

## Aplicación de un índice multimétrico basado en macroinvertebrados bentónicos en un embalse del norte argentino

MARTA LEIVA

Universidad Nacional de Santiago del Estero, Facultad de Ciencias Forestales, Cátedra de Contaminación Ambiental y Ecotoxicología. Santiago del Estero, Argentina.

**RESUMEN.** El Embalse Río Hondo es un ambiente muy poluído para el que los antecedentes de estudios biológicos aún son escasos. En este trabajo se caracteriza la diversidad de macroinvertebrados bentónicos y se aplica el índice multimétrico  $ICB_{RES}$  desarrollado para embalses. Se realizó un muestreo de macroinvertebrados, sedimentos y variables fisicoquímicas del agua en 6 sitios dentro del embalse. La temperatura media fue  $19.3 \pm 2.2$  °C, el pH fue  $8 \pm 0.4$ , la conductividad eléctrica fue  $656 \pm 13.3$   $\mu$ S/cm y el oxígeno disuelto fue  $9.4 \pm 1.5$  mg/L. La profundidad varió entre 1.3 y 16 m, y la transparencia osciló entre 0.25 y 0.70 m. En los sedimentos prevalecieron la arena fina, los limos y las arcillas. La densidad de organismos varió entre 0 y  $23819 \pm 10312$  individuos/m<sup>2</sup>. El 93.5% perteneció a Oligochaeta, el 4.1% a Chironomidae, el 2.2% a otros grupos bentónicos y el 0.2% a insectos no Chironomidae. La riqueza total fue 32 taxones y el índice de Shannon alcanzó un valor global de 1.63. Los oligoquetos más abundantes fueron *Limnodrilus hoffmeisteri* Claparède 1862 y *Aulodrilus pigueti* Kowalewski 1914. Entre los quironómidos, los más abundantes fueron *Clinotanypus* y *Procladius*. El índice aplicado clasificó la calidad del agua de buena a muy mala en los diferentes sitios. La baja diversidad y dominancia de organismos tolerantes reflejan las condiciones de contaminación y degradación ambiental del embalse. Se considera prometedor el potencial para desarrollar herramientas de biomonitorio en base a macroinvertebrados bentónicos en el Embalse Río Hondo.

[Palabras clave: bioindicadores, quironómidos, oligoquetos,  $ICB_{RES}$  cuenca Salí-Dulce]

**ABSTRACT.** Applying a multimetric index based on benthic macroinvertebrates in a reservoir in the north of Argentina. The Río Hondo reservoir is a highly polluted environment, for which biological studies are still scarce. In this work, the diversity of benthic macroinvertebrates was characterised and the multimetric  $ICB_{RES}$  index developed for reservoirs has been applied. Macroinvertebrate, sediment and water physicochemical variables were sampled at 6 sites in the reservoir. The mean temperature was  $19.3 \pm 2.2$  °C, pH was  $8 \pm 0.4$ , electrical conductivity was  $656 \pm 13.3$   $\mu$ S/cm and the dissolved oxygen was  $9.4 \pm 1.5$  mg/L. The depth ranged between 1.3 and 16 m, and transparency oscillated between 0.25 and 0.70 m. Fine sand, silt and clay prevailed in sediments. Density of organisms ranged from 0 to  $23819 \pm 10312$  individuals/m<sup>2</sup>. Oligochaeta represented 93.5%, 4.1% for Chironomidae, 2.2% for other benthic groups and 0.2% for non-Chironomidae insects. Total richness was 32 taxa, and the Shannon index reached a global value of 1.63. The most abundant oligochaetes were *Limnodrilus hoffmeisteri* Claparède 1862 and *Aulodrilus pigueti* Kowalewski 1914. Among chironomids, the most abundant were *Clinotanypus* and *Procladius*. The applied index ranked the water quality from good to very poor at the different sites. The low diversity and dominance of tolerant organisms reflected reservoir pollution and environmental degradation. The potential to develop biomonitoring tools based on benthic macroinvertebrates in the Río Hondo reservoir appears promising.

[Keywords: bioindicators, chironomids, oligochaetes,  $ICB_{RES}$  Salí-Dulce basin]

## INTRODUCCIÓN

Los embalses son difíciles de definir y evaluar ecológicamente en base a los criterios usados para lagos naturales, lo que plantea desafíos particulares al momento de aplicar herramientas de biomonitoreo (Marcé et al. 2015). Aunque los macroinvertebrados bentónicos han sido muy usados como indicadores, los estudios se enfocan con mayor frecuencia en los ecosistemas lóticos. Sin embargo, la fauna bentónica de lagos y embalses es un grupo biológico de interés para monitorear la calidad del agua (Ntislidou et al. 2018; Pinto et al. 2021). Para proponer herramientas de monitoreo es necesario conocer la composición y la estructura de los ensambles biológicos, así como la resolución taxonómica adecuada para establecer indicadores sensibles. Por lo general, Oligoquetos y quironómidos se asocian a una baja calidad ambiental en la zona bentónica, y suelen ser identificados a una resolución taxonómica gruesa: familia (Chironomidae) y subclase (Oligochaeta). No obstante, se pueden observar diferentes valores de sensibilidad a nivel de géneros y especies (Armendáriz et al. 2012; Behrend et al. 2012; Molineri et al. 2020). Por lo tanto, con la resolución taxonómica adecuada es factible proponer, en base a ellos, índices como el ICB<sub>RES</sub> (índice de comunidad bentónica de reservorios) desarrollado por CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo) en Brasil (Kuhlmann et al. 2012).

