

# Ensamblajes parasitarios de *Corydoras paleatus* en un arroyo pampeano con condiciones contrastantes de calidad de agua y hábitat

## Parasite assemblages of *Corydoras paleatus* in a Pampa Plain stream with contrasting conditions of water quality and habitat

ANDREA BERTORA<sup>1,5</sup>, MARÍA ALEJANDRA ROSSIN<sup>2,3,5</sup>, FABIÁN GROSMAN<sup>1</sup>, PABLO SANZANO<sup>1</sup>, JUAN JOSÉ ROSSO<sup>2,4,5</sup>

<sup>1</sup> Instituto Multidisciplinario sobre Ecosistemas y Desarrollo Sustentable (UNCPBA-CIC), Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Pje. Arroyo Seco s/n, Campus Universitario, Tandil (B7000), Buenos Aires, Argentina.

<sup>2</sup> Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC), Universidad Nacional de Mar del Plata, Rodríguez Peña 4046, Mar del Plata (B7600), Buenos Aires, Argentina.

<sup>3</sup> Laboratorio de Ictioparasitología (IIMyC).

<sup>4</sup> Laboratorio de Biotaxonomía Morfológica y Molecular de Peces (IIMyC)

<sup>5</sup> Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Godoy Cruz 2290, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.

E-mail: bertorandrea@gmail.com

**RESUMEN.** Los usos del suelo generan profundos cambios en los ecosistemas acuáticos, sus organismos y las comunidades que los parasitan. En este trabajo analizamos los ensamblajes parasitarios de *Corydoras paleatus* bajo condiciones contrastantes de calidad de agua y hábitat en un arroyo pampeano impuestas por vertidos urbanos y ganadería. Los posibles efectos de estos aspectos sobre algunos atributos de las comunidades parasitarias de *C. paleatus* son discutidos. Se identificaron 136 parásitos pertenecientes a cuatro grupos taxonómicos: *Phylocorydoras platensis* (monogenos), Heterophyidae (digeneos larvales), Protocephalidea (cestodes larvales), y protozoos ciliados, Trichodinidae gen. sp. e *Ichthyophthirius* cf. *multifiliis*. Bajo condiciones de impacto urbano se registró una menor riqueza y diversidad. Contrariamente, el tramo ganadero mostró una mayor riqueza, diversidad y equitatividad parasitaria, y presencia de monogenos (*P. platensis*) y ciliados (Trichodinidae gen. sp.). Las poblaciones de digeneos registraron una mayor abundancia y la población de cestodes y *I. cf. multifiliis* fueron más prevalentes. El mayor deterioro en la calidad de agua y en el hábitat del tramo más cercano a la ciudad, podría explicar el empobrecimiento de las comunidades parasitarias. Una mejor calidad de agua con aporte de sustrato orgánico, menor velocidad de corriente y mayor desarrollo de macrófitas observadas bajo influencia del ganado, mejorarían las condiciones para el establecimiento de monogenos y ciliados en branquias, digeneos en aletas y cestodes en tracto digestivo. Este estudio brinda una primera aproximación al conocimiento de la ecología parasitaria de *C. paleatus* y los factores que podrían modelar o influir en la estructuración de las comunidades parasitarias de esta especie.

**Palabras clave:** Ganadería, integridad ecológica, parásitos, peces, urbanización.

**ABSTRACT.** Land uses generate deep changes in aquatic ecosystems, their organisms and the communities that parasitize them. In this study we analyze the parasite assemblages of *Corydoras paleatus* under contrasting conditions of water quality and habitat of a Pampa Plain stream imposed by urban discharges and livestock. The possible effects of these aspects on some attributes of the parasite communities of *C. paleatus* are discussed. A total of 136 parasites belonging to four taxonomic groups were identified: *Phylocorydoras platensis* (monogeneans), Heterophyidae (larval digeneans), Protocephalidea (larval cestodes) and ciliates protozoa (Trichodinidae gen. sp. and

*Ichthyophthirius cf. multifiliis*). Under conditions of urban impact, less richness and diversity were recorded. Instead, the livestock reach showed larger parasite richness, diversity and equitability, and the presence of monogeneans (*P. platensis*) and ciliates (Trichodinidae gen. sp.). The digenean populations registered the highest abundance and the populations of cestodes and *I. cf. multifiliis* were more prevalent. The deterioration of water quality and instream habitat of the reach close to the city could explain the impoverishment of parasite communities. A better water quality with input of organic substrate, slower flow and larger macrophytes development observed under the influence of livestock, would improve conditions for establishment of monogeneans and ciliates in gills, digeneans in fins and cestodes in the digestive tube. This study provides a first approach to the knowledge of the parasite ecology of *C. paleatus* and the factors that could model or influence the structure of the parasite communities of this species.

**Keywords:** Ecological integrity, fish, livestock, parasites, urbanization.

## INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas de agua dulce enfrentan una gran amenaza derivada del desarrollo de las poblaciones humanas (Albert *et al.*, 2020). Particularmente, los cambios en el uso del suelo y la intensificación del uso de la tierra generan profundos cambios estructurales y funcionales en los sistemas fluviales (Allan, 2004). Puntualmente, el desarrollo urbano y la descarga de efluentes degradan la calidad del agua de los ecosistemas fluviales aumentando los niveles de nutrientes, metales, contaminantes, sólidos, cloruros y cargas bacteriológicas mientras disminuye drásticamente la concentración de oxígeno disuelto (Walsh *et al.*, 2005). Los arroyos urbanos también enfrentan cambios en la geomorfología y en la estructura del hábitat como resultado de la sedimentación, las modificaciones en la vegetación ribereña y las interacciones restringidas entre el cauce y sus márgenes (Paul & Meyer, 2001). Por su parte, la ganadería tiende a empobrecer la calidad del agua de los sistemas lóticos a través de grandes aumentos en la concentración de nutrientes, sólidos suspendidos totales, turbidez, materia orgánica y bacterias provenientes del pastoreo del ganado y la deposición de sus desechos en las orillas y/o en el cauce (Platts, 1979; Vidon *et al.*, 2008). A su vez, el desprendimiento y el colapso de los márgenes, el deterioro de la vegetación ribereña, la acumulación de sedimentos, el ensanchamiento del cauce y la alteración en la composición del sustrato, se encuentran entre los principales cambios de hábitat impuestos por el ganado (O'Callaghan *et al.*, 2018; Platts, 1979).

