio de publicaciones de la Universidad de Barcelona.
- Benke, A. C., Chaubey, I., Ward, G. M., & Dunn, E. L. (2000). Flood pulse dynamics of an unregulated river floodplain in the southeastern US coastal plain. *Ecology*, 81(10), 2730-2741.
- Broodbakker, N. W. (1984). The distribution and zoogeography of freshwater Ostracoda (Crustacea) in the West Indies, with emphasis on species inhabiting wells. *Bijdragen tot de Dierkunde*, 54(1), 25-50.
- Butlin, R., Schön, I., & Martens, K. (1998). Asexual reproduction in nonmarine ostracods. *Heredity*, 81(5), 473-480. <https://doi.org/10.1038/sj.hdy.6884540>
- Caraco, N., Cole, J., Findlay, S., & Wigand, C. (2006). Vascular plants as engineers of oxygen in aquatic systems. *BioScience*, 56(3), 219-225.
- Castellanos, C. A. (2001). Los ecosistemas de humedales en Colombia. *Revista Luna Azul*, 13, 1-5.
- Chick, J. H., & McIvor, C. C. (1994). Patterns in the abundance and composition of fishes among beds of different macrophytes: viewing a littoral zone as a landscape. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51(12), 2873-2882.
- Choi, J. Y., Jeong, K. S., La, G. H., & Joo, G. J. (2014). Effect of removal of free-floating macrophytes on zooplankton habitat in shallow wetland. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 414, 11.
- Clarke, K. R., & Gorley, R. N. (2015). *Getting started with PRIMER v7*. Plymouth Marine Laboratory.
- Cohuo, S. (2012). *Revisión taxonómica (morfológica y molecular) de los ostrácodos dulceacuícolas del*

- centro-sureste de México. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Cohuo, S., Macario-González, L., Pérez, L., & Schwalb, A. (2017). Overview of Neotropical-Caribbean freshwater ostracode fauna (Crustacea, Ostracoda): identifying areas of endemism and assessing biogeographical affinities. *Hydrobiologia*, 786, 5–21.
- Concejo Municipal Cimitarra Santander. (2016). *Plan de Desarrollo Municipal 2016-2019*. Concejo Municipal Cimitarra Santander, Colombia.
- Criales-Hernández, M. I., Sánchez-Lobo, D. M., & Almeyda Osorio, J. K. (2020). Ampliando el conocimiento de la diversidad planctónica de los lagos tropicales del nordeste de los Andes colombianos. *Revista de Biología Tropical*, 68(S2), 159–176. <https://doi.org/10.15517/RBT.V68IS2.44347>
- da Conceição, E., Higuti, J., de Campos, R., & Martens, K. (2018). Efectos de los pulsos de inundación en la persistencia y variabilidad de las comunidades de pleuston en un lago de planicie de inundación tropical. *Hydrobiologia*, 807(1), 175–188. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3392-z>
- da Conceição, E., Mantovano, T., de Campos, R., Rangel, T. F., Martens, K., Bailly, D., & Higuti, J. (2020). Mapeo de la distribución intracontinental observada y modelada de ostrácodos no marinos de América del Sur. *Hydrobiologia*, 847(7), 1663–1687.
- Deosti, S., de Fátima Bomfim, F., Lansac-Tôha, F. M., Quirino, B. A., Costa Bonecker, C., & Lansac-Tôha, F. A. (2021). Zooplankton taxonomic and functional structure is determined by macrophytes and fish predation in a Neotropical river. *Hydrobiologia*, 848, 1475–1490. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04527-8>
- Ducharmé, A. (1975). *Informe técnico de biología pesquera (Limnología)*. INDERENA FAO, Colombia.
- Dulcey, U. J. (2012). *Variación de la biomasa, productividad primaria y diversidad fitoplanctónica ante el fenómeno el niño-la niña en un lago de inundación tropical (ciénaga el Llanito, Colombia)* (Tesis de pregrado). Universidad Industrial de Santander, Colombia.
