

DIVERSIDAD Y ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD ZOOPLANCTÓNICA EN LA CIÉNAGA DE PAREDES

Diversity and structure of zooplankton community in a Ciénaga de Paredes

Maria Isabel CRIALES-HERNANDEZ^{1,2*} , Diana Marcela SÁNCHEZ LOBO² , Angela Maria RUEDA PARRA² ,
Silvia Maria LÓPEZ-GÓMEZ² 

^{1*} Departamento de Biología, Universidad Nacional de Colombia, Sede Bogotá, Bogotá, Colombia.

². Escuela de Biología, Universidad Industrial de Santander, Bucaramanga, Colombia.

* For correspondence: mcrialesh@unal.edu.co

Received: 22nd September 2021. **Returned for revision:** 29th November 2021. **Accepted:** 07th March 2022.

Associate Editor: Santiago Gaviria Melo

Citation/ citar este artículo como: Criales-Hernandez, M.I., Sanchez Lobo, D.M., Rueda Parra, A.M., y López-Gómez, S.M. (2023). Diversidad y estructura de la comunidad zooplanctónica en la Ciénaga de Paredes. *Acta Biol Colomb.*, 28(1), 95-107. <https://doi.org/10.15446/abc.v28n1.94931>

RESUMEN

El zooplancton constituye uno de los componentes tróficos más importante para el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos, y los cambios en esta comunidad contribuyen a entender los procesos de oferta alimenticia y el reciclaje de nutrientes en estos ambientes de gran relevancia. El presente trabajo tiene como objetivo estudiar los cambios temporales en la composición, estructura y diversidad del zooplancton dulceacuícola en la ciénaga de Paredes y su relación con las variables ambientales durante el periodo de 2013 a 2014. Se trabajó con muestras zooplanctónicas depositadas en el Museo de Historia Natural UIS y se evaluó la estructura de la comunidad, usando los números efectivos de Hill y análisis de varianza para determinar si hay diferencias significativas en el pulso de inundación. El análisis de escalamiento multidimensional no métrico arrojó un valor de estrés bajo (0,073), las variables que presentaron valores estadísticamente significativos fueron transparencia, profundidad y conductividad. Los rotíferos fueron el grupo más representativo, estos organismos pudieron verse favorecidos por la tolerancia que presentan ante las fluctuaciones que se presentan en la columna de agua. *Keratella americana* y *Lecane proiecta*, fueron las especies más abundantes durante todo el periodo de estudio. Estas especies cosmopolitas son características de sistemas eutrofizados, con alta carga de nutrientes y materia orgánica, como lo que se observa en la ciénaga de Paredes. La diversidad específica disminuyó en comparación con un estudio anterior, lo que puede sugerir cambios en las características fisicoquímicas del agua. Se reportan quince nuevos registros para el departamento de Santander.

Palabras clave: diversidad específica, humedal, plano de inundación, Magdalena Medio, zooplancton.

ABSTRACT

Zooplankton is one of the most important trophic components for the functioning of aquatic ecosystems, these organisms are the food base of fish and contribute to the cycling of nutrients. The challenge of this study was to find temporal variations of taxonomic composition, structure, and diversity of zooplankton and their relationship with environmental variables in the Ciénaga de Paredes from 2013 to 2014. We worked with zooplankton samples deposited in the Natural History Museum UIS and the community structure was evaluated, using Hill's effective numbers and analysis of variance to determine significant differences between floodplain periods. Non-metric Multidimensional Scaling showing low stress (0.073). Transparency, deep, and conductivity showed significant differences during the floodplain periods. Rotifers were the most representative group, these organisms could be favored by the tolerance of the fluctuations in the water column. *Keratella americana* and *Lecane proiecta* were the most abundant species throughout the study period. There are cosmopolitan species characteristic of eutrophic systems, with a high load of nutrients and organic

matter, as is observed in the Ciénaga de Paredes. The specific diversity decreased compared to a previous study in this area, which may suggest changes in the characteristics that could affect the functioning of the ecosystem. Fifteen new records are reported for the department of Santander.

Keywords: Floodplain, Magdalena Medio, specific diversity, wetland, zooplankton.

INTRODUCCIÓN

La abundancia y diversidad de la comunidad del plancton juega un papel indispensable en la salud de los ecosistemas acuáticos, porque participa activamente en la transferencia de energía y carbono generado por los productores primarios dentro de un sistema acuático (Dodds y Whiles, 2010; Tulsankar et al., 2021). La comunidad zooplanctónica a su vez está regulada por los cambios en las condiciones ambientales, estos cambios influyen en las características poblacionales de las comunidades y en consecuencia en los servicios ecosistémicos que ofrecen estos cuerpos de agua (Hutchinson, 1961, Roldán y Ramírez, 2008, Li et al., 2019).

Para tener un mejor entendimiento de las variaciones temporales de las comunidades zooplanctónicas en los ecosistemas dulceacuícolas en Colombia se han abordado algunas temáticas, enfocadas a conocer la influencia que tiene el ciclo hidrológico en cortos periodos de tiempo sobre la comunidad, o en la asociación del zooplancton a la condición trófica del ecosistema o de los hábitats donde se desarrollan (Arango-Rojas et al., 2010; Aranguren y Monroy, 2014; Villabona et al., 2011). Sin embargo, los trabajos hasta el momento siguen siendo limitados (Roldan, 2020), pero se tiene conocimiento que esta comunidad se caracteriza principalmente por presentar una mayor proporción de rotíferos, respecto a los otros grupos (cladóceros, copépodos), este aspecto se resalta como una característica en común para la mayoría de sistemas cenagosos colombianos (Gallo et al., 2009). De esta manera, el presente trabajo es una contribución para acercarnos a un mejor entendimiento del funcionamiento de estos ecosistemas en Colombia.

Las ciénagas de origen fluvial según la convención de RAMSAR son cuerpos de agua poco profundos que tienen conexión directa y/o indirecta a un río, esta puede ser permanente o temporal (Roldán y Ramírez, 2008). La columna de agua de estos sistemas no supera los 10 m de profundidad, son sistemas que en el día presentan estratificación y mezcla e isoterminia en la noche, además exhiben vegetación flotante y enraizada temporalmente y concentraciones altas de sustancias húmicas y suelos saturados (Lewis, 1983; Montoya y Aguirre, 2009). La dinámica de las ciénagas varía según la época del año, durante los períodos de inundación, estas adquieren máximas extensiones y profundidades, invaden tierras adyacentes e intercambian agua con el río y por estas variaciones en la dinámica acuática existen cambios anuales en la fisicoquímica del agua, en la productividad y por ende en la disponibilidad de hábitat y alimento para la biota

acuática (Junk et al., 1989; Pulido y Pinilla, 2017; Ricaurte et al., 2019).