Los disturbios producidos por las diversas actividades humanas afectan, a su vez, a las diferentes comunidades acuáticas. Los ensamblajes parasitarios son componentes importantes de cualquier ecosistema debido a su ubicuidad, amplia distribución y elevada abundancia. Son un grupo de organismos muy diversos que además pueden influir en las poblaciones de hospedadores, lo que los convierte en un grupo clave en la dinámica ecosistémica. Sin embargo, los parásitos han sido a menudo subestimados en los programas de conservación y manejo de la biodiversidad, así como en estudios ecosistémicos, posiblemente debido a que son pequeños, se encuentran ocultos dentro de sus hospedadores y son raramente observados en el ambiente externo (Lafferty *et al.*, 2006; Minchella & Scott, 1991). Las comunidades parasitarias se estructuran a partir de la disponibilidad de especies que son el resultado de diversos factores que operan a diferentes escalas (Poff, 1997; Thomas *et al.*, 2005). A gran escala, los ensamblajes parasitarios están influenciados por las variaciones climáticas, geográficas, geológicas, la distancia entre poblaciones, la latitud y los gradientes ambientales. Mientras que, a escala regional, el uso del paisaje, la actividad humana, la diversidad de los hospedadores, las condiciones particulares de las poblaciones hospedadoras y la calidad del hábitat han sido reconocidos como factores estructuradores de las comunidades parasitarias (Anderson & Sukhdeo, 2009; Esch *et al.*, 1990; Taglioretti *et al.*, 2018; Warburton *et al.*, 2016). Asimismo, dada su sensibilidad a los contaminantes y las perturbaciones ambientales, muchos grupos de

parásitos se constituyen como indicadores de la salud ambiental y el impacto antropogénico (Sures, 2004).

En las últimas décadas, la región pampeana ha sufrido transformaciones graduales del uso del suelo. El avance de la frontera agrícola y el confinamiento de la ganadería a zonas bajas se constituyen como patrones usuales en esta región. Estos cambios han producido un incremento de la carga de nutrientes en los sistemas acuáticos y han facilitado la alteración del hábitat y de la fisonomía de estos sistemas, produciendo una degradación en su integridad ecológica (Rodrigues Capítulo *et al.*, 2010), alterando las comunidades acuáticas, y particularmente a los peces de la región (Bertora *et al.*, 2021a; Colautti *et al.*, 2015; Rosso & Quirós, 2009). Sin embargo, en este complejo escenario de cambio ambiental, son escasos los estudios de los factores que influyen en la dinámica y la estructuración de las comunidades parasitarias de peces dulceacuícolas. En este sentido, los estudios de comunidades parasitarias en una determinada especie de hospedador han sido poco explorados hasta el momento, teniendo en cuenta su distribución geográfica y las características del ambiente que habita. Recientemente, Taglioretti *et al.* (2018) han identificado el efecto negativo de la urbanización en las cargas parasitarias de *Cnesterodon decemmaculatus* (Jenyns, 1842) en un arroyo de la región pampeana. A pesar del gran número de sistemas fluviales presentes en la región, este estudio es uno de los pocos que aborda la incorporación de los parásitos como

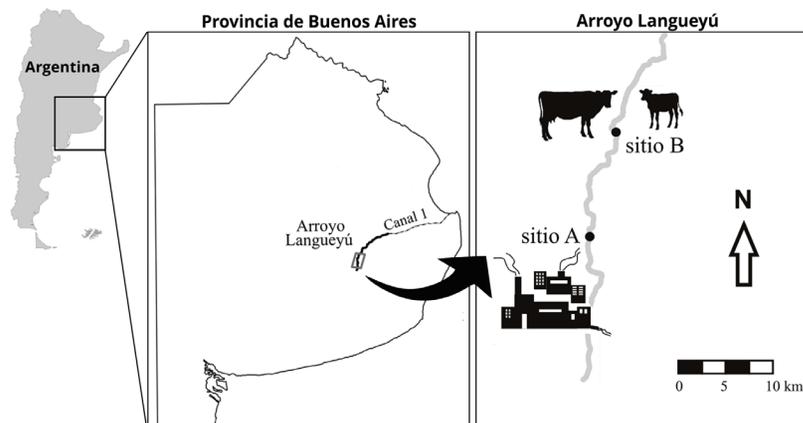
parte del análisis en un ambiente impactado por las actividades del hombre en la región pampeana.

El arroyo Langueyú presenta un importante desarrollo urbano-industrial en sus cabeceras y un predominio de las actividades agrícolas y ganaderas en su recorrido por la llanura. Este escenario antrópico ha mostrado tener influencia sobre la ecología trófica de *Corydoras paleatus* (Jenyns, 1842) (Bertora *et al.*, 2021b), una de las especies de mayor distribución en este sistema (Bertora *et al.*, 2018). Se desconoce en qué otros aspectos de la autoecología de esta especie puedan influir la actividad del hombre en la cuenca. En este contexto, el objetivo principal de este trabajo es analizar los ensamblajes parasitarios en *C. paleatus* bajo condiciones contrastantes de calidad de agua y hábitat impuestas por vertidos urbanos en la cabecera de este arroyo y el ingreso de ganado. Los posibles efectos de la calidad de agua, condiciones de hábitat y aspectos hidrológicos en algunos atributos de la comunidad parasitaria de *C. paleatus* son discutidos.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

El arroyo Langueyú pertenece a una cuenca homónima que posee un área de aproximadamente 600 km<sup>2</sup>, localizada en el sureste de la provincia de Buenos Aires, Argentina (Figura 1). Posee sus nacientes en las sierras de Tandilia, fluye en dirección suroeste-noreste atravesando las ciudades de Tandil,



**Figura 1.** Localización geográfica de los sitios de muestreo en el arroyo Langueyú, provincia de Buenos Aires, Argentina.

**Figure 1.** Geographic location of sampling sites in the Langueyú stream, Buenos Aires province, Argentina.

Rauch y Ayacucho, converge en el Canal 1 y desemboca en el Océano Atlántico. La cuenca del arroyo Langueyú se caracteriza por una alta productividad agrícola en el área rural (agricultura y ganadería) y varios desarrollos industriales en cercanía a las urbanizaciones (Ruiz de Galarreta *et al.*, 2010).

### Sitios de muestreo

Se seleccionaron dos tramos de 100 metros de longitud en el arroyo Langueyú, ubicados en diferentes posiciones dentro del continuo de recuperación impuesto por los vertidos urbanos en las cabeceras de este arroyo (Figura 1). El primer tramo representa la condición más cercana al impacto urbano (sitio A, 37°11' 15" S, 59°08' O). El segundo ubicado aguas abajo, en cambio, posee acceso ilimitado del ganado al arroyo (sitio B, 37°05' 47" S, 59°06' 29" O). Se llevaron a cabo tres muestreos bimensuales durante tres periodos consecutivos de primavera-verano (2016-2019) en ambos sitios de muestreo (3 x 3 x 2=18). Los muestreos fueron realizados en la estación de máxima producción con el fin de no introducir un sesgo estacional ya que el objetivo de este estudio es analizar las variaciones espaciales.