- Echeverría Galindo, P. G., Pérez, L., Correa-Metrio, A., Avendaño, C. E., Moguel, B., Brenner, M., Cohuo, S., Macario, L., Caballero, M., & Schwalb, A. (2019). Tropical freshwater ostracodes as environmental indicators across an altitude gradient in Guatemala and Mexico. *Revista de Biología Tropical*, 67(4), 1037–1058. <https://doi.org/10.15517/rbt.v67i4.33278>
- García-Lozano, L. C., & Dister, E. M. (1990). La planicie de inundación del Medio-Bajo Magdalena. restauración y conservación de habitats. *Interciencia*, 15(6), 396–410.
- Garzón Yepes, N. V., & Gutiérrez Camargo, J. C. (2013). *Deterioro de humedales en el Magdalena Medio: Un llamado para su conservación*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt.
- Gavilán-Díaz, R. A. (2000). *Limnología comparativa de três lagoas neotropicais da bacia do magdalena médio santandereano (colômbia) com ênfase no estudo da diversidade da comunidade zooplânctônica e sua relação com a dinâmica hidrológica do sistema regional* (Tesis doctoral). Universidade Federal de São Paulo, Brasil.
- GBIF. (enero-junio de 2019). Secretariat GBIF Backbone Taxonomy Checklist dataset. <https://doi.org/10.15468/39omei>
- Granado-Lorencio, C., Gulfo, A., Alvarez, F., Jiménez-Segura, L. F., Carvajal-Quintero, J. D., & Hernández-Serna, A. (2012). Fish assemblages in floodplain lakes in a Neotropical River during the wet season (Magdalena River, Colombia). *Journal of Tropical Ecology*, 28(3), 271–279. <https://doi.org/10.1017/S0266467412000181>
- Haynes, R. R., Holm-Nielsen, L. B., Nielsen, I. C., & Balslev, H. (1989). Speciation of Alismatidae in the Neotropics. En L. B. Holm-Nielsen, I. C. Nielsen, & H. Balslev (Eds.), *Tropical forests. Botanical dynamics, speciation and diversity* (pp. 212–219). Academic Press.
- Higuti, J., & Martens, K. (2014). Five new species of Candoninae (Crustacea, Ostracoda) from the alluvial valley of the Upper Paraná River (Brazil, South America). *European Journal of Taxonomy*, 106, 1–36. <https://doi.org/10.5852/ejt.2014.106>
- Higuti, J., Conceição, E. D. O. D., Campos, R. D., Ferreira, V. G., Rosa, J. D., Pinto, M. B. D. O., & Martens, K. (2017). Periphytic community structure of Ostracoda (Crustacea) in the river-floodplain system of the Upper Paraná River. *Acta Limnologica Brasiliensis*, 29, e120.
- Higuti, J., Declerck, S. A. J., Lansac-Tôha, F. A., Velho, L. F. M., & Martens, K. (2010). Variation in ostracod (Crustacea, Ostracoda) communities in the alluvial valley of the upper Paraná River (Brazil) in relation to substrate. *Hydrobiologia*, 644(1), 261–278. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0122-1>
- Higuti, J., Lansac-Tôha, F. A., Velho, L. F. M., & Martens, K. (2009). Biodiversity of non-marine ostracods (Crustacea, Ostracoda) in the alluvial valley of the upper Paraná River, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 69, 661–668.
- Higuti, J., Velho, L. F. M. H., Lansac-Tôha, F. A., & Martens, K. (2007). Pleuston communities are buffered from regional flood pulses: The example of ostracods in the Paraná River floodplain, Brazil. *Freshwater Biology*, 52(10), 1930–1943. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01821.x>



- Hill, M. O., & Gauch Jr, H. G. (1980). Detrended correspondence analysis: An improved ordination technique. *Vegetatio*, 42(1), 47–58.
- Holdridge, L. R. (2000). *Ecología basada en zonas de vida*. Instituto Agroamericano de Cooperación para la Agricultura, Costa Rica.