El Embalse Río Hondo (ERH) se localiza en la cuenca Salí-Dulce en el norte de la Argentina (27°31'21" S - 64°53'14" O). Es reconocido como un ecosistema muy poluído por las actividades industriales, agrícolas, mineras y por la contaminación urbana (Defensoría del Pueblo 2017). Los antecedentes sobre las comunidades biológicas del embalse son muy escasos y se enfocan sobre todo en el fitoplancton (Tracanna et al. 1999; Salusso and Moraña 2017; Tiberi et al. 2018). El objetivo de este estudio fue analizar la composición y la diversidad de los ensambles de macroinvertebrados bentónicos en relación con la degradación ambiental en el embalse, y aplicar el ICB<sub>RES</sub> para evaluar la calidad biológica del agua en la zona bentónica.

## MATERIALES Y MÉTODOS

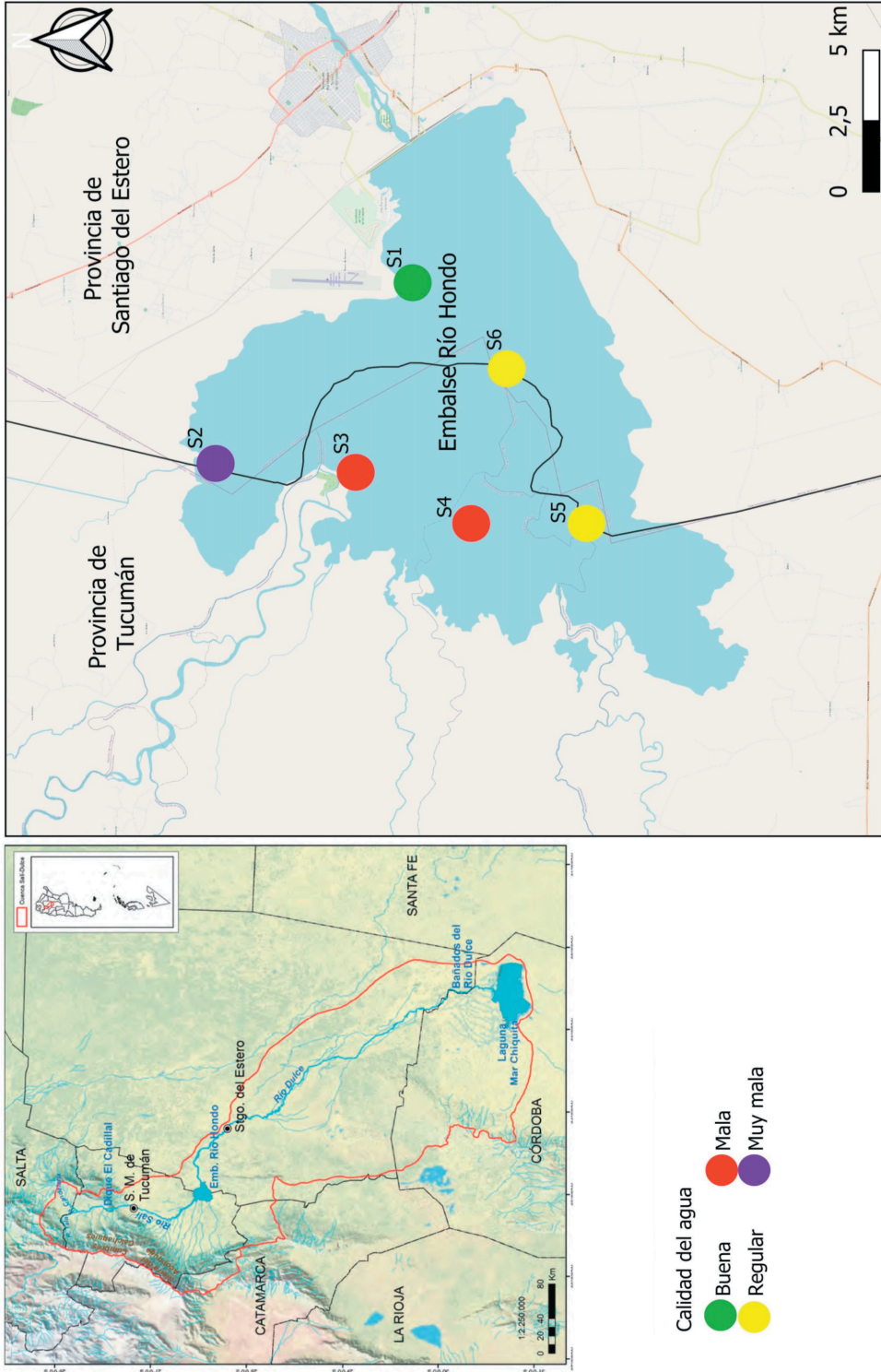
### *Área de estudio*

El muestreo se realizó en septiembre de 2015, período de aguas bajas, en 6 sitios (S1