### Condiciones ambientales

Se midieron variables físicas, químicas y bacteriológicas del agua. La temperatura, pH y conductividad eléctrica fueron medidas *in situ* usando una sonda multiparamétrica (Oakton PCSTestr 35), y el oxígeno disuelto mediante un oxímetro (HACH sension 156). Se tomaron muestras de agua a media profundidad y media corriente y se conservaron en frío hasta llegar al laboratorio para su procesamiento. El amonio (SM 4500-NH<sub>3</sub> C), fósforo total (SM 4500-PE), sólidos suspendidos totales (SM 2540 D), demanda química de oxígeno (SM 5220 C), bacterias mesófilas viables (SM 9215 B) y coliformes fecales *Escherichia coli* (SM 9221 E) fueron cuantificadas según metodología estandarizada (APHA-AWWA-WEF, 2017). Los nitratos fueron medidos mediante el método espectrofotométrico por reducción con sulfato

de hidracina. Se calculó la relación nitratos/amonio (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>:NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) para cada muestreo. La caracterización de la estructura del hábitat se llevó a cabo a través de la medición de diferentes variables a lo largo de cinco transectas equidistantes (a 0, 25, 50, 75 y 100 metros) perpendiculares al arroyo. En cada transecta, se midió el ancho húmedo del cauce y la cobertura de macrófitas. En cuatro puntos equidistantes de cada transecta se midió la profundidad de la columna de agua y de sedimentos. En los cuatro segmentos delimitados por las transectas se cuantificó el área cubierta por diferentes microhábitats hidrológicos (proporción de pozones, correderas y rápidos). La velocidad de corriente fue evaluada inmediatamente aguas arriba de la transecta 0 como una medida integral de todo el tramo en estudio. Esta variable fue cuantificada a través de una adición puntual de una solución de un soluto conservativo (solución de cloruro de sodio 500 g /4 L) (Elosegi *et al.*, 2009).

### Colecta de peces

La captura de peces se realizó en todas las campañas de muestreo en ambos sitios (n= 18) empleando en forma complementaria trasmallos (12 m), red de arrastre (12 m) y trampas artesanales. El muestreo de peces fue realizado bajo permiso de pesca científico otorgado por el Ministerio de Agroindustria de la provincia de Buenos Aires (Resolución N° 409), y los protocolos de muestreo y manejo de peces evaluados y aprobados por el Comité de Ética de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la Universidad Nacional de Mar del Plata (RD-2018-126). Las especies de peces fueron identificadas siguiendo a Rosso (2006). Los ejemplares de *C. paleatus* fueron congelados hasta su posterior análisis parasitológico.

### Análisis parasitológico

Los ejemplares de *C. paleatus* fueron medidos, cuantificando su longitud total (LT). Se realizó un análisis parasitológico integral de todos los órganos internos (cerebro, branquias, aletas, pared y contenido de tracto digestivo, gónadas, hígado y riñón). En primera instancia se visualizó

y colectó bajo lupa todos los parásitos presentes y luego se confirmó bajo microscopio óptico su identidad. Los estadios larvales de digeneos y cestodes hallados fueron identificados a nivel de familia ya que no fue posible su identificación a nivel genérico o específico (Caira *et al.*, 2012; Gibson *et al.*, 2002; Ostrowski de Núñez, 1976, 1995, 1996; Rego, 1994, 1995; Scholz & Chambrier, 2003), excepto los monogeneos que fueron determinados específicamente según Suriano (1986). Para los ciliados se consultaron los trabajos de Van As & Basson (1989) y Marcotegui *et al.* (2016) para tricodinidos, y Dickerson & Dawe (1995) para *Ichthyophthirius* cf. *multifiliis*. Se determinó la abundancia de cada uno y en el caso de los protozoos ciliados su presencia/ausencia. Se calculó la prevalencia, la intensidad media y la abundancia parasitaria según Bush *et al.* (1997) para cada especie de parásito en cada sitio de estudio. Estos parámetros a su vez se discriminaron según talla de primera maduración (Barradas *et al.*, 2016) entre ejemplares mayores y menores a 60 mm de longitud total. A nivel de comunidad componente se calculó la riqueza específica, el índice de diversidad de Shannon-Wiener y el índice de equitatividad de Pielou (Magurran, 1988).

### Análisis de datos

Para explorar las disimilitudes ambientales (calidad del agua, estructura del hábitat y aspectos hidrológicos) de los sitios muestreados se utilizó el análisis de escalonamiento multidimensional no métrico (nMMD; Clarke & Green, 1988). Luego, se evaluaron dichas variaciones ambientales de ambos sitios a través del análisis de similitud (ANOSIM, Clarke & Green, 1988). Para realizar ambos análisis se utilizó la matriz de similitud de Gower de las variables ambientales medidas. Además, se testearon las diferencias de cada variable ambiental en los dos sitios utilizando la prueba no paramétrica Mann-Whitney. Se analizaron posibles variaciones temporales de los ensamblajes parasitarios a través del análisis de similitud (ANOSIM). Para ello se

utilizó la matriz de similitud de Morisita de las abundancias de los grupos parasitarios y los diferentes muestreos como factor. A su vez, con el mismo estadístico, se evaluaron las variaciones de los ensamblajes parasitarios en ambos tramos utilizando los sitios como factor; y el efecto de la talla seleccionando la LT de los ejemplares (LT < 60 mm y LT > 60 mm) como factor en cada uno de los sitios muestreados. Para realizar estos análisis se utilizó el software estadístico PAST 4.01 (Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis). Se compararon los valores de prevalencia, intensidad media y abundancia parasitaria entre ambos sitios y entre tallas a través del software QPweb 3.0 (Quantitative Parasitology) (Reiczigel *et al.*, 2019) con un intervalo de confianza del 90%.