- Hoyos, C. A., & Toro, Á. W. (2007). Evaluación de la estratificación térmica y su relación con el oxígeno disuelto del agua en la ciénaga Cachimbero, municipio de Cimitarra, Santander. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, 41, 48–65.
- IDEAM. (2019). *Base de datos Instituto de Hidrología*. <http://www.ideam.gov.co/solicitud-de-informacion>.
- Junk, W. J., & Wantzen, K. M. (2004). The flood pulse concept: new aspects, approaches and applications—an update. In *Second international symposium on the management of large rivers for fisheries* (pp. 117–149). Food and Agriculture Organization and Mekong River Commission, FAO Regional Office for Asia and the Pacific
- Karanovic, I. (2012). *Recent freshwater ostracods of the world: Crustacea, Ostracoda, Podocopida*. Springer Science & Business Media.
- Kassambara, A., & Mundt, F. (2020). *factoextra: Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses* (Version 1.0.7, Software). <https://CRAN.R-project.org/package=factoextra>
- Macario-González, L., Cohuo, S., Hoelzmann, P., Pérez, L., Elías-Gutiérrez, M., Caballero, M., Oliva, A., Palmieri, M., Álvarez, M. R., & Schwalb, A. (2022). Geodiversity influences limnological conditions and freshwater ostracode species distributions across broad spatial scales in the northern Neotropics. *Biogeosciences*, 19(22), 5167–5185.
- Martens, K., & Behen, F. (1994). A Checklist of the Recent Non-Marine Ostracods (Crustacea, Ostracoda) from the Inland Waters of South America and Adjacent Islands. *Travaux Scientifiques Du Musée National D'Histoire Naturelle de Luxembourg*, 22, 1–81.
- Martins, M. J. M., Puckett, T. M., Lockwood, R., Swaddle, J. P., & Hunt, G. (2018). Extinction in Fossil Ostracods. *Nature*, 556(7701), 366–369.
- Meisch, C. (2000). *Freshwater Ostracoda of Western and Central Europe Süßwasserfauna von Mitteleuropa 8/3*. Spektrum.
- Meisch, C., Smith, R. J., & Martens, K. (2019). A subjective global checklist of the extant non-marine Ostracoda (Crustacea). *European Journal of Taxonomy*, 492, 1-135. <https://doi.org/10.5852/ejt.2019.492>
- Meyer, J., Wrozyzna, C., Leis, A., & Piller, W. E. (2017). Modeling calcification periods of *Cytheridella ilosvayi* from Florida based on isotopic signatures and hydrological data. *Biogeosciences*, 14(21), 4927–4947.
- Montoya, Y. M., & Aguirre, N. (2009). Estado del arte de la limnología de lagos de planos inundables (Ciénagas) en Colombia. *Gestión y Ambiente*, 12(3), 85–106.
- Montoya, J. V., Castillo, M. M., & Sánchez, L. (2011). La importancia de las inundaciones periódicas para el funcionamiento y conservación de los ecosistemas inundables de grandes ríos tropicales: estudios en la cuenca del Orinoco. *Interciencia*, 36(12), 900–907.
- Oksanen, J., Simpson, G., Blanchet, F., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P., O'Hara, R., Solymos, P., Stevens, M., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., De Caceres, M., Durand, S., ... Weedon, J. (2022). *vegan: Community Ecology Package* (Version 2.6, Software). <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Pereira, L. C., Lansac-Tôha, F. A., Martens, K., & Higuti, J. (2017). Biodiversity of ostracod communities (Crustacea, Ostracoda) in a tropical floodplain. *Inland Waters*, 7(3), 323–332. <https://doi.org/10.1080/20442041.2017.1329913>
- Pérez, L., Lorenschat, J., Brenner, M., Scharf, B., & Schwalb, A. (2010). Extant freshwater ostracodes (Crustacea: Ostracoda) from Lago peten itza, Guatemala. *Revista de Biología Tropical*, 58(3), 871–895.
- Plata, Y. (2001). *Distribución horizontal, biomasa y productividad primaria de la comunidad fitoplanctónica de la Ciénaga de Chucurí (Santander/Colombia)* (Tesis de pregrado). Universidad Industrial de Santander, Colombia.