El presente trabajo tiene como objetivo estudiar la composición, estructura y diversidad del zooplancton dulceacuícola presente en la ciénaga de Paredes y su relación con las variables ambientales durante el periodo de 2013 a 2014, con lo que se contribuye a aumentar el conocimiento de las planicies de inundación tropical. Se plantea como hipótesis que la comunidad zooplanctónica cambia en su abundancia, composición y diversidad como respuesta a las fluctuaciones de las variables fisicoquímicas durante un pulso de inundación.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área estudio

La Ciénaga de Paredes es un cuerpo de agua que hace parte del ecosistema de bosque húmedo Tropical (bh-T) en el valle Medio de la cuenca del río Magdalena (García y Dister, 1990). Se encuentra ubicada en el departamento de Santander, Colombia (73°46'W, 7°26'N) entre los municipios de Sabana de Torres y Puerto Wilches (Barón et al., 2006). El principal afluente es la quebrada La Gómez, con un flujo calculado de 1,82 m³·s⁻¹ y tiene algunos afluentes secundarios como la quebrada El Champán, quebrada La Hoya y su efluente es el Caño Peruétnano (Solís y Criales-Hernández, 2016) (Fig. 1). La profundidad de la ciénaga está determinada por el régimen de lluvias, que es de tipo bimodal, esta puede alcanzar hasta los 3000 mm anuales (García y Dister, 1990). Este comportamiento marca el pulso hidrológico en estos ambientes definido con valores máximos finalizando mayo y noviembre, asociado al período de aguas altas, y los mínimos en diciembre, enero y febrero, asociados al período de aguas bajas (Criales-Hernández y Jerez-Guerrero, 2016).

Fase de campo

Se recolectaron 30 muestras zooplanctónicas durante los meses de abril, junio, agosto, octubre de 2013 y febrero y mayo de 2014, en cinco puntos de muestreo, ubicados en la ciénaga de Paredes (Fig. 1), como parte del proyecto de la VIE código 5715. Para establecer los períodos del pulso de inundación, aguas en ascenso, aguas en descenso, aguas altas y aguas bajas, durante el pulso de inundación se utilizaron los datos del IDEAM y las medidas de profundidad de la ciénaga correspondientes a los meses de muestreo.

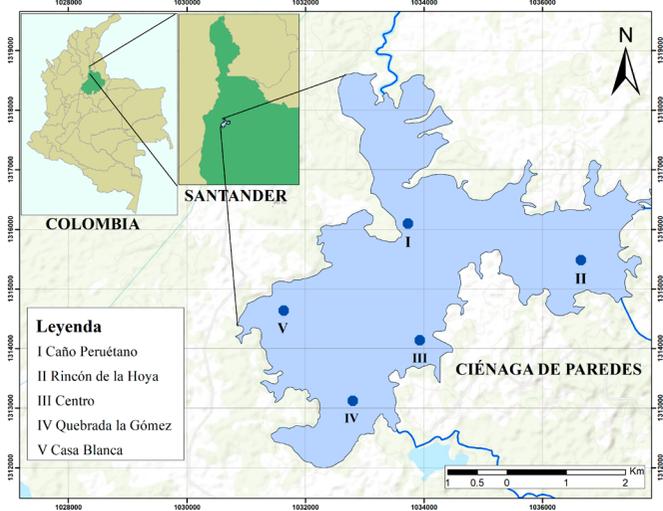


Figura 1. Ubicación geográfica de la Ciénaga de Paredes y estaciones de muestreo.

En cada punto se midió *in situ* se estimó la transparencia, con un disco Secchi y la profundidad, con ecosonda HONDEX ps-7. Se tomaron datos superficiales de conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm} \pm 0,5$), temperatura ($^{\circ}\text{C} \pm 0,3$), pH ($\pm 0,1$) y oxígeno (mg/L) con una sonda multiparamétrica HACH. Para la determinación de clorofila *a*, demanda biológica de oxígeno (DBO), dureza, nitratos y alcalinidad total, se tomó un litro de agua superficial, que se refrigeró y se transportó hasta un laboratorio certificado para su análisis, siguiendo la metodología descrita en *Standard methods for the examination of water and wastewater* (2005).

Para la recolecta de zooplancton se hicieron arrastres superficiales circulares, con una red estándar de 63 μm , equipada con un medidor de flujo digital General Oceanics. La velocidad promedio de arrastre fue de 3,5 km h^{-1} , durante cinco minutos, se calcularon los volúmenes de agua filtrada teniendo en cuenta la velocidad neta y el flujo para cada una de las muestras.

Las muestras recolectadas se fijaron con formol buferizado al 4 %, posteriormente fueron transportadas en envases plásticos de 140 ml y depositadas en el Museo de Historia Natural de la UIS, dentro de la colección de Hidrobiología, con número de colección UIS-MHB-036 - UIS-MHB-040, UIS-MHB-069 - UIS-MHB-073, UIS-MHB-114 - UIS-MHB-118, UIS-MHB-149 - UIS-MHB-153, UIS-MHB-189 - UIS-MHB-193, UIS-MHB-202, UIS-MHB-219 - UIS-MHB-223.

ANÁLISIS DE LABORATORIO Y TRATAMIENTO DE DATOS

Para las variables fisicoquímicas se realizó un test de normalidad Shapiro-Wilk y posteriormente, se les realizó el test “MARDIA” de normalidad multivariado, el cual permitió evaluar si los datos eran paramétricos. Debido a que los

datos fisicoquímicos de pH, temperatura, profundidad, transparencia, conductividad, oxígeno, amonio, dureza total, alcalinidad y clorofila *a* no fueron normales, se transformaron usando raíz cuadrada.

Con el fin de conocer cuáles eran las variables fisicoquímicas significativas dentro del presente estudio, se realizó un análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS). Posteriormente, se realizó la prueba no paramétrica Kruskal-Wallis para establecer si existían diferencias significativas entre los meses del pulso de inundación y una prueba post-hoc de Kruskal-Wallis, para conocer entre qué meses se encontraron las diferencias significativas. Todos los análisis estadísticos se hicieron usando el software R Studio (RStudio Team, 2020).

Los organismos zooplanctónicos fueron identificados hasta el nivel taxonómico más bajo posible, usando un microscopio óptico Zeiss y las diferentes claves taxonómicas disponibles en el laboratorio de hidrobiología. La cuantificación de los organismos se llevó a cabo usando una cámara Sedgwick-Rafter, bajo un microscopio invertido Primovert, Zeiss, donde se revisaron tres mililitros de cada muestra (Postel et al., 2000). Las abundancias se estandarizaron en función del volumen de agua filtrada en cada estación a individuos por 1000 m^3 ($\text{ind}/1000 \text{m}^3$).

Se elaboró una matriz con las abundancias estandarizadas para estimar los atributos de la comunidad, se calcularon los índices de diversidad verdadera o números efectivos de Hill (Jost, 2006) mediante la biblioteca INEXT en el programa R Studio. Se verificó si existían diferencias significativas entre los números efectivos de Hill, durante el pulso de inundación con un análisis de varianza paramétrico (ANOVA), para conocer donde se encontraron las diferencias significativas se realizó la prueba post-hoc Tukey. Para evaluar el comportamiento de la comunidad e identificar asociaciones taxonómicas, se realizó un análisis usando como criterio la similaridad, con el índice de Bray-Curtis y una prueba de rutina SIMPROF (999 simulaciones; $p = 0,05$), usando el software Primer V7.

Con el fin de conocer los nuevos registros para el departamento de Santander y Colombia se realizaron búsquedas de cada especie en el portal del Global Biodiversity Information Facility (GBIF), en el Sistema de Información sobre Biodiversidad de Colombia (SiB Colombia) y literatura publicada. Finalmente, con la búsqueda en bases de datos y artículos científicos se conoció la distribución de cada una de las especies en las diferentes zonas biogeográficas del planeta (Neotrópico, Neártico, Paleártico, Oriental, Australia, Pacífico, Afrotropical y Antártico).