a S6) dentro del ERH (Figura 1). Los sitios fueron seleccionados para reflejar diferentes impactos antrópicos sobre la calidad del agua, de acuerdo con información publicada a partir del monitoreo fisicoquímico de la cuenca entre los años 2012-2015 (Defensoría del Pueblo 2017). Se localizaron en zona litoral del embalse del S1 a S5. El S1 se ubicó en el área de uso recreativo del club náutico. Los sitios S2 a S5 se localizaron en relación con los principales cursos de agua que desembocan en ERH: el S2, frente al canal troncal (CT) del sistema de desagüe pluvial de la ciudad de San Miguel de Tucumán —que también recibe vuelcos industriales—, incluyendo el efluente de la planta de secado de Minera La Alumbra; y el S3, frente a los ríos Salí —que aporta el 52% del escurrimiento en la cuenca— y Gastona, que aporta el 11%. Las cuencas de ambos ríos reciben las mayores cargas contaminantes a partir de efluentes cloacales e industriales de varios rubros que se desarrollan en San Miguel de Tucumán. Entre estos encontramos ingenios con y sin destilería, citrícolas, frigoríficos, textiles y del calzado, automotrices y metalmecánicas, de alimentos y bebidas. El S4 se ubicó frente al río Chico, relacionado principalmente a ingenios azucareros y destilerías de etanol; y el S5, frente al río Marapa, considerado el menos contaminado de la cuenca, con un área de aporte de uso sobre todo agrícola, valores de oxígeno aceptables y baja conductividad. El S6 se localizó el centro del embalse con el fin de relevar la zona de profundidad máxima.

### *Metodologías aplicadas*

Se tomaron muestras de macroinvertebrados y sedimentos, con draga tipo Van Veen de acero inoxidable (360 cm<sup>2</sup> de superficie de extracción, 2L de capacidad), desde un gomón semirrígido. Se midieron las variables profundidad con un equipo integrado a la embarcación, pH, conductividad eléctrica (CE  $\mu$ S/cm), oxígeno disuelto (OD mg/L) y temperatura (T °C) con un medidor multiparamétrico (Horiba U-10), y transparencia con disco de Secchi. No se pudo contar con el cable accesorio para la medición de los parámetros en profundidad. La granulometría de sedimentos se realizó siguiendo métodos estandarizados (Lorenz 2005). El contenido de materia orgánica (%MO) se analizó por incineración (TMECC 2001). Para los macroinvertebrados se tomaron 3 unidades muestrales por sitio, filtradas por tamiz de nylon de 250  $\mu$ m de poro y fijadas con formol (5%). Los organismos fueron separados del sedimento en laboratorio y preservados



**Figura 1.** Área de estudio. Izquierda: delimitación de la cuenca, tomada de Defensoría del Pueblo (2017). Derecha: detalle del Embalse Río Hondo con localización de los sitios de muestreo (S1-S6) sobre mapa de fondo de OpenStreetMap (opentstreetmap.org/copyright). La clasificación de calidad del agua representa los resultados de la aplicación del ICB<sub>RES</sub>. **Figure 1.** Study area. Left: basin delimitation from Defensoría del Pueblo (2017). Right: detail of Río Hondo reservoir with location of sampling sites (S1-S6) on OpenStreetMap background (opentstreetmap.org/copyright). Colours represent water quality class in accordance with ICB<sub>RES</sub> (green: good; yellow: regular; red: bad; violet: very bad).

en alcohol (80%). Las unidades muestrales de cada sitio fueron procesadas por separado, se promediaron y se expresaron como densidad de organismos (individuos/m<sup>2</sup>). Oligoquetos y quironómidos se identificaron hasta el nivel de género y algunos a especie utilizando claves de Brinkhurst y Marchese (1991) y Trivinho-Strixino (2011). El resto de los organismos se identificó al máximo nivel taxonómico posible siguiendo claves de la región (Domínguez and Fernández 2009). Se describió la composición y estructura de los ensambles utilizando índices de diversidad (riqueza taxonómica, Shannon-Wiener, equitatividad). Finalmente, se aplicó el ICB<sub>RES</sub> desarrollado para el monitoreo de calidad de aguas en embalses por el CETESB (Kuhlmann et al. 2012). Los detalles de la aplicación del ICB<sub>RES</sub> pueden consultarse en el Material Suplementario.

## RESULTADOS

### Variables ambientales

La temperatura media del agua fue 19.3±2.2 °C, el pH medio fue 8±0.4, la CE media fue 656±13.3 µS/cm y el OD medio fue 9.4±1.5 mg/L. La profundidad en S1-S5 varió entre 1.3 y 5 m, mientras en el S6 se registró el mayor valor, 16 m. La transparencia varió entre 0.25 y 0.70 m. La granulometría de sedimentos resultó más gruesa en los sitios S1, S4 y S5, donde se registró mayor presencia de arenas (fina y muy fina), mientras S2, S3 y S6 mostraron prevalencia de limos y arcillas. El contenido de MO presentó los mayores valores en S2 y S6. En S2, las muestras extraídas mostraron color negro y fuerte olor a materia orgánica en descomposición. En Material Suplementario-Tabla S1 se presentan los valores de las variables ambientales registradas por sitio, y en Material Suplementario-Figura S1, la caracterización granulométrica.