- Purper, I. (1974). *Cytheridella boldii* Purper, sp. nov. (Ostracoda) from Venezuela and a revision of the genus *Cytheridella* Daday, 1905. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 46(34), 635–662.
- R Core Team (2023). *R: A Language and Environment for Statistical Computing* (Software). R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Ricaurte, L. F., Patiño, J. E., Zambrano, D. F. R., Arias-G, J. C., Acevedo, O., Aponte, C., Medina, R., González, M., Rojas, S., Flórez, C., Estupinan-Suarez, L. M., Jaramillo, Ú., Santos, A. C., Lasso, C. A., Nivia, A. A. D., Calle, S. R., Vélez, J. I., Acosta, J. H. C., Duque, S. R., ... Junk, W. J. (2019). A Classification System for Colombian Wetlands: an Essential Step Forward in Open Environmental Policy-Making. *Wetlands*, 39(5), 971–990. <https://doi.org/10.1007/s13157-019-01149-8>
- Roldán, G., & Ramírez, J. J. (2008). *Fundamentos de Limnología Neotropical*. Universidad de Antioquia, Colombia.
- Rosa, J., de Campos, R., Martens, K., & Higuti, J. (2020). Spatial variation of ostracod (Crustacea, Ostracoda)

- egg banks in temporary lakes of a tropical flood plain. *Marine and Freshwater Research*, 72(1), 26–34.
- RStudio Team. (2019). *RStudio: Integrated Development for R* (Software). RStudio, Inc. Boston, Estados Unidos de América. <http://www.rstudio.com/>
- Ruiz-Jiménez, J. A., Gutiérrez, M. B., & Criales-Hernández, M. I. (2020). Primer registro de *Cytheridella ilosvayi* Daday, 1905 (Ostracoda: Limnocytheridae) en la ciénaga de San Silvestre, Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 44(171), 554–559.
- Saldarriaga, A., & Martínez, J. (2010). Ecology of non-marine ostracoda from La Fe reservoir (El Retiro, Antioquia) and their potential application in paleoenvironmental studies. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 34(132), 397–409.
- Sánchez-Lobo, D. (2017). *Estudio de la morfología funcional del fitoplancton en la ciénaga de Paredes (Santander - Colombia) durante un pulso de inundación* (Tesis de pregrado). Universidad Industrial de Santander, Colombia.
- Solís-Parra, J. S., & Criales-Hernández, M. I. (2016). Captura y selectividad del zooplancton por *Utricularia foliosa* (Lentibulariaceae) en la Ciénaga de Paredes, Santander, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 64(3), 1297–1310.
- Stumm, W., & Morgan, J. J. (1981). *Aquatic Chemistry*. Wiley.
- Ter Braak, C. J., & Šmilauer, P. (2012). *Canoco reference manual and user's guide: software for ordination, version 5.0*. Microcomputer Power.
- Tezanos Pinto, P. (2008). *Influencia de las macrófitas flotantes en la comunidad fitoplanctónica en un humedal del bajo Paraná (Reserva natural de Otamendi, Argentina)* (Tesis doctoral). Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Argentina.
- Wickham, H. (2016). *Ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag.
- Wroczynna, C., Neubauer, T. A., Meyer, J., & Piller, W. E. (2016). Shape variation in Neotropical *Cytheridella* (Ostracoda) using semilandmarks-based geometric morphometrics: A methodological approach and possible biogeographical implications. *PLOS ONE*, 11(12), e0168438. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0168438>
- Wroczynna, C., Meyer, J., Gross, M., Ramos, M. I. F., & Piller, W. E. (2018). Definition of regional ostracod (*Cytheridella*) morphotypes by use of landmark-based morphometrics. *Freshwater Science*, 37(3), 573–592. <https://doi.org/10.1086/699482>
- Würdig, N. L., & Pinto, I. D. (1990). *Diaphanocypris* a New Ostracoda Genus Occuring in South and Central America. *Pesquisas em Geociências*, 17(1-2), 31–38.