RESULTADOS

A partir de los valores de precipitación (IDEAM) y la profundidad obtenida *in situ* durante el año 2013-2014, se estableció el pulso de inundación para las fechas de muestreo así: aguas en ascenso correspondió a los meses de

abril, agosto y octubre de 2013, aguas en descenso al mes de junio 2013, aguas bajas a febrero 2014 y aguas altas a mayo 2014.

Durante el periodo de estudio la profundidad de la ciénaga estuvo entre 1,3 y 4 m, la transparencia entre 52,4 y 87,0 cm, la conductividad eléctrica entre 19,7 y 94,1 $\mu\text{S}/\text{cm}$, la dureza total entre 8,8 y 80,8 mg/L , la alcalinidad entre 5 y 24,8 mg/L , la clorofila *a* entre 7,9 y 35,4 mg/m^3 (Tabla 1). La temperatura estuvo entre 29,3 y 33, 3°C, los valores de nitratos se encontraron entre 0,55 y 0,013 mg/L .

En el análisis de Kruskal-Wallis se observaron diferencias significativas ($p < 0,05$) para las variables de transparencia, conductividad, dureza total y alcalinidad (Tabla 1). Por medio del test de comparación múltiple de Kruskal-Wallis se encontró que para las variables de transparencia hubo diferencias ($p < 0,05$) entre el periodo jun-13 y feb-14, para la conductividad entre abr-13 y oct-13, agos-13 y oct-13 con respecto a may-14, para la dureza total hubo diferencias entre abr-13 y ago-13; y ago-13 y may-14 y para la alcalinidad hubo diferencias entre jun-13, ago-13 y feb-14 con respecto al mes de may-14.

El análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) (Fig. 2) arrojó un valor de estrés bajo (0,073), las variables de transparencia ($p = 0,001$), profundidad ($p = 0,015$), conductividad ($p = 0,001$), dureza total ($p = 0,001$), alcalinidad ($p = 0,001$) y clorofila *a* ($p = 0,001$), fueron las que presentaron un valor estadístico significativo.

Se identificaron 49 especies zooplanctónicas, distribuidas en dos phylum, cinco clases, siete órdenes, 17 familias y 26 géneros (Tabla 2). Para el phylum Rotifera se identificaron 36 especies y para Arthropoda 14 especies. La clase que presentó el mayor número de especies fue Eurotatoria (35), seguida por Brachiopoda (9) y Hexanauplia (3). Los órdenes con mayor número de especies fueron Plomia (29) y Flosculariaceae (6). Las familias que presentaron más especies fueron Brachionidae (12), Lecanidae (8) y Trichocercidae (5). El género con más especies fue *Lecane* (8), seguido por *Brachionus* (6) y *Trichocera* (5) (Anexo 1). Dos especies fueron identificadas hasta nivel de subespecie: *Brachionus quadridentatus melhemi* Barrois & Daday, 1894

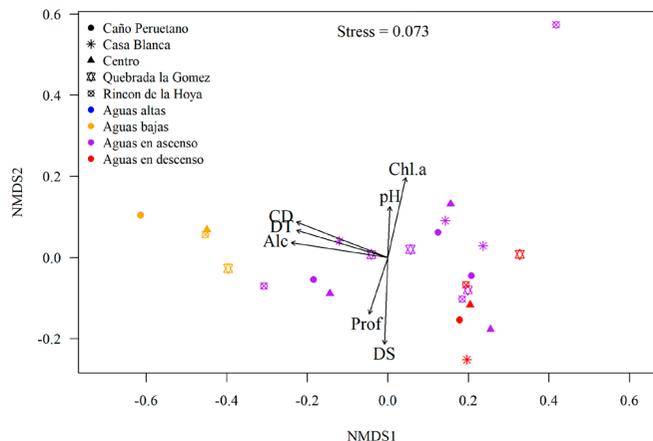


Figura 2. Análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) de las variables fisicoquímicas.

y *Lecane signifera ploenensis* Voigt, 1902. Se encontraron nauplios y copepoditos de Calanoida y Cyclopoida durante todo el periodo de estudio.

Keratella americana Carlin, 1943 fue la especie que presentó las mayores abundancias para todo el periodo de estudio (34263) ind/ m^3 , seguido por *Lecane proiecta* Hauer, 1956 (28782) ind/ m^3 y *Brachionus dolabratus* Harring, 1914 (12420) ind/ m^3 (Fig. 3). Para el mes de abr-13, las especies con mayores abundancias fueron *Keratella americana* (4550 ind/ m^3), *Brachionus havanaensis* Rousselet, 1911 (2254 ind/ m^3) y *Brachionus dolabratus* (1238 ind/ m^3). El mes de jun-13 presentó las mayores abundancias para *Brachionus dolabratus* (6637 ind/ m^3), *Keratella americana* (3097 ind/ m^3) y *Lecane proiecta* (958 ind/ m^3). Ago-2013 tuvo las mayores abundancias *Lecane proiecta* (10267 ind/ m^3), *Keratella americana* (4389 ind/ m^3) y *Moina micrura* Kurz, 1875 (742 ind/ m^3). Oct-13 se encontraron las mayores abundancias para *Lecane proiecta* (5721 ind/ m^3), *Keratella americana* (5704 ind/ m^3) y *Brachionus mirus* Daday, 1905 (824 ind/ m^3). Para el mes de feb-14 las mayores abundancias se presentaron *Lecane proiecta* (2302 ind/ m^3), *Keratella americana* (1851 ind/ m^3) y *Keratella cochlearis* Gosse, 1851 (1027 ind/ m^3). En el

Tabla 1. Variables fisicoquímicas presentes en la ciénaga Paredes 2013-2014. No significativo ($p > 0,05$).

Mes	Profundidad (m)		Transparencia (cm)		CD ($\mu\text{S}/\text{cm}$)		DT (mg/L)		Alcalinidad (mg/L)		Chl-a (mg/ m^3)	
	Media	SD	Media	SD	Media	SD	Media	SD	Media	SD	Media	SD
Abr - 13	2,7	0,4	73	9,8	64,8	12,3	28,8	10,3	18	4,7	13,3	1,7
Jun - 13	4,0	0,9	87	14,4	NA	NA	13,8	7,9	5,1	0,2	11,6	4,5
Ago - 13	3,1	0,7	71,7	16,2	20,3	0,4	8,8	1,1	5	0,1	7,9	4,1
Oct - 13	3,3	0,6	68,1	7,2	19,7	0,5	12	4	6,4	0,9	20,5	11
Feb - 14	1,3	0,2	52,4	11,4	34,3	3,5	12,8	4,6	5,2	0,4	35,4	48,9
May - 14	3,5	0,5	60,5	10,6	94,1	28,8	80,8	1,8	24,8	4,4	12,6	1
Kruskal- Wallis	No significativo		$p < 0,05$		$p < 0,05$		$p < 0,05$		$p < 0,05$		No significativo	

Tabla 2. Lista taxonómica de especies zooplanctónicas registradas en la ciénaga de Paredes (Santander - Colombia).