## RESULTADOS

### Condiciones ambientales

Ambos sitios presentaron diferencias significativas en sus condiciones ambientales ( $R=0,212$ ;  $p$  valor=  $0,004$ ; Tabla 1, Figura 2). El tramo ganadero presentó una mejor calidad de agua respecto al tramo más cercano a los vertidos urbanos. Particularmente, se observó una mayor concentración de oxígeno disuelto y una alta relación  $\text{NO}_3^-:\text{NH}_4^+$ . En el tramo aguas arriba de éste, se registró una mayor concentración de amonio, una elevada demanda química de oxígeno y carga bacteriológica. La estructura del hábitat en el tramo más cercano a los vertidos urbanos presentó una mayor deposición de sedimentos finos sobre el lecho y mayor velocidad de corriente. En cambio, el tramo ganadero mostró un canal amplio, profundo y con aguas más lentas (menor velocidad y mayor proporción de pozones). Además, se encontró una mayor proporción de macrófitas sumergidas. Puntualmente, la concentración de mesófilos en el agua ( $p$  valor=  $0,003$ ), el ancho húmedo del cauce ( $p$  valor=  $0,011$ ) y la profundidad de la columna de agua ( $p$  valor=  $0,024$ ) mostraron diferencias significativas entre ambos sitios.

**Tabla 1.** Condiciones ambientales (media y desvío estándar= DE) de los sitios de muestreo en el arroyo Langueyú. Sitio A: cercano a vertidos urbanos. Sitio B: impactado por ganado.

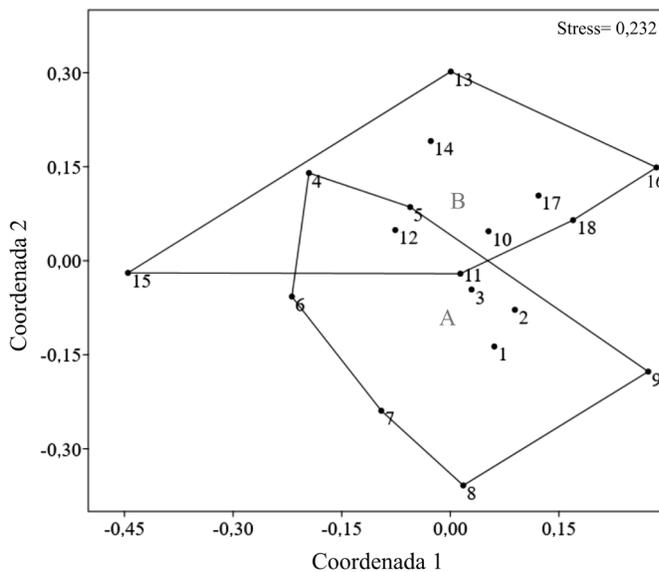
**Table 1.** Environmental conditions (mean and standard deviation = DE) of the sampling sites in the Langueyú stream. Site A: close to urban discharges. Site B: impacted by livestock.

Variable	Sitio A	Sitio B
	Media (DE)	Media (DE)
Temperatura (°C)	21,86 (3,91)	23,14 (3,2)
pH	8,89 (0,59)	8,71 (0,46)
Oxígeno disuelto (mg/L)	9,33 (4,3)	11,00 (3,25)
Conductividad (µS/cm)	1078 (93,8)	1050 (98,5)
Sólidos totales suspendidos (mg/L)	11,92 (10,75)	9,54 (10,81)
Nitratos (mgN-NO <sub>3</sub> /L)	2,16 (0,73)	2,73 (1,53)
Amonio (mgN-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /L)	12,43 (4,61)	8,87 (3,71)
Nitratos/amonio	0,22 (0,15)	0,49 (0,64)
Fósforo total (mg/L)	2,00 (0,64)	2,21 (0,59)
Demanda química de oxígeno (mg/L)	83,01 (34,48)	59,28 (40,53)
Mesófilos (UFC/mL)	56043 (46443)	7954 (6568)
<i>Escherichia coli</i> ( <i>E. coli</i> /100mL)	2033 (3497)	584 (816)
Macrófitas sumergidas (%)	0,24 (0,15)	0,39 (0,17)
Profundidad de sedimento (cm)	2,11 (0,91)	1,12 (0,43)
Pozones (%)	0,11 (0,19)	0,25 (0,22)
Correderas (%)	0,15 (0,08)	0
Rápidos (%)	0,74 (0,11)	0,75 (0,22)
Ancho del cauce (m)	7,32 (0,97)	9,53 (2,03)
Profundidad columna de agua (cm)	35,5 (5,0)	54,8 (16,1)
Velocidad de corriente (m/s)	0,42 (0,15)	0,34 (0,1)

### Análisis parasitológico

Se analizó un total de 33 ejemplares de *C. paleatus*, 13 ejemplares del tramo A (cercano a vertidos urbanos) y 20 del tramo B (ganadero). En

el tramo A sólo se pudieron coleccionar ejemplares durante una fecha de muestreo (febrero 2018, n= 13). Contrariamente, en el sitio B se obtuvieron ejemplares durante tres campañas (diciembre 2017, n= 6, diciembre 2018, n= 4,

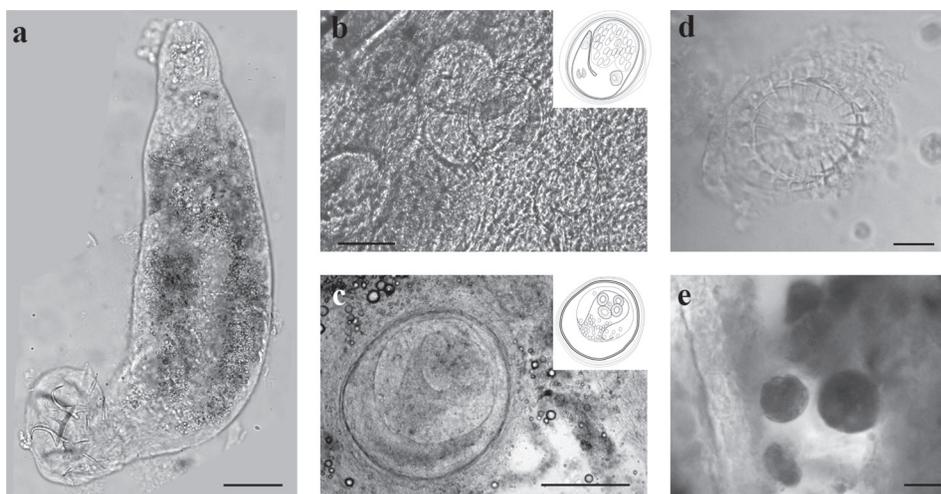


**Figura 2.** Escalonamiento multidimensional no métrico de las condiciones ambientales (calidad del agua + estructura del hábitat) en los sitios muestreados (sitio A: 1-9 y sitio B: 10-19) en el arroyo Langueyú.