**Tabla 1.** Caracterización de los ensambles de macroinvertebrados bentónicos por sitio. S: Riqueza taxonómica. H': Índice Shannon-Wiener.

**Table 1.** Characterization of benthic macroinvertebrates assemblages by site. S: Taxonomic richness. H': Shannon-Wiener index.

Índice	S1	S2	S3	S4	S5	S6	Global
S	22	0	13	18	20	11	32
H'	1.61	0	1.41	1.46	1.46	1.3	1.63
Equitatividad	0.16	0	0.20	0.16	0.19	0.12	0.21
S Oligochaeta	5	0	8	5	6	6	8
S Chironomidae	10	0	1	7	5	2	12
S Otros insectos	3	0	2	1	2	2	3
S Otros taxones	4	0	2	5	6	1	6
% oligoquetos	69	0	97	93	91	99	93.5
% quironómidos	25	0	0	4	5	1	4.1

### Organismos bentónicos

El sitio con mayor densidad de organismos fue S6 (23819±10312 individuos/m<sup>2</sup>), mientras S2 se presentó azoico, es decir, sin presencia de fauna bentónica. Del total de organismos recolectados, 93.5% estuvo constituido por Oligochaeta, 4.1% por Chironomidae, 2.2% por otros grupos bentónicos (Nematoda, Bivalvia, Hydrachnidia) y 0.2% por insectos no Chironomidae. La riqueza taxonómica (S) global fue 32 taxones, el índice de Shannon-Wiener (H') indicó una diversidad global de 1.63 y la equitatividad 0.21 (Tabla 1). El S1 presentó la mayor diversidad y el ensamble más equitativo, con 69% de oligoquetos y 25% de quironómidos. En el resto de los sitios, los oligoquetos representaron >90% de la abundancia de organismos (Tabla 1). En cuanto a la diversidad de cada grupo, se identificaron 8 taxones pertenecientes a Oligochaeta, los más abundantes fueron *Limnodrilus hoffmeisteri* Claparède 1862 (49%) y *Aulodrilus pigueti* Kowalewski 1914 (29%), y de la subfamilia Naidinae, los géneros *Dero* (13%) y *Stephensoniana* (5%). Se registró un solo ejemplar de *Branchiura sowerbyi* Beddard 1892. *Limnodrilus* estuvo presente tanto en formas inmaduras como sexualmente maduros, lo que permitió identificarlo a especie. Se identificaron 12 géneros de quironómidos, con mayor abundancia de *Clinotanytus* (44%), *Procladius* (25%) y *Polypedilum* (5%). En S1 se registraron 2 individuos Tanytarsini que se identificaron como similares a *Caladomyia Tanytarsus*. El listado de taxones por sitio se detalla en Material Suplementario-Tabla S2.

### Aplicación del ICB<sub>RES</sub>

La calidad del agua en la zona bentónica del embalse, de acuerdo con los resultados del ICB<sub>RES</sub>, varió de buena (S1) a muy mala (S2) (Tabla 2). Se consideraron como

**Tabla 2.** Aplicación del ICB<sub>RES</sub> a los sitios evaluados en el embalse Río Hondo. Se detalla el tipo de zona correspondiente en función de la profundidad y localización de los sitios, y el puntaje asignado a cada métrica. Detalles de la aplicación en el material suplementario (Material Suplementario).

**Table 2.** ICB<sub>RES</sub> application to the sites assessed in Río Hondo reservoir. Zone was established according to location and depth of the sites, and score assigned to each metric is detailed. More information could be consulted in the supplementary material (Supplementary Material).

Zona	Sitio	S	H'	T/DT	Ssen	ICBres	Calidad
Litoral	S1	22	1.61	0.69	3	2	Buena
	Puntos ICB <sub>RES</sub>	2	3	3	1		
Litoral	S2	0	0	0	0	0	Muy mala
	Puntos ICB <sub>RES</sub>	0	0	0	0		
Litoral	S3	13	1.41	0.87	1	4	Mala
	Puntos ICB <sub>RES</sub>	3	4	4	3		
Litoral	S4	18	1.46	0.74	0	4	Mala
	Puntos ICB <sub>RES</sub>	2	4	4	4		
Litoral	S5	20	1.46	0.88	1	3	Regular
	Puntos ICB <sub>RES</sub>	2	4	4	3		
Profunda	S6	11	1.3	0.95	0	3	Regular
	Puntos ICB <sub>RES</sub>	1	3	4	4		

organismos tolerantes para el cálculo de T/DT a *L. hoffmeisteri*, *A. pigueti*, *Pristina*, *Dero* y *Chironomus*. En Ssens se consideraron taxones sensibles a Ephemeroptera, Odonata, Trichoptera y los Tanytarsini registrados. Se consideró zona bentónica profunda solo al S6; los demás sitios, en zona bentónica litoral. Detalles de la aplicación del ICB<sub>RES</sub> en Material Suplementario.