Phyllum	Clase	Orden	Familia	Especie		
Arthropoda	Branchiopoda	Diplostraca	Bosminidae	<i>Bosmina hagmanni</i>		
				<i>Bosmina tubicen</i>		
				<i>Bosminopsis deitersi</i>		
			Daphniidae	<i>Ceriodaphnia cornuta</i>		
			Moinidae	<i>Moina micrura</i>		
		Ctenopoda	Sididae		<i>Diaphanosoma brevireme</i>	
				<i>Diaphanosoma dentatum</i>		
				<i>Diaphanosoma polyspinum</i>		
				<i>Diaphanosoma spinolosum</i>		
	Hexanauplia	Calanoida	Diptomidae		<i>Notodiptomus coniferoides</i>	
					<i>Notodiptomus maracaibensis</i>	
		Cyclopoida	Cyclopidae		<i>Mesocyclops brasilianus</i>	
					<i>Mycrocyclops anceps</i>	
				<i>Thermocyclops tenuis</i>		
Rotifera	Eurotatoria	Flosculariaceae	Hexarthridae	<i>Hexarthra intermedia</i>		
			Testudinellidae	<i>Testudinella dendradena</i>		
			Trochosphaeridae		<i>Filinia longiseta</i>	
					<i>Filinia opoliensis</i>	
					<i>Horaella</i> sp.	
			Conochilidae	<i>Conochilus unicornis</i>		
		Ploima	Asplanchnidae		<i>Asplanchna</i> sp.	
				Brachionidae		<i>Brachionus ahlstromi</i>
						<i>Brachionus dolobratus</i>
						<i>Brachionus falcatus</i>
						<i>Brachionus havanaensis</i>
						<i>Brachionus mirus</i>
						<i>Brachionus quadridentatus melhemi</i>
						<i>Keratella americana</i>
						<i>Keratella cochlearis</i>
						<i>Keratella lenzi</i>
						<i>Keratella tropica</i>
						<i>Plationus patalus</i>
						<i>Platyias quadricornis</i>
					Epiphanidae	<i>Epiphanes macroura</i>
Gastropodidae	<i>Ascomorpha ecaudis</i>					
Lecanidae		<i>Lecane bulla</i>				
		<i>Lecane cornuta</i>				
		<i>Lecane curvicornis</i>				
		<i>Lecane leontina</i>				
		<i>Lecane papuana</i>				
		<i>Lecane proiecta</i>				
		<i>Lecane rhytida</i>				
		<i>Lecane signifera ploenensis</i>				

(Continúa)

Phyllum	Clase	Orden	Familia	Especie
			Synchaetidae	<i>Polyarthra</i> sp.
			Trichocercidae	<i>Trichocerca bicristata</i>
				<i>Trichocerca braziliensis</i>
				<i>Trichocerca chattoni</i>
				<i>Trichocerca pusilla</i>
				<i>Trichocerca stylata</i>

mes de may-14 las mayores abundancias se presentaron para *Brachionus havanaensis* (1258 ind/m³), *Lecane proiecta* (781 ind/m³) y *Keratella americana* (748 ind/m³).

En cuanto a la diversidad verdadera, se encontró que el valor de riqueza (q=0) más alto se presentó en el mes de abr-13 (27 especies efectivas), seguido de ago-13 (24 especies efectivas), oct-13 (23 especies efectivas), jun-13 (21 especies efectivas), may-14 (20 especies efectivas) y feb-14 (19 especies efectivas). La diversidad de orden 1 (q=1) fue mayor para el mes de abr-13 (9,4), seguido por may-14 (9,0), feb-14 (7), oct-13 (6), agos-13 (4,6) y el de menor valor se presentó durante jun-13 (4,3), siendo el mes de abr-13, 2,17 veces más diverso en especies de zooplancton que el de jun-13. Con respecto a la diversidad de orden 2 (q=2), el mayor valor lo presentó el mes de may-14 (6,5), seguido por abr-13 (6,4), feb-13 (5), oct-13 (3,9), ago-13 (2,9) y el menor valor en jun-13 (2,8). La equitatividad en el mes de may-14 fue 2,26 veces mayor que en el mes de ago-13. Los meses de may-14 y abr-13 presentaron diferencias significativas en los órdenes de diversidad q1 y q2 con respecto a los otros meses ($p < 0,05$), mientras que entre los meses de may-14 y abr-13 no se presentaron diferencias significativas ($p > 0,05$).

De acuerdo con el análisis de similitud de Bray Curtis, se observa la formación de seis grupos, el primero formado por jun-13, el segundo por feb-14, el tercero por ago-13, el cuarto por oct-13, el quinto por may-14 y el sexto por abr-13. Para el primer grupo se encontró una similaridad del 75,13 %, donde las especies que mayor aportaron a este fueron *Brachionus dolabratus*, *Keratella americana* y *Lecane proiecta*. El segundo grupo presentó un 74,17% de similaridad y las especies que aportaron mayor porcentaje acumulado fueron *Keratella americana*, *Lecane proiecta* y *Brachionus falcatus*. El tercer grupo tuvo un porcentaje de similaridad de 75,90 %, las especies que aportaron mayor porcentaje fueron *Lecane proiecta*, *Keratella americana* y *Diaphanosoma brevireme* Sars, 1901. El cuarto grupo tuvo un 73,93 % de similaridad y las especies que más aportaron a este fueron *Keratella americana*, *Lecane proiecta* y *Brachionus dolabratus*. El quinto grupo tuvo 78,30 % de similaridad, las especies que más contribuyeron fueron *Brachionus havanaensis*, *Keratella americana* y *Lecane proiecta*. El sexto grupo presentó un 80,97 % similaridad, las especies que aportan más a este porcentaje son *Keratella americana*, *Brachionus havanaensis* y *Keratella lenzi* Hauer, 1953.

De las 50 especies identificadas, todas están reportadas para el Neotrópico, y todas reportadas para Colombia

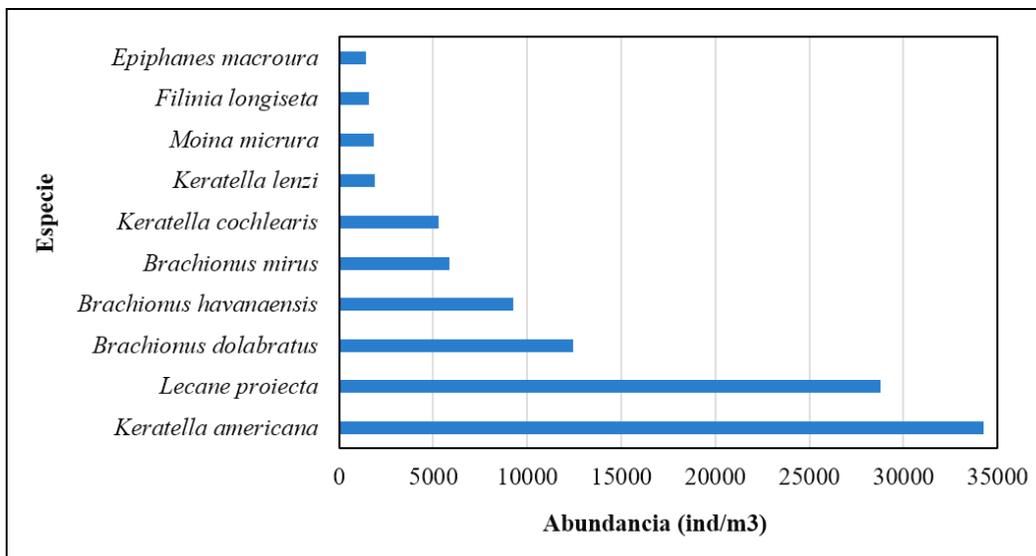


Figura 3. Abundancias para las diez especies más representativas durante el periodo de estudio.