**Figure 2.** Non-metric multidimensional scaling of environmental conditions (water quality + habitat structure) in the sampled sites (site A: 1-9 and site B: 10-19) in the Langueyú stream.

febrero 2018, n= 10). Se identificó un total de 136 parásitos (exceptuando a los protozoos donde solo se registró presencia o ausencia) pertenecientes a cuatro grupos taxonómicos: monogéneos en branquias, cestodes larvales en mesenterio y pared de tracto digestivo, digéneos larvales en aletas y protozoos ciliados en branquias (Figura 3). Las características diagnósticas evaluadas de los monogéneos según Suriano 1986, (morfología y morfometría de las anclas (anchors), barras, ganchos marginales y complejo copulador masculino y femenino) permitieron identificar la especie a la que pertenecen los ejemplares hallados en *C. paleatus* como *Philocorydoras platensis* (Suriano, 1986) (Dactilogyridae Bychowsky, 1933). Por otro lado, los digéneos larvales (metacercarias) presentaron un tegumento cubierto por espinas, ventosa oral muscular sin espinas, faringe bien desarrollada y un quiste de pared fina. La presencia de estas características y la revisión de los trabajos de Ostrowski de Núñez (1976, 1995, 1996) permitieron

identificarlos como digéneos pertenecientes a la familia Heterophyidae. Los cestodes larvales hallados en los mesenterios y la pared de tracto digestivo se caracterizaron por presentar un escólex con cuatro ventosas musculares y una ventosa apical reducida, la pared del quiste de pared fina y corpúsculos calcáreos en el parénquima. De acuerdo con la bibliografía previamente citada y la presencia de estas características morfológicas, se confirmó la identidad de estos cestodes como pertenecientes a la familia Proteocephalidae. Uno de los protozoos ciliados hallados en branquias presentó características morfológicas que podrían corresponder al género *Trichodina* Ehrenberg, 1830; protozoarios de forma circular y aplanada, con un disco central adhesivo presente, dentículos dispuestos en forma circular y cilios característicos de este grupo. Otro protozoario ciliado fue hallado en las branquias. Los mismos presentaron trofozoitos globosos y núcleo en forma de herradura y fueron identificados como *I. cf. multifiliis* de acuerdo con la bibliografía



**Figura 3.** Imágenes de microscopía óptica de los diferentes grupos de parásitos hallados en ejemplares de *Corydoras paleatus* en dos tramos del arroyo Languayú. (a) monogéneo *Philocorydoras platensis*, (b) digéneos larvales pertenecientes a la familia Heterophyidae, (c) cestodes larvales pertenecientes a la familia Proteocephalidae, (d) protozoos ciliados Trichodinidae gen. sp., (e) protozoos ciliados *Ichthyophthirius* cf. *multifiliis*. Las imágenes b y c se presentan junto con un dibujo útil para la identificación. Barra de escala: a, b, e = 50  $\mu$ m; c = 200 $\mu$ m; d = 10  $\mu$ m.

**Figure 3.** Optical microscopy images of the different groups of parasites found in *Corydoras paleatus* specimens in two reaches of the Languayú stream. (a) *Philocorydoras platensis* monogeneans, (b) larval digeneans belonging to the family Heterophyidae, (c) larval cestodes belonging to the family Proteocephalidae, (d) ciliate protozoans Trichodinidae gen. sp., (e) ciliate protozoans *Ichthyophthirius* cf. *multifiliis*. Images b and c are presented together with a drawing useful for identification. Scale bar: a, b, e = 50  $\mu$ m; c = 200 $\mu$ m; d = 10  $\mu$ m.

**Tabla 2.** Prevalencia, intensidad y abundancia de los diferentes grupos parasitarios de *Corydoras paleatus* (n= cantidad de ejemplares) en general y diferenciados por talla de primera maduración (menores y mayores a 60 mm) en dos tramos del arroyo Langueyú (sitio A y B) con calidad de agua y estructura de hábitat contrastantes.  
**Table 2.** Prevalence, intensity and abundance of the different parasitic groups of *Corydoras paleatus* (n= number of specimens) in general and differentiated by size of first maturation (smaller and larger than 60 mm) in two reaches of the Langueyú stream (site A and B) with contrasting water quality and habitat structure.

	<i>Phylacorydoras platensis</i>		Heterophyidae (metacercarias)		Proteocephalidea (cestodes larvales)		Trichodinidae gen. sp.		<i>Ichthyophthiris cf. multifiliis</i>	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
<b>Total</b>	n=13	n=20	n=13	n=20	n=13	n=20	n=13	n=20	n=13	n=20
Prevalencia	0	20	15,38	25	23,08	60	0	5	7,69	15
Intensidad media	0	2,25	1	2,2	18,33	4,64	-	-	-	-
Abundancia	0	0,45	0,15	0,55	4,23	2,68	-	-	-	-
<b>&lt;60 mm</b>	n=8	n=6	n=8	n=6	n=8	n=6	n=8	n=6	n=8	n=6
Prevalencia	0	0	12,5	16,67	0	66,67	0	0	0	33
Intensidad media	0	0	1	1	0	2,75	-	-	-	-
Abundancia	0	0	0,13	0,17	0	1,83	-	-	-	-
<b>&gt;60 mm</b>	n=5	n=14	n=5	n=14	n=5	n=14	n=5	n=14	n=5	n=14
Prevalencia	0	28,57	20	28,57	60	57,14	0	7,14	20	7,14
Intensidad media	0	3	1	2,5	18,33	5	-	-	-	-
Abundancia	0	0,69	0,2	0,71	11	3,08	-	-	-	-

consultada (Dickerson & Dawe, 1995). En el resto de los órganos examinados no se encontraron parásitos.

Para el sitio (B) donde se pudo explorar el factor temporal, no existieron variaciones significativas en los ensamblajes de parásitos a lo largo de los muestreos realizados (R= -0,064, p valor= 0,728). Los ensamblajes parasitarios fueron significativamente diferentes entre sitios (R= 0,089, p valor= 0,048). El tramo B presentó mayor riqueza (sitio A= 3; sitio B= 5), diversidad (sitio A= 0,152; sitio B= 0,799) y equitatividad parasitaria (sitio A= 0,138; sitio B= 0,497). Los monogéneos solo fueron encontrados en algunos ejemplares de mayor talla en el sitio B (Tabla 2). En cambio, las metacercarias de digéneos estuvieron presentes en todas las tallas en ambos sitios, A y B. En ejemplares más pequeños de *C. paleatus*, los índices poblacionales fueron semejantes entre ambos sitios, mientras que en ejemplares de mayor talla se observó un marcado aumento en el sitio B. De hecho, sus intensidades mostraron diferencias significativas entre sitios (p valor= 0,034). Los quistes de cestodes presentaron diferencias significativas en su prevalencia (p valor= 0,072) entre sitios, siendo menor en el sitio A, y entre tallas (p valor= 0,035), estando ausentes en los ejemplares menores de 60

mm en el sitio A. Trichodinidae gen. sp. fue únicamente identificada en ejemplares de mayor talla del tramo B mientras que *I. cf. multifiliis* presentó mayor prevalencia en este sitio. Si bien se observaron algunos patrones diferenciados en la abundancia de los grupos parasitarios por la talla, dichas diferencias no fueron significativas (sitio A: R= 0,056, p= 0,233; sitio B: R= -0,015, p= 0,471).