## DISCUSIÓN

Las variables ambientales mostraron coincidencias con lo reportado en estudios anteriores para el ERH y su cuenca de aporte (Defensoría del Pueblo 2017). El pH básico del agua y los valores de conductividad se relacionan con las características geológicas de la región, rica en rocas calizas y evaporíticas (Pérez Miranda et al. 2001; Fernández and Hidalgo 2011). La deforestación aporta gran cantidad de sólidos suspendidos, mientras el ingreso de efluentes con altas cargas orgánicas favorecen el desarrollo de abundante fitoplancton en el embalse (Salusso and Moraña 2017), situaciones que influyen la transparencia al disco de Secchi. Los valores obtenidos se encuentran en el rango que caracteriza a embalses eutróficos (Dodds and Whiles 2010). Klippel et al. (2020) registran valores de transparencia entre 0.15 y 1.8 m asociados a un elevado contenido de nutrientes y sólidos, en un estudio llevado a cabo sobre embalses de Brasil. Para el embalse Río Hondo, un informe de monitoreo realizado con periodicidad cuatrimestral entre

octubre de 2006 a septiembre de 2007 registró valores de transparencia entre 0.05 y 0.85 m (Comité de Cuenca Salí-Dulce 2007), con los mayores valores en septiembre de 2007. Aunque el OD mostró valores aceptables, debe hacerse la consideración de que fue medido en la superficie del agua, por lo que estos valores pueden no ser representativos de las condiciones de oxigenación en la zona bentónica.

Los elevados niveles de contaminación que fueron documentados ingresando al ERH se evidencian en la baja diversidad de su fauna bentónica y en la dominancia de oligoquetos tubificinos. *L. hoffmeisteri* es uno de los organismos bentónicos más conspicuos en ambientes muy contaminados, e incrementa de forma notable su abundancia en lagos eutróficos (Matisoff et al. 1999). Puede tolerar períodos de hipoxia (Fischer and Beeton 1975) y posee mecanismos de resistencia a la contaminación por metales (Klerks and Bartholomew 1991). Por otro lado, *A. pigueti* es un taxón reportado como el oligoqueto tubificino más abundante en embalses eutróficos de Sudamérica (Moretto et al. 2013; Ragonha and Takeda 2014; Girolli et al. 2021).

Chironomidae es una familia perteneciente a la clase Insecta, dentro del orden Diptera. Sus larvas tienen una representación conspicua en los sedimentos de los ecosistemas acuáticos, la gran mayoría muestra escasa movilidad, se arrastran en el fondo y consumen principalmente detritos, aunque hay géneros

filtradores y también depredadores. Son uno de los grupos que muestran alta abundancia en los embalses, independientemente del nivel de disturbio antropogénico (Gomes et al. 2018), la profundidad (Magbanua et al. 2015) y el régimen hidrológico (Li et al. 2015). Por esta razón, la baja abundancia de quironómidos registrada en este estudio puede deberse a las condiciones de extrema degradación ambiental del embalse. En contraste con el 4.1% repartido en 12 géneros registrado en este estudio, Beghelli et al. (2012) encontraron 28 géneros que agrupan el 29% de la abundancia durante la estación seca y el 40% durante la estación húmeda, en el embalse Itaparanga, Brasil. Mientras tanto, Santana et al. (2015) registraron que Chironomidae contiene el 80% de la abundancia de macroinvertebrados bentónicos para el embalse Serra da Mesa, también en Brasil. En el ERH *Clynotanypus*, *Procladius* y *Polypedilum* fueron los géneros más comunes. Se ha descrito que las larvas de *Clynotanypus* aparecen por lo general en sedimentos finos en la zona bentónica litoral de los embalses y en áreas de escasa corriente de arroyos y ríos, y que prefieren aguas cálidas (Cranston and Epler 2013). *Procladius* se reportó como abundante en lagos y embalses (Prat 1991; Hershey and Lamberti 2001; Juárez and Ibáñez 2003). En la familia Chironomidae se reconoce al género *Chironomus* como muy tolerante a la contaminación, con capacidad para soportar períodos de anoxia debido al componente de hemoglobina en sus tejidos, que le permite almacenar oxígeno. Sin embargo, Warwick (1989) halló que *Procladius* coexiste con *Chironomus* en embalses muy contaminados, mostrando niveles de tolerancia muy similares, e inclusive superiores en algunos casos. Prat et al. (1992) sostienen que en embalses eutróficos localizados en zonas cálidas y sujetos al ingreso de materiales originados en la erosión de suelos en la cuenca de aporte, la abundancia de *Procladius* se relacionaría con la prevalencia de redes heterotróficas, ya que el material alóctono favorecería la abundancia de, entre otros, oligoquetos y microcrustáceos, de los cuales se alimentan sus especies. *Polypedilum*, por su parte, pertenece al grupo de los quironómidos con coloración roja, reconocidos por su tolerancia a bajos niveles de oxígeno por poseer hemoglobina, que les permite almacenarlo (Trivinho-Sixtrino 2011). Es un género que presenta gran diversidad, amplia distribución geográfica de sus especies y capacidad adaptativa a muy variadas condiciones ambientales. Por ello, para

establecer de manera adecuada su potencial como bioindicador se debería enfocar los estudios en identificar cuál o cuáles especies de dicho género están presentes y caracterizar sus rangos de tolerancia (Ballesteros et al. 2022).