en publicaciones. De estas, 15 son nuevos registros para el departamento de Santander, y 34 especies son nuevos registros en el GBIF y SIB Colombia (Anexo 1). El rotífero *Testudinella dendradena* Beauchamp, 1955 ha sido reportado para las llanuras de inundación amazónica, sin embargo, no existen ocurrencias de esta especie en el GBIF. Las especies encontradas se encuentran registradas en Colombia para ciénagas, lagos, embalses y ríos respectivamente.

DISCUSIÓN

La ciénaga de Paredes se caracterizó como un sistema polimíctico cálido continuo, según Donato (1998) corresponde a la provincia de tierras bajas, presentando cambios en las variables fisicoquímicas con respecto a la variación temporal (Montoya y Aguirre, 2009). El comportamiento de la columna de agua a lo largo del periodo de estudio fue similar al reportado para otros sistemas cenagosos del Magdalena Medio, presentando un régimen bimodal, evidenciando periodos de aguas en ascenso durante abr-13, oct-13, y ago-13, aguas en descenso durante jun-13, aguas bajas durante feb-14 y aguas altas durante may-14 (Barón et al., 2006; Criales-Hernández y Jerez-Guerrero, 2016; Mojica et al., 2014; Montoya y Aguirre, 2013; Solís y Criales-Hernández, 2016). Este comportamiento se ve influenciado por las precipitaciones locales y de alta montaña, y la dinámica de la cordillera Oriental de los Andes colombianos, mostrando un patrón en los niveles de agua bajos, altos e intermedios y por lo tanto, de sus condiciones físicas y químicas (Barón et al., 2006; Donato, 1998; Montoya y Aguirre, 2009).

El NMDS evidencia que la ciénaga presenta una orientación ordenada por la transparencia, conductividad eléctrica y profundidad, los valores medios de estas variables en donde se agrupan la mayoría de las estaciones y momentos del pulso de inundación. Este patrón de ordenación que se observa en la ciénaga de Paredes es similar a lo que se puede observar en otras ciénagas con mayor conectividad respecto al cuerpo de agua principal (Montoya-Aguirre, 2013). La conductividad eléctrica es una de las variables que mejor exhibe los cambios temporales en los ecosistemas naturales colombianos, como lo observado en Paredes, teniendo los mayores valores durante el periodo de aguas altas (Montoya-Aguirre 2013, Ramírez y Viña, 1998).

Las diferencias significativas encontradas para las variables fisicoquímicas de alcalinidad, dureza total, transparencia y conductividad eléctrica en los periodos de aguas altas y aguas en ascenso, guardan relación con un mayor contenido de materia orgánica, ácidos débiles durante estos periodos que tienen las mayores precipitaciones, lo que promueve un aumento en los valores de las variables, lo que sugiere que la temporalidad de este sistema dulceacuático se ve afectada principalmente por los cambios en la química del agua

(Junk, 1989; Roldan y Ramírez, 2008; Montoya y Aguirre, 2009).

La ciénaga de Paredes presenta una riqueza y composición similar a la descrita para otros lagos tropicales de Colombia (Aguirre, 2014; Dorado et al., 2008; Gallo et al., 2006; Gaviria y Aranguren, 2019; Palacio et al., 2008). La distribución de las especies es semejante a lo que se describe para otros sistemas cenagosos a lo largo del Magdalena Medio (Aguirre, 2014; Barón et al., 2006; Criales-Hernández et al., 2020; Gallo et al., 2009; Solís y Criales-Hernández, 2016). Esto sugiere que se puede estar presentando una conexión entre los sistemas que pertenecen a la planicie de inundación, este transporte o intercambio de especies podría ser posible por la comunicación que existe entre los caños o quebradas constituyendo un importante corredor biogeográfico o vía de dispersión en la planicie de inundación del Magdalena Medio (Andrade-Sossa et al., 2011; de Paggi et al., 2014; de Paggi y Paggi, 2008; Simões et al., 2012).

La composición del zooplancton que se identificó en la ciénaga de Paredes puede estar condicionada a la presencia y distribución de las plantas acuáticas, las cuales permiten una heterogeneidad de hábitat, una mayor superficie de refugio y contribuyen al incremento en la disponibilidad de recursos alimenticios para estos organismos (Lougheed et al., 2002; Penatti et al., 2015, Villabona et al., 2011). El 67 % de especies estaba constituido por rotíferos, similar a lo reportado para otros cuerpos de agua ubicados en llanuras de inundación en Suramérica (Ibáñez, 2000; Jaramillo y Aguirre, 2012). La alta riqueza y abundancia de rotíferos puede ser explicada por la alta oferta de materia orgánica que ofrecen estos sistemas cenagosos, además estos organismos se pueden ver favorecidos por la tolerancia que tienen a las fluctuaciones ambientales (Gallo et al., 2009; Gebrehiwot et al., 2017; Martins et al., 2020; Neves et al., 2003). Las mayores abundancias para todos los meses de estudio correspondieron a *Keratella americana* y *Lecane proietta*, estas especies permiten dar una idea del estado trófico de la ciénaga de Paredes, debido a que estos organismos se presentan en sistemas eutrofizados, con alta carga de nutrientes y materia orgánica (Pinheiro et al., 2019; Umaña y Avilés, 2019; Villabona et al., 2014), estos organismos son oportunistas, de estrategia R, ciclo de vida corto y alta tolerancia a la variabilidad en los factores ambientales (Neves et al., 2003). La dominancia numérica de los rotíferos, a pesar de la red utilizada 63 μm pudo haber subestimado la cuantificación de otros pequeños organismos como protozoos de menor tamaño, sin embargo, para las estimaciones de índices de diversidad son menos influenciados por el tamaño de malla (Macedo et al., 2019, Riccardi, 2010).

En cuanto a los resultados que se obtuvieron con los números de Hill, los valores más altos de diversidad (q_1 y q_2) fueron para los meses abril de 2013 y mayo

de 2014, los cuales corresponden a los meses de mayor precipitación durante el presente estudio. Este periodo otorga las condiciones fisicoquímicas que favorecen el aumento en la productividad primaria (Padovesi y Rezende, 2017), y en consecuencia una mayor disponibilidad de recursos que benefician algunas especies de la comunidad zooplanctónica, especialmente los rotíferos, como se mencionó anteriormente, podríamos sugerir que es una tendencia frecuente en sistemas de planicies de inundación tropical (Bonecker et al., 2005; Sampaio y López, 2000).