**DISCUSIÓN**

Un total de cuatro grupos parasitarios fueron identificados en ejemplares de *C. paleatus* colectados en el arroyo Langueyú: monogéneos, digéneos larvales (Heterophyidae), cestodes larvales (Proteocephalidea) y protozoos ciliados. Nuestros resultados sugieren que las poblaciones y comunidades parasitarias en *C. paleatus* estarían influenciadas por las condiciones ambientales particulares presentes en cada sitio de estudio.

El sitio ganadero (B), más alejado de la influencia urbana, presentó mayor riqueza, diversidad y equitatividad parasitaria, lo cual sería un indicio de mejores condiciones ambientales ya que los ensamblajes parasitarios han demostrado capacidad de respuesta al estrés antrópico y

son indicadores de la calidad ambiental de los ecosistemas (Sures, 2004). Si bien estos resultados muestran un patrón interesante, futuras aproximaciones debieran incorporar condiciones ambientales de referencia. Particularmente, la presencia de monogeneos registrada únicamente en el tramo B podría estar explicada en parte por la mejor calidad de agua que presentó este sitio. La calidad del agua de este tramo pone de manifiesto una recuperación generada por el proceso natural de autodepuración que poseen los ecosistemas fluviales aguas abajo de los efluentes urbanos (Paul & Meyer, 2001). En cambio, el tramo más cercano al impacto urbano (A) presentó una calidad del agua inferior. El aumento en la concentración de nutrientes, sólidos, materia orgánica, bacterias y contaminantes en general son claros indicios del efecto urbano sobre los ecosistemas fluviales (Walsh *et al.*, 2005). Dichas condiciones estarían limitando la presencia de monogeneos en este tramo impactado. La clase Monogenea (phylum Platyhelminthes) es un grupo de parásitos de ciclo directo que viven en la superficie del cuerpo o cavidades externas corporales de sus hospedadores (ectoparásitos). Es un grupo de animales muy diverso, no solo en términos de números, sino también respecto a su morfología y ecología, exhibiendo una gran variedad de diseños que les ha permitido colonizar un amplio rango de vertebrados acuáticos marinos y dulceacuícolas. Los monogeneos branquiales o que viven sobre las branquias de los peces anclándose a los filamentos con sus complejos haptorales o aquellos que viven sobre la superficie de los peces, están en íntimo contacto con el agua circundante y expuestos a las corrientes de agua que se generan. Este modo de vida hace que estos organismos sean considerados bioindicadores debido a su sensibilidad a los cambios en las características fisicoquímicas del agua del ecosistema (Bayoumy *et al.*, 2008). En la Argentina hasta el momento, han sido citadas tres especies de monogeneos parásitos de *C. paleatus*: dos especies pertenecientes a la familia Gyrodactylidae (*Gyrodactylus superbus* (Szidat, 1973) y *G. anisopharynx* Popazoglo y Boeger 2000) parásitos de la superficie corporal, y *P. platensis* parásito branquial perteneciente a la familia Dactylogyridae. A pesar de la

identificación de estas tres especies, aún no se han realizado estudios que permitan evaluar la respuesta de estos monogeneos a cambios en las condiciones ambientales. En este sentido, la ausencia de *P. platensis* en el tramo A con calidad de agua más empobrecida en comparación al tramo B sugiere que esta especie sería susceptible a las condiciones ambientales presentes en este tramo del arroyo. Por otro lado, las diferencias observadas entre tallas respecto a la prevalencia, intensidad y abundancia media de monogeneos podrían estar condicionadas en parte por el bajo número de muestras colectadas de *C. paleatus* más pequeños, patrón que debería ser explorado con mayor detalle. Esto se debe a que los peces con diferentes tallas se distribuyeron de manera indistinta en el ambiente y por lo tanto tendrían una probabilidad semejante de ser parasitados. Futuros estudios permitirán evaluar la presencia de monogeneos que parasitan las superficies corporales (Gyrodactylidos) de *C. paleatus* y otros ectoparásitos que en general requieren de técnicas específicas para su conservación, detección e identificación y que no pudieron realizarse en este estudio, así como también evaluar su uso como indicadores ambientales. Las metacercarias fueron registradas con mayor prevalencia, intensidad y abundancia en ejemplares de *C. paleatus* colectadas en el sitio B. Este patrón podría estar asociado a las condiciones hidrológicas que caracterizaron a este tramo del arroyo: un canal amplio, profundo y con aguas más lentas. El ensanchamiento del cauce y el consecuente enlentecimiento de las aguas son consecuencia del colapso y socavamiento de las márgenes producidos por el ganado (O'Callaghan *et al.*, 2018; Platts, 1979). Los digeneos son endoparásitos que pertenecen a la clase Trematoda y presentan ciclos de vida complejos alternando estadios de vida libre y parásitos. El ciclo comienza cuando un digeneo adulto que parasita un hospedador definitivo (generalmente un vertebrado) libera huevos al medio acuático que pueden eclosionar y nadar hasta encontrar al primer hospedador intermediario (molusco) o ser directamente ingeridos por éste. En este huésped se desarrollan en general esporoquistes y redias (estadios multiplicativos de reproducción asexual). Del molusco emergen las cercarias (de