Los resultados del ICB<sub>RES</sub> mostraron, espacialmente, mejores valores de la calidad del agua en la zona bentónica del centro y el sur del embalse, mientras los sitios localizados al noroeste fueron valorados con mala calidad (Figura 1). El sitio detectado como azoico fue el más cercano al CT, que como se dijera, recoge efluentes contaminantes urbanos, industriales y de la actividad minera (Defensoría del Pueblo 2017). En el diseño del ICB<sub>RES</sub>, la categoría de azoico se define por la ausencia total de taxones, y estaría indicando degradación extrema de la calidad del agua en el sitio que registra dicha condición (Kuhlmann et al. 2012). Los sitios que mostraron mala calidad de su zona bentónica se encuentran bajo influencia del río Salí, Gastona y sistema Medina-Chico. Los sitios que resultaron con calidad regular fueron el influenciado por la desembocadura del río Marapa, al que se considera el menos comprometido por vuelcos contaminantes de toda la cuenca (Defensoría del Pueblo 2017), así como el sitio ubicado al centro del embalse. Este último, de acuerdo con el modelo de zonación longitudinal de embalses, representaría a la zona lacustre donde se encuentra la mayor profundidad, donde el movimiento del agua disminuye (reduciéndose también la resuspensión de sólidos) y donde las cargas de nutrientes y materia orgánica decrecen, limitando la productividad algal. Todo ello deriva en una mejor calidad del agua respecto a otros puntos dentro del embalse (Thornton et al. 1991). El sitio que mostró el mejor valor fue el más alejado de los afluentes del ERH, como era esperable, y coincide con el área de uso recreativo del embalse, donde no se registran ingresos de efluentes contaminantes. Allí se encuentran las instalaciones del Club Náutico y de la Prefectura Naval Argentina, el área ribereña está parqueada, y se destina a uso como camping, zona balnearia, para prácticas deportivas y para salida de embarcaciones.

## CONCLUSIONES

Esta primera aproximación refuerza las evidencias con respecto a la degradación ambiental en que se encuentra el ERH, lo que generaría condiciones adversas para el desarrollo de la fauna bentónica. Los

ensambles presentaron baja diversidad, con dominancia de oligoquetos tubificinos tolerantes a la contaminación. La aplicación del multimétrico ICB<sub>RES</sub> reveló la factibilidad de convertirse en una herramienta para el biomonitoreo del ERH utilizando los macroinvertebrados bentónicos. Para ajustar herramientas de bioindicación es necesario profundizar los estudios considerando la variabilidad espacio-temporal y evaluar los niveles de sensibilidad de taxones que muestran comportamiento generalista. Por otra parte, es necesario analizar las cargas de contaminantes en aguas profundas y sedimento. Además, se requiere analizar la complejidad del sistema considerando factores como la circulación del agua, la profundidad, la dinámica de la productividad primaria y el ingreso de materia alóctona, entre otros.

La continuidad y ampliación de los estudios puede aportar información valiosa para la gestión como la protección de zonas periféricas al embalse.

**AGRADECIMIENTOS.** Este trabajo se realizó en el marco del Convenio de Colaboración entre la FCF UNSE y la Defensoría del Pueblo de la Provincia de Santiago del Estero, Acta Acuerdo Específico: Resolución FCF 404/15. Se agradece al Grupo de Monitoreo Permanente de la Defensoría que facilitó el muestreo, el financiamiento al Proyecto 23/B148 2013-2016 del Consejo de Investigaciones Científicas y Tecnológicas UNSE, y al CONICET-UNSE. Gracias a M. Marchese por sus valiosos comentarios, y a M.E. Espeche y A.B. Vásquez Vivas por la colaboración en tareas de laboratorio.