Los estudios basados en el cálculo de los números de Hill o diversidad verdadera son un buen indicador de diversidad al compararlo con otros estudios (Jost y González, 2012) sin embargo para el zooplancton de agua dulce en Colombia son muy escasos; por lo que el presente estudio contribuye al conocimiento de la diversidad de estos cuerpos de agua desde diferentes enfoques ecológicos. Gavilán (2000) desarrolló el índice de Shannon-Wiener en su trabajo para las ciénagas Chucurí, Llanito y Paredes, todas ubicadas en el Magdalena Medio Santandereano durante 1998-1999; y Barón et al. (2006) transformó este índice en el número de Hill q_1 para cada una de estas ciénagas con aplicación exclusivamente al grupo taxonómico de cladóceros. En el presente trabajo se calcularon los números de Hill q_1 de menor y mayor valor para el zooplancton total en cada una de las ciénagas estudiadas por Gavilán (2000), obteniéndose valores de q_1 para Paredes: 3,07 – 17,3; Llanito: 8 – 15,3; Chucurí: 2,3 – 14,1; nuestros valores de q_1 estuvieron entre 4,3 – 9,4 especies efectivas, ubicándolo en el rango medio-inferior con respecto a las otras ciénagas estudiadas. Esto es un indicativo del cambio del ecosistema por pérdida de diversidad zooplanctónica de estos sistemas acuáticos en los últimos años, tendencia que se ha visto en aumento en varias regiones del mundo (Xiong et al., 2020).

Adicionalmente, la diversidad biótica es un factor fundamental para el mantenimiento de la estructura y funcionamiento de estos ecosistemas (Lasso et al., 2014), por lo que podemos asumir que la disminución en la diversidad puede estar relacionada con alteraciones del hábitat entre las que se encuentran deforestación, cambio en la cobertura vegetal, fragmentación del hábitat por construcción de diques, alteración de los caudales, transporte de sedimentos y sustancias tóxicas, entre otros (Lasso et al., 2014). Esta zona del departamento se caracteriza por presentar una gran actividad agrícola, lo que puede estar ejerciendo una fuerte presión a estos cuerpos de agua por el aumento de las actividades antropogénicas, otros autores señalan que las planicies de inundación se encuentran entre los más amenazados de la tierra (Alahuhta et al., 2019; Gévez et al., 2020; Xiong et al., 2020).

Con este trabajo se reportan 15 nuevos registros de especies de zooplancton para el departamento de Santander, Colombia. En cuanto a las especies registradas en el GBIF, *Testudinella dendradena* no presenta registros de ocurrencia,

sin embargo, la literatura la reporta para el neotrópico (Sharma y Khan, 2016). Se resalta que el trabajo registró 34 nuevos reportes de especies para GBIF y 32 nuevos reportes para SiB Colombia, esto nos da una idea del gran vacío de información que existe en las bases de datos en comparación con la cantidad de registros publicados en literatura (Roldán, 2020).

CONCLUSIONES

Los cambios en la estructura y diversidad de la comunidad zooplanctónica en la ciénaga de Paredes, Santander, Colombia, durante 2013 - 2014 están influenciados por los cambios en las variables de transparencia, conductividad, dureza total y alcalinidad. La alta riqueza y abundancia de rotíferos puede ser explicada por la oferta de materia orgánica que ofrece la ciénaga de Paredes, estos organismos se pudieron ver favorecidos por la tolerancia que presentan ante las fluctuaciones que se dan en la columna de agua. Las dos especies más abundantes y frecuentes fueron *Keratella americana* y *Lecane proiecta*, Estas dos especies cosmopolitas son características de sistemas eutrofizados, con alta carga de nutrientes y materia orgánica, como lo que se observa en la ciénaga de Paredes. La diversidad en la ciénaga de Paredes ha disminuido en este cuerpo de agua sugiriendo cambios en las características que podrían afectar el funcionamiento del ecosistema lo que hace necesario desarrollar estudios a largo plazo que contribuyan al entendimiento de la estructura y dinámica no solo de la ciénaga sino también de sus cuencas aledañas y sus posibles afectaciones antrópicas.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo es producto del proyecto 5715 financiado por la Vicerrectoría de Investigaciones de la Universidad Industrial de Santander. Agradecemos al Museo de Historia Natural de la Universidad de Santander por el uso de las muestras depositadas. Este documento es producto del grupo de investigación CEIAM (Centro de Estudios e Investigaciones Ambientales). Las identificaciones taxonómicas fueron hechas por la profesional Johanna K. Almeyda Osorio. Agradecemos al evaluador y editor por los comentarios y sugerencias en el manuscrito.

REFERENCIAS

- Aguirre, N. J. (2014). El plancton de la Ciénaga de Cachimberos, municipio de Cimitarra Santander, Colombia. *Revista Científica en Ciencias Ambientales y Sostenibilidad*, 1(1), 29-49.
- Alahuhta, J., Erős, T., Kärnä, O. M., Soininen, J., Wang, J. y Heino, J. (2019). Understanding environmental change through the lens of trait-based, functional, and phylogenetic biodiversity in freshwater ecosystems. *Environmental Reviews*, 27(2), 263-273.