vida libre) que infectan al segundo hospedador intermediario (invertebrado o un vertebrado) en el cual se desarrolla una metacercaria que finalmente desarrolla un estadio adulto cuando el segundo hospedador intermediario es ingerido por el hospedador definitivo (Cribb *et al.*, 2003; Ostrowski de Nuñez & Gil de Pertierra, 2004; Poulin & Cribb, 2002). Las cercarias (estadio libre) son formas nadadoras que poseen una cola que les permite nadar activamente o dejarse llevar con la corriente hasta encontrar un pez que actúa como segundo hospedador intermediario. Las cercarias pueden penetrar activamente o ser ingeridas. Los factores ambientales pueden tener una fuerte influencia en el desarrollo y la movilidad de las cercarias. Estas larvas tienen una vida útil corta y una dispersión limitada y, una vez liberadas al medio ambiente, deben contactar rápidamente e infectar al siguiente hospedador del ciclo de vida para sobrevivir (Galaktionov & Dobrovolskij, 2003). La alteración de aspectos físicos como el incremento en la frecuencia y en la rapidez de los cambios en la deriva de la corriente puede afectar la abundancia y la prevalencia de los trematodos, provocando una disminución a través de tasas de transmisión reducidas en corrientes turbulentas o rápidas (Janovy *et al.*, 1997; Marcogliese, 2001). En consecuencia, aguas más lentas como las registradas en el sitio B aumentarían la probabilidad de encuentro entre las cercarias y los peces (Stables & Chappell, 1986), además de ser ambientes más propicios para el desarrollo de moluscos que son hospedadores intermediarios de este grupo de parásitos. En los digeneos larvales, la densidad de los caracoles a menudo juega un rol importante (Janovy *et al.*, 1997; Marcogliese *et al.*, 2001; Sandland *et al.*, 2001); por ejemplo, su prevalencia en la laguna La Brava mostró correlación positiva con la abundancia relativa de caracoles (Merlo *et al.*, 2019). Si bien la influencia de diferentes factores, bióticos y abióticos, sobre las comunidades de digeneos larvales en *C. paleatus* debe aún ser estudiada con mayor profundidad, los resultados obtenidos revelan un campo fértil para futuros estudios de taxonomía y ecología. En ese sentido, otro factor importante para la estructuración de las poblaciones y comunidades de digeneos que no fue considerado en este estudio, es la abundancia

de hospedadores definitivos como las aves y los mamíferos. También en este tramo del arroyo (sitio B) se encontró una mayor prevalencia de cestodes larvales (Proteocephalidae). Esta diferencia entre tramos podría estar reflejando la influencia de la estructura del arroyo de este sector en las poblaciones de cestodes larvales, ya que presentó una mayor cobertura de macrófitas sumergidas que servirían de refugio a macroinvertebrados que intervienen como hospedadores intermediarios en el ciclo biológico de estos cestodes. El desarrollo de macrófitas en los arroyos pampeanos se ve favorecido por la ausencia de cobertura de dosel, las bajas velocidades de las corrientes y las elevadas concentraciones de nutrientes (Rodrigues Capítulo *et al.*, 2010). Los cestodes del orden Proteocephalida son fundamentalmente parásitos de peces teleosteos dulceacuícolas, y con menor frecuencia, parasitan a anfibios y reptiles (Rego, 1994; Schmidt, 1986; Wardle & MacLeod, 1952; Yamaguti, 1959). Poseen un ciclo de vida complejo que incluyen más de un hospedador. Los cestodes adultos (en el intestino del hospedador definitivo) liberan los huevos que salen al medio con las heces del hospedador y son consumidos por crustáceos planctónicos, usualmente copépodos, transformándose en larva procercoide. Cuando el copépodo se convierte en alimento de un segundo hospedador intermediario se desarrolla un quiste con una larva plerocercioide (generalmente alojada en los mesenterios y/o paredes viscerales). El gusano adulto se desarrolla en el intestino de los peces (Ostrowski de Nuñez & Gil de Pertierra, 2004) al ingerir copépodos infestados con larvas procercoides o plerocercoides o peces infectados con larvas plerocercoides. Los hospedadores intermediarios cobran relevancia al intentar comprender la presencia de estos parásitos en peces. Ambientes con abundante vegetación acuática y baja velocidad de corriente como lo observado en el tramo ganadero suelen ser más propicios para el desarrollo de crustáceos planctónicos. Este grupo de parásitos fue el único que presentó un incremento significativo de su prevalencia en los organismos de mayor talla. Esto coincide con una de las pocas leyes generales que se cumplen en la ecología de parásitos (Poulin, 2007): a mayor talla y

probablemente mayor tiempo de vida del huésped, mayor probabilidad de acumulación de parásitos en los diferentes tejidos del pez. Los protozoos ciliados fueron más prevalentes en el tramo ganadero. Los ciliados son uno de los grupos más importantes de protistas, generalmente asociados al agua. La única especie de ciliados descrita para Argentina en branquias de *C. paleatus* es *Trichodina corydori* Marcotegui, Basson & Martorelli, 2016 (Marcotegui *et al.*, 2016). Por otro lado, el ciliado *I. multifiliis* ha sido ampliamente estudiado en todo el mundo debido a que se trata de un patógeno importante de los peces teleosteos de agua dulce. La enfermedad (ictioftiriosis) representa importantes pérdidas económicas para la industria de la acuicultura, incluido el comercio de peces ornamentales, y las epizootias en las poblaciones de peces silvestres pueden provocar muertes masivas (Matthews, 2005). En general, los ciliados se suelen asociar con una alta carga bacteriológica en el agua y a la eutrofización de los ecosistemas acuáticos (Palm & Dobbstein, 1999; Sures, 2004). Sin embargo, en este arroyo en particular, la mayor prevalencia de ciliados se encontró en el sitio ganadero, el cual presentó aguas con menores concentraciones de nutrientes (amonio y fósforo total) y de bacterias en comparación al sitio urbano. A su vez, los ciliados y en particular las tricodinas se relacionan con la contaminación orgánica de los sistemas acuáticos (Sures, 2004). Si bien la materia orgánica del agua o del sedimento no fue cuantificada en el presente estudio, el bosteo por parte del ganado en el cauce y en sus orillas era abundante. Este patrón de aporte de materia orgánica proveniente de los desechos de los animales es comúnmente observado en sistemas fluviales con acceso ilimitado del ganado (O'Callaghan *et al.*, 2018; Platts, 1979; Vidon *et al.*, 2008). A pesar de que esta entrada de materia orgánica no se tradujo en un incremento del deterioro de la calidad del agua del sitio, podría actuar como sustrato orgánico para el desarrollo de ciliados, parásitos de *C. paleatus*.

Nuestros resultados representan una primera aproximación al estudio de la respuesta de las poblaciones parasitarias de *C. paleatus* bajo condiciones ambientales contrastantes impuestas por el impacto urbano y el acceso del

ganado. Particularmente, las posibles relaciones entre calidad de agua, condiciones de hábitat, aspectos hidrológicos y algunos atributos de la comunidad parasitaria en esta especie fueron discutidas. Las diferencias halladas tanto en los índices parasitarios comunitarios como poblacionales entre los sitios estudiados nos permiten concluir que las características ambientales estarían influenciando, en parte, la estructuración de los ensamblajes parasitarios de *C. paleatus* del arroyo Languayú.

La descripción de las poblaciones y comunidades parasitarias de *C. paleatus*, tanto en ambientes lóticos como lénticos de la región pampeana no ha sido explorada hasta el momento. Por lo tanto, el presente trabajo brinda una primera aproximación sobre cómo se estructuran dichas comunidades y la posible influencia del ambiente sobre ellas, haciendo de este sistema hospedador-parásito un interesante modelo para futuros estudios de impacto ambiental a partir del estudio de las comunidades parasitarias.