## REFERENCIAS

- Armendáriz, L., C. Ocón, and A. Rodrigues Capítulo. 2012. Potential responses of oligochaetes (Annelida, Clitellata) to global changes: Experimental fertilization in a lowland stream of Argentina (South America). *Limnologia* 42: 118-126. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2011.09.005>.
- Ballesteros, I., M. Bravo-Castro, S. Villamarín-Cortez, G. Jijón, N. Prat, B. Ríos-Touma, and C. Villamarín. 2022. Genetic Variability of *Polypedilum* (Diptera: Chironomidae) from Southwest Ecuador. *Insects* 13. <https://doi.org/10.3390/insects13040382>.
- Beghelli, F. G. de S., A. C. A. dos Santos, M. V. Urso-Guimarães, and M. do C. Calijuri. 2012. Relationship between space distribution of the benthic macroinvertebrates community and trophic state in a Neotropical reservoir (Ituparanga, Brazil). *Biota Neotropica* 12:114-134. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032012000400012>.
- Behrend, R. D. L., A. M. Takeda, L. C. Gomes, and S. E. P. Fernandes. 2012. Usando assembléias de oligochaeta como um indicador de mudanças ambientais. *Brazilian Journal of Biology* 72:873-884. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842012000500014>.
- Brinkhurst, R., and M. Marchese. 1991. Guía para la identificación de oligoquetos acuáticos continentales de Sud y Centro América. Segunda Ed. Asociación Ciencias Naturales del Litoral. Santo Tomé, Argentina.
- Comité de Cuenca Salí-Dulce. 2007. Programa de Monitoreo del Embalse Río Hondo. Informe final. Pp. 51. UNSE, UNC, DIPAS, SSRH. URL: [argentina.gob.ar/sites/default/files/cuencas-cap2.pdf](http://argentina.gob.ar/sites/default/files/cuencas-cap2.pdf).
- Cranston, P. S., and J. H. Epler. 2013. The Larvae of Chironomidae of the Holarctic Region - Keys and diagnoses. *Insect Systematics and Evolution* 66:39-136. <https://doi.org/10.5324/cjcr.v0i26.1656>.
- Defensoría del Pueblo, S. del E. y N. 2017. Cuenca del Río Salí-Dulce: la calidad de aguas de los ríos que desaguan en el Embalse de Río Hondo. *En* M. V. De Franchesco, Y. Barasch and L. García Silva (eds.). EUDEBA. Buenos Aires, Argentina.
- Dodds, W. K., and M. R. Whiles. 2010. Chapter 3 - Movement of Light, Heat, and Chemicals in Water. Pp. 45-64 *en* W. K. Dodds and M. R. Whiles (eds.). *Freshwater Ecology (Second Edition)*. Academic Press, London. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374724-2.00003-9>.
- Domínguez, E., and H. R. Fernández. 2009. Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Fundación Miguel Lillo. San Miguel de Tucumán, Argentina.
- Fernández, D. S., and M. del V. Hidalgo. 2011. Análisis geoquímico ambiental de la Cuenca del río Lules mediante el uso de muestras de sedimentos de corriente. Pp. 33-46 *en* H. R. Fernández and H. Barber (eds.). *La Cuenca del río Lules: una aproximación multidisciplinaria a su complejidad*. EDUNT. Tucumán, Argentina.
- Fischer, J. A., and A. M. Beeton. 1975. The effect of dissolved oxygen on the burrowing behavior of *Llimnodrilus hoffmeisteri* oligochaeta. *Hydrobiologia* 47:273-290. <https://doi.org/10.1007/BF00039060>.
- Girolli, D. A., M. F. de Lima, N. A. de O. Sanches, V. Colombo-Corbi, J. J. Corbi, and G. R. Gorni. 2021. Aquatic oligochaetes (Annelida: Clitellata) in reservoirs in São Paulo state: List of occurrence and ecological observations on the species. *Biota Neotropica* 21:e20201152. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2020-1152>.
- Gomes, W. I. A., D. da S. Jovem-Azevêdo, F. F. Paiva, S. V. Milesi, and J. Molozzi. 2018. Functional attributes of Chironomidae for detecting anthropogenic impacts on reservoirs: A biomonitoring approach. *Ecological Indicators* 93:404-410. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.05.006>.
- Hershey, A. E., and G. A. Lamberti. 2001. Aquatic Insect Ecology. Pp. 733-775 *en* J. H. Thorp and A. P. Covich (eds.). *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*. Second Ed. Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-012690647-9/50019-3>.