- Andrade-Sossa C., García-Folleco M., Rodríguez-Munar C. A., Duque S. R. y Realpe E. (2011). Efectos de la fluctuación del nivel del agua sobre la estructura del ensamblaje de rotíferos en el lago Largo (Sistema Yahuaraca - llanura de inundación del río Amazonas - Colombia). *Caldasia*, 33(2), 519-537.
- Arango-Rojas, A., Jiménez-Segura, L. F. y Palacio-Baena, J. A. (2010). Variación espacio-temporal de la asociación de especies de peces en la laguna de Cachimbero, un humedal en la cuenca media del río Magdalena, Colombia. *Actualidades Biológicas*, 30(89), 161-169.
- Aranguren-Riaño, N. J. y Monroy-González, J. D. (2014). Respuestas del zooplancton en un sistema tropical (Embalse la Chapa, Colombia) con alta tensión ambiental. *Acta Biológica Colombiana*, 19 (2), 281-290.
- Barón-Rodríguez, M., Gavilán, R. y Ramírez, J. J. (2006). Variabilidad espacial y temporal en la comunidad de cladóceros de la Ciénaga de Paredes (Santander, Colombia) a lo largo de un ciclo anual. *Limnética*, 25 (3), 624-635.
- Criales-Hernández, M. I. y Jerez-Guerrero, M. (2016). Primer registro de *Utricularia foliosa* L. (Lentibulariaceae) y su espectro alimentario para la Ciénaga de Paredes, Santander, Colombia. *Actualidades Biológicas*, 38(104), 45-51.
- Criales-Hernández, M. I., Sanchez-Lobo, D. M. y Almeyda, J. K. (2020). Expanding the knowledge of plankton diversity of tropical lakes from the Northeast Colombian Andes. *Revista de Biología Tropical*, 68(S2), S159-S176.
- de Paggi, S. B. J. y Paggi, J. C. (2008). Hydrological connectivity as a shaping force in the zooplankton community of two lakes in the Paraná River floodplain. *International Review of Hydrobiology*, 93(6), 659-678.
- de Paggi, S. J., Devercelli, M. y Molina, F. R. (2014). Zooplankton and their driving factors in a large subtropical river during low water periods. *Fundamental and Applied Limnology*, 184(2), 125-139.
- Dodds, W. K. y Whiles, M. R. (2010). Chapter 13 - Carbon. En W. K. Dodds, y M. R. Whiles (Eds.), *Aquatic Ecology* (pp. 323-343). Academic Press.
- Donato, J. CH. (1998). Los sistemas acuáticos de Colombia: síntesis y revisión. En E. Guerrero (Ed.), *Una aproximación a los humedales de Colombia* (pp. 31-47). Fondo FEN Bogotá.
- Dorado, J., Rueda Delgado, G., Aranguren, N., Monroy, D. y Realpe, E. (2008). Variación en la composición y distribución del zooplancton en la conexión río-mar del sistema cenagoso Vipi- Caribe colombiano. VIII Seminario Colombiano de Limnología. Santiago de Cali. 29 P.
- Gallo-Sánchez, L. J. Aguirre-Ramírez, N. J., Palacio-Baena, J. A., y Ramírez-Restrepo, J. J. (2009). Zooplancton (Rotifera y Microcrustacea) y su relación con los cambios del nivel del agua en la ciénaga de Ayapel, Córdoba, Colombia. *Caldasia*, 339-353.
- Gallo L. J., Aguirre N. y Ramírez J. J. (2006). Variación horizontal y temporal de la comunidad de zooplancton en la ciénaga de Ayapel, Córdoba. VII Seminario Nacional de Limnología, (110 p).
- García-Lozano, L. C. y Dister, E. (1990). La planicie de inundación del Medio-Bajo Magdalena, restauración y conservación de hábitats. *Interciencia*, 15(6), 396-410.
- 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 zooplanctônica e sua relação com a dinâmica hidrológica do sistema regional (Tesis). [<https://repositorio.ufscar.br/handle/ufscar/1781>].
- Gaviria, S. y Aranguren-Riaño, N. (2019). Continental copepods (Crustacea: Hexanauplia) of Colombia: revision and additions to the inventory. *Biota colombiana*, 20(1), 50-74.
- Gebrehiwot, M., Kifle, D. y Triest, L. (2017). Emergent macrophytes support zooplankton in a shallow tropical lake: a basis for wetland conservation. *Environmental management*, 60(6), 1127-1138.
- Ibáñez Luna, C. P. (2000). Composición de la comunidad de zooplancton en ocho lagunas de la planicie de inundación del río Mamoré: variación espacio-temporal con relación a los parámetros físico químicos y al ciclo hidrobiológico (Tesis). [<https://www.documentation.ird.fr/hor/fdi:010066589>].
- Jaramillo-Londoño, J. C. y Aguirre-Ramírez, N. J. (2012). Cambios espacio-temporales del plancton en la Ciénaga de Ayapel (Córdoba-Colombia), durante la época de menor nivel del agua. *Caldasia*, 34(1), 213-226.
- Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, 113(2), 363-375.
- Jost, L. y González-Oreja, J. (2012). Midiendo la diversidad biológica: más allá del índice de Shannon. *Acta zoológica lilloana*, 56 (1-2), 3-14.
- Junk, W. J., Bayley, P. B. y Sparks, R. E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences*, 106(1), 110-127.
- Lasso, C. A., Gutiérrez, F. D. P. y Morales, B. (2014). *Humedales interiores de Colombia: identificación, caracterización y establecimiento de límites según criterios biológicos y ecológicos*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Gélvez, T. A., Gutiérrez, H. R., Hurtado, Á. P., Lombana, Ó. L., Robles, A., Upegui, A. y Villamil, G. (2020). *Valoración económica de humedales: casos Capellanía y La Conejera*. Fundación Universitaria Los Libertadores.
- Lavaniog, B. E. y Ohman, M. D. (2007). Coherence of long-term variations of zooplankton in two sectors of the California Current System. *Progress in Oceanography*, 75(1), 42-69.
- Li, C., Feng, W., Chen, H., Li, X., Song, F., Guo, W., Giesy, J. y Sun, F. (2019). Temporal variation in zooplankton and

- phytoplankton community species composition and the affecting factors in Lake Taihu-a large freshwater lake in China. *Environ. Pollut.* 245, 1050-1057.
- Lougheed, V. L. y Chow-Fraser, P. (2002). Development and use of a zooplankton index of wetland quality in the Laurentian Great Lakes basin. *Ecological Applications*, 12(2), 474-486.
- Macêdo, R.L., Lopes, V.G., Kozłowski Suzuki, B. y Branco, C.W.C. (2019). Zooplankton community attributes in an oligo-mesotrophic reservoir: A comparative study of two sampling strategies. *An Acad Bras Cienc.* 91(1):e20170807.
- Martins, B. A., Coelho, P. N., Nogueira, M. G. y Perbiche-Neves, G. (2020). Composition and richness of monogonont rotifers from La Plata River Basin, South America. *Biota Neotropica*, 20(4), e20201001.
- Mojica-Figueroa, B. H., Arévalo-González, K., González, F. A. y Murillo, J. (2014). Caracterización de la calidad del agua en sitios de preferencia del manatí antillano (*Trichechus manatus*) en la ciénaga de Paredes, Magdalena Medio, Santander, Colombia. *Biota Colombiana*, 15(1), 174-187.
- Montoya-Moreno, Y. y Aguirre, N. (2009). Dinámica del perifiton asociado con macrófitas en la Ciénaga de Escobillitas y su relación con el pulso de inundación. *Revista Universidad Tecnológica del Chocó*, 28(2), 196-202.
- Moreno, Y. M. y 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-Moreno, Y.; Aguirre, N. 2013. Dinámica del ensamblaje algal epifítico en el sistema de planos inundables de Ayapel a través del pulso de inundación. *Rev. U.D.CA Act. & Div. Cient.* 16(2): 491-500.
- Neves, I. F., Rocha, O., Roche, K. F. y Pinto, A. A. (2003). Zooplankton community structure of two marginal lakes of the river Cuiabá (Mato Grosso, Brazil) with analysis of Rotifera and Cladocera diversity. *Brazilian Journal of Biology*, 63(2), 329-343.
- Padovesi-Fonseca, C. y Rezende, R. D. S. (2017). Factors that drive zooplankton diversity in Neo-Tropical Savannah shallow lakes. *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 29, e15.
- Palacio, H. (2008). Distribución del zooplancton en cuatro ciénagas del sistema cenagoso de Ayapel, Córdoba-Colombia (Tesis).
- Penatti, N. C., de Almeida, T. I. R., Ferreira, L. G., Arantes, A. E. y Coe, M. T. (2015). Satellite-based hydrological dynamics of the world's largest continuous wetland. *Remote Sensing of Environment*, 170, 1-13.
- Pinheiro, S., Lima, M., Carneiro, B., Tavares, V. C., y Câmara, V. (2019). Effects of a shipwreck on the zooplankton community in a port region of the Amazon. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(6), 5738-5750.
- Postel, L., Fock, H. y Hagen, W. (2000). Biomass and abundance. En R. Harris, P. Wiebe, J. Lenz, H. Skjoldal, y M. Huntley, (Eds.), *ICES Zooplankton Methodology Manual*. Academic press.
- Pulido-López, P. C. y Pinilla-Agudelo, G. A. (2017). Evaluación del estado trófico de El Salitre, último humedal urbano de referencia en Bogotá. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 41(158), 41-50.
- Ramirez, A. y Viña, G. (1998). *Limnología colombiana. Aportes a su conocimiento y estadísticas de Análisis*. Edition: 1st. Panamericana Editores Editor: Centro Editorial Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. 293 pp. Santafé de Bogotá, Colombia. ISBN: ISBN 958-902906-X
- Riccardi N. (2010). Selectivity of plankton nets over mesozooplankton taxa: implications for abundance, biomass and diversity estimation. *J Limnol*, 69: 287-296.
- Ricaurte, L. F., Patiño, J. E., Restrepo, D. F. R., Arias-G, J. C., Acevedo, O., Aponte, C., Medina, R., González, M., Rojas, S., Flórez, C., Estupinan-Suarez, L. M., Jaramillo, U., Santos, A. C., Lasso, C. A., Duque, A. A., Restrepo, S., Vélez, J. I., Caballero, J. H., 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.
- Roldán, G. (2020). Revisión histórica de la limnología en Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 44(171), 303-328.
- Roldán Pérez, G. y Ramírez Restrepo, J. J. (2008). *Fundamentos de limnología neotropical*. Editorial Universidad de Antioquia.
- Sampaio, E. V. y López, C. M. (2000). Zooplankton community composition and some limnological aspects of an oxbow lake of the Paraopeba River, São Francisco River Basin, Minas Gerais, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 43(3), 285-293.
- Sharma, B. K. y Khan, S. I. (2016). Interesting rotifers (Rotifera: Eurotatoria) from floodplain lakes of lower Brahmaputra river basin of Assam, northeast India. *Opuscula Zoologica (Budapest)*, 47(2), 123-130.
- Simões, N. R., Lansac-Tôha, F. A., Velho, L. F. y Bonecker, C. C. (2012). Intra and inter-annual structure of zooplankton communities in floodplain lakes: a long-term ecological research study. *Revista de Biología Tropical*, 60(4), 1819-1836.
- Solís-Parra, J. S. y 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.
- Tulsankar, S.S., Cole, A.J. Gagnon, M.M. y Fotedar R. (2021). Temporal variations and pond age effect on plankton communities in semi-intensive freshwater marron (Cherax cainii, Austin and Ryan, 2002) earthen aquaculture ponds in Western Australia. *Saudi J. Biol. Sci*, 28:1392-1400