## AGRADECIMIENTOS

Andrea Bertora agradece el apoyo financiero de la beca de doctorado de la Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CIC) y el Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Alejandra Rossin y Juan José Rosso agradecen el apoyo brindado por CONICET. Los autores agradecen a los propietarios y administradores de los sitios de estudio por permitir el acceso, a Viviana Colasurdo (Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires UNCPBA) por el análisis químico de muestras de agua y a Anahí Tabera (Facultad de Ciencias Veterinarias, UNCPBA) por el análisis microbiológico de muestras de agua.

## REFERENCIAS

**Albert, J. S., Destouni, G., Duke-Sylvester, S. M., Magurran, A. E., Oberdorff, T., Reis, R. E., Winemiller, K. O. & Ripple, W. J. (2020).** Scientists' warning to humanity on

the freshwater biodiversity crisis. *Ambio*, 50, 85-94. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01318>

**Allan, J. D. (2004).** Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 35, 257-284. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>

**American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation (APHA, AWWA, WEF). (2017).** *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Washington: American Public Health Association.

**Anderson, T. K. & Sukhdeo, M. V. K. (2009).** Abiotic versus biotic hierarchies in the assembly of parasite populations. *Parasitology*, 137, 743-754. <https://doi.org/10.1017/S0031182009991430>

**Barradas, J. R., Lermen, I. S., Larré, G. G., Martins, T. P. & Fontoura, N. F. (2016).** Polyphasic growth in fish: a case study with *Corydoras paleatus* (Siluriformes, Callichthyidae). *Iheringia. Série Zoologia*, 106, e2016017. <http://dx.doi.org/10.1590/1678-4766e2016017>

**Bayoumy, E. M., Osman, H. A. M., El-Bana, L. F. & Hassanain, M. A. (2008).** Monogenean parasites as bioindicators for heavy metals status in some Egyptian red sea fishes. *Global Veterinaria*, 2, 117-22.

**Bertora, A., Grosman, F., Sanzano, P. & Rosso, J. J. (2018).** Fish fauna from the Langueyú basin, Argentina: a prairie stream in a heavily modified landscape. *Check List*, 14, 461-470. <https://doi.org/10.15560/14.2.461>

**Bertora, A., Grosman, F., Sanzano, P. & Rosso, J. J. (2021a).** Longitudinal patterns of native and alien fish species in a regulated temperate Neotropical River. *Acta Limnologia Brasiliensia*, 33, e2.

**Bertora, A., Fontanarrosa, M. S., Grosman, F., Sanzano, P. & Rosso, J. J. (2021b).** Trophic ecology of the Neotropical tolerant fish *Corydoras paleatus* under the influence of contrasting environmental conditions in a prairie stream. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*. 93(Suppl. 3), e20190676. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202120200981>

**Bush, A. O., Lafferty, K. D., Lotz, J. M. & Shostak, A. W. (1997).** Parasitology meets ecology on its own terms: Margolis et al. revisited. *Journal Parasitology*, 83, 575-583. <https://doi.org/10.2307/3284227>

**Caira, J. N., Jensen, K. & Barbeau, E. (2015).** *Global cestode database*. Recuperado en: <http://tapewormdb.uconn.edu> (fecha de acceso: 2-03-2021).

**Clarke, K. R. & Green, R. H. (1988).** Statistical design and analysis for a 'biological effects' study. *Marine Ecology Progress Series*, 46, 213-226.

**Colautti, D., Baigún, C., Llompart, F., Maiztegui, T., Garcia de Souza, J., Solimano, P., Balboni, L. & Berasain, G. (2015).** Fish assemblage of a Pampean shallow lake, a story of instability. *Hydrobiologia*, 752, 175-186. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2062-7>

**Cribb, T. H., Bray, R. A., Olson, P. D. & Littlewood, D. T. J. (2003).** Life cycle evolution in the Digenea: a new perspective from phylogeny. *Advances in Parasitology*, 54, 197-254. [https://doi.org/10.1016/s0065-308x\(03\)54004-0](https://doi.org/10.1016/s0065-308x(03)54004-0)

**Dickerson, H. W. & Dawe, D. L. (1995).** *Ichthyophthirius multifiliis* and *Cryptocaryon irritans* (Phylum Ciliophora). In: Woo, P. T. K. (Ed.). *Fish Diseases and Disorders, Volumen I: Protozoan and Metazoan Infections* (pp. 116-153). Wallingford: CABI Publishing.

**Elosegi, A., Butturini, A. & Armengol, J. (2009).** El caudal circundante. En: Elosegi, A. y Sabater, S. (Eds.). *Conceptos y técnicas en*

*ecología fluvial* (pp. 51-69). Bilbao: Fundación BVAA.

- Esch, G. W., Bush, A. O. & Aho, J. M. (1990).** *Parasite communities: patterns and processes*. London & New York: Chapman and Hall.
- Galaktionov, K. V. & Dobrovolskij, A. A. (2003).** *The biology and evolution of trematodes: an essay on the biology, morphology, life cycles, transmission, and evolution of digenetic trematodes*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Gibson, D., Jones, A. & Bray, R. (2002).** *Keys to the Trematoda. Volume 1*. Wallingford: CABI.
- Janovy, J., Snyder, S. D. & Clopton, R. E. (1997).** Evolutionary constraints on population structure: the parasites of *Fundulus zebrinus* (Pisces: Cyprinodontidae) in the South Platte River of Nebraska. *Journal of Parasitology*, 83, 584-592. <https://doi.org/10.2307/3284228>
- Lafferty, K. D., Dobson, A. P. & Kuris, A. M. (2006).** Parasites dominate food web links. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 103, 11211-11216. <https://doi.org/10.1073/pnas.0604755103>
- Magurran, A. E. (1988).** *Ecological diversity and its measurement*. Princeton: Princeton University Press.
- Marcogliese, D. J. (2001).** Implications of climate change for parasitism of animals in the aquatic environment. *Canadian Journal of Zoology*, 79, 1331-1352. <https://doi.org/10.1139/z01-067>
- Marcogliese, D. J., Dumont, P., Gendron, A. D., Mailhot, Y., Bergeron, E. & McLaughlin, J. D. (2001).** Spatial and temporal variation in abundance of *Diplostomum* spp. in walleye (*Stizostedion vitreum*) and white suckers (*Catostomus commersoni*) from the St. Lawrence River. *Canadian Journal of Zoology*, 79, 355-369. <https://doi.org