- Juárez, J., and A. Ibáñez. 2003. Abundancia y primer registro de macroinvertebrados bentónicos en el lago de Metztlán. Hidalgo, México. *Hidrobiológica* 13:137-144.
- Klerks, P. L., and P. R. Bartholomew. 1991. Cadmium accumulation and detoxification in a Cd-resistant population of the oligochaete *Limnodrilus hoffmeisteri*. *Aquatic Toxicology* 19:97-112. [https://doi.org/10.1016/0166-445X\(91\)90030-D](https://doi.org/10.1016/0166-445X(91)90030-D).
- Klippel, G., R. L. Macêdo, and C. W. C. Branco. 2020. Comparison of different trophic state indices applied to tropical reservoirs. *Lakes and Reservoirs: Science, Policy and Management for Sustainable Use* 25:214-229. <https://doi.org/10.1111/lre.12320>.
- Kuhlmann, M. L., G. Johnscher-Fornasaro, L. L. Ogura, and H. R. V. Imbimbo. 2012. Protocolo para o biomonitoramento com as comunidades bentônicas de rios e reservatórios do estado de São Paulo. CETESB, Brasil. Pp. 113.
- Li, B., Q. Cai, M. Zhang, and M. Shao. 2015. Macroinvertebrate community succession in the Three-Gorges Reservoir ten years after impoundment. *Quaternary International* 380-381:247-255. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2014.06.017>.
- Lorenz, G. 2005. Métodos de Análisis de Suelos. Facultad de Ciencias Forestales. UNSE. Santiago del Estero, Argentina.
- Magbana, F. S., N. Y. B. Mendoza, C. J. C. Uy, C. D. Matthaei, and P. S. Ong. 2015. Water physicochemistry and benthic macroinvertebrate communities in a tropical reservoir: The role of water level fluctuations and water depth. *Limnologia* 55:13-20. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2015.10.002>.
- Marcé, R., J. Armengol, and E. Navarro. 2015. Assessing Ecological Integrity in Large Reservoirs According to the Water Framework Directive. Pp. 201-219 *en* A. Munné, A. Ginebreda and N. Prat (eds.). *Experiences from Surface Water Quality Monitoring. The Handbook of Environmental Chemistry*, vol 42. Springer, Cham. [https://doi.org/10.1007/698\\_2015\\_400](https://doi.org/10.1007/698_2015_400).
- Matisoff, G., X. Wang, and P. L. Mccall. 1999. Biological Redistribution of Lake Sediments by Tubificid Oligochaetes: *Branchiura sowerbyi* and *Limnodrilus hoffmeisteri*/Tubifex tubifex. *Internat. Assoc Great Lakes Res* 25:205-219. [https://doi.org/10.1016/S0380-1330\(99\)70729-X](https://doi.org/10.1016/S0380-1330(99)70729-X).
- Molineri, C., E. G. Tejerina, S. E. Torrejón, E. J. I. Pero, and G. E. Hankel. 2020. Indicative value of different taxonomic levels of Chironomidae for assessing the water quality. *Ecological Indicators* 108. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105703>.
- Moretto, Y., N. R. Simões, E. Benedito, and J. Higuti. 2013. Effect of trophic status and sediment particle size on diversity and abundance of aquatic Oligochaeta (Annelida) in neotropical reservoirs. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 49:65-78. <https://doi.org/10.1051/LIMN/2013040>.
- Ntislidou, C., M. Lazaridou, V. Tsioussi, and D. C. Bobori. 2018. A new multimetric macroinvertebrate index for the ecological assessment of Mediterranean lakes. *Ecological Indicators* 93:1020-1033. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.05.071>.
- Pérez Miranda, C., G. H. Almada, C. A. Riviere, M. A. Gordillo, J. L. Fernández-Turiel, and M. E. Medina. 2001. Proyecto AGUA - Composición y calidad del agua de la Cuenca Hidrográfica del Río Salí, Tucumán, Argentina.
- Pinto, I., S. Rodrigues, and S. C. Antunes. 2021. Assessment of the benthic macroinvertebrate communities in the evaluation of the water quality of portuguese reservoirs: An experimental approach. *Water (Switzerland)* 13:3391. <https://doi.org/10.3390/w13233391>.
- Prat, N. 1991. El bentos profundo y litoral de una cadena de tres embalses españoles del río Guadiana (SW España). *Limnetica* 7:133-152. <https://doi.org/10.23818/limn.07.11>.
- Prat, N., M. Real, and M. Rieradevall. 1992. Benthos of Spanish lakes and reservoirs. *Limnetica* 8:221-230. <https://doi.org/10.23818/limn.08.22>.
- Ragonha, F. H., and A. M. Takeda. 2014. Does richness of Oligochaeta (Annelida) follows a linear distribution with habitat structural heterogeneity in aquatic sediments? *Journal of Limnology* 73:146-156. <https://doi.org/10.4081/JLIMNOL.2014.791>.
- Salusso, M. M., and L. B. Moraña. 2017. Comparative reservoir limnology in Juramento (Salta) and Salí-Dulce (Tucumán) Basins in Argentina. *Revista de Biología Tropical* 66:415. <https://doi.org/10.15517/rbt.v66i1.26613>.
- Thornton, K. W., B. L. Kimmel, and F. E. Payne. 1991. *Reservoir Limnology: Ecological Perspectives*. John Wiley and Sons.
- Tiberi, A. E., M. de los A. Taboada, M. E. Leiva, C. A. Wottitz, A. E. Ledesma, and L. Diodato. 2018. Análisis preliminar del fitoplancton y variables fisicoquímicas del embalse Río Hondo. *Investigaciones en Facultades de Ingeniería del NOA* 4:272-276.
- TMECC. 2001. Method 05.07. 2001. Organic matter. *En* The United States Composting Council. *Test Methods for the Examination of Composting and Compost*, New York, USA.
- Tracanna, B. C., C. Seeligmann, V. Mirande, L. B. De Parra, T. De Plaza, and F. M. Molinari. 1999. Cambios espaciales y temporales del fitoplancton en el embalse Río Hondo (Argentina). *Sociedad Argentina de Botánica* 34:101-105.
- Trivinho-Sixtrino, S. 2011. Larvas de Chironomidae. Guia de identificação. Universidad Federal de São Carlos, Brasil.
- Warwick, W. F. 1989. Morphological deformities in larvae of *Procladius* Skuse (Diptera: Chironomidae) and their biomonitoring potential. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 46:1255-1270. <https://doi.org/10.1139/f89-162>.