- Umaña-Villalobos, G. y Aviles-Vargas, L. (2020). Plankton variations in Lake Cote, Costa Rica, from 2002 to 2018. *Hydrobiologia*, 847(20), 4177-4190.
- Villabona-González, S. L., Aguirre, N. J. y Estrada, A. L. (2011). Influencia de las macrófitas sobre la estructura poblacional de rotíferos y microcrustáceos en un plano de inundación tropical. *Revista de biología tropical*, 59(2), 853-870.
- Villabona-González, S. L., Buitrago-Amariles, R. F., Ramírez-Restrepo, J. J. y Palacio-Baena, J. A. (2014). Rotifer biomass of two reservoirs with different trophic states (Antioquia, Colombia) and its relationship with some limnological variables. *Actualidades Biológicas*, 36(101), 149-162.
- Xiong, W., Huang, X., Chen, Y., Fu, R., Du, X., Chen, X. y Zhan, A. (2020). Zooplankton biodiversity monitoring in polluted freshwater ecosystems: A technical review. *Environmental Science and Ecotechnology*, 1 (2020), 100008.

Anexo 1. Lista taxonómica del zooplancton registrado en la ciénaga de Paredes. Abreviaturas de las ecozonas: AFR: África, AUS: Australia, NEA: Neártico, NEO: Neotropical, ORI: Oriental (Indomalaya), PAL: Paleártico, ANT: Antártico, PAC: Pacífico.

Especie	Ecozonas							Bases de datos		
	AFR	AUS	NEA	NEO	ORI	PAL	ANT	PAC	GBIF	SiB Colombia
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	x	x	x	x	x	x				
<i>Asplanchna</i> sp.	x	x	x	x	x	x			x	x
<i>Bosmina hagmanni</i>			x	x						
<i>Bosmina tubicen</i>				x						
<i>Bosminopsis deitersi</i>	x	x	x	x	x	x				
<i>Brachionus havanaensis</i>			x	x					x	x
<i>Brachionus mirus</i>				x					x	
<i>Brachionus ahlstromi</i>	x	x	x	x	x	x				x
<i>Brachionus falcatus</i>	x	x	x	x	x	x			x	x
<i>Brachionus quadridentatus melhemi</i>	x	x		x	x	x				x
<i>Brachionus dolabratus</i>				x						
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	x	x		x		x		x		
<i>Conochilus unicornis</i>	x	x	x	x	x	x				
<i>Diaphanosoma brevireme</i>			x	x						
<i>Diaphanosoma polyspinum</i>				x						
<i>Diaphanosoma dentatum</i>				x						
<i>Diaphanosoma spinulosum</i>				x						
<i>Epiphanes macroura</i>	x	x	x	x	x	x				
<i>Filinia longiseta</i>	x	x	x	x	x	x			x	x
<i>Filinia opoliensis</i>	x	x	x	x	x	x		x	x	x
<i>Hexarthra intermedia</i>	x			x	x	x				x
<i>Horaella</i> sp.				x						
<i>Keratella lenzi</i>	x		x	x	x					
<i>Keratella americana</i>			x	x			x		x	x
<i>Keratella tropica</i>	x	x	x	x	x	x			x	x
<i>Keratella cochlearis</i>	x	x	x	x	x	x	x		x	x
<i>Lecane proiecta</i>				x						
<i>Lecane papuana</i>	x	x	x	x	x	x		x		x
<i>Lecane signifera ploenensis</i>	x	x	x	x	x	x				
<i>Lecane rhytida</i>	x	x	x	x	x					
<i>Lecane cornuta</i>	x	x	x	x		x		x		
<i>Lecane curvicornis</i>	x	x	x	x	x	x				
<i>Lecane bulla</i>	x	x	x	x	x	x		x	x	x
<i>Lecane leontina</i>	x	x	x	x	x	x				x
<i>Mesocyclops brasiliensis</i>				x					x	x
<i>Moina micrura</i>	x			x	x	x			x	
<i>Mycrocyclops anceps</i>				x						

(Continúa)

Especie	Ecozonas							Bases de datos		
	AFR	AUS	NEA	NEO	ORI	PAL	ANT	PAC	GBIF	SiB Colombia
<i>Notodiaptomus coniferoides</i>				x						
<i>Notodiaptomus maracaibensis</i>				x						
<i>Plationus patulus</i>	x	x	x	x	x	x				
<i>Platylabus quadricornis</i>	x	x	x	x	x	x		x	x	x
<i>Polyarthra</i> sp.	x	x	x	x	x	x		x	x	x
<i>Testudinella dendradena</i>	x			x	x					
<i>Thermocyclops tenuis</i>				x						
<i>Trichocerca stylata</i>	x	x	x	x	x	x		x		
<i>Trichocerca pusilla</i>	x	x	x	x	x	x		x		
<i>Trichocerca chattoni</i>	x	x		x	x	x				
<i>Trichocerca braziliensis</i>	x	x		x	x					
<i>Trichocerca bicristata</i>	x	x	x	x	x	x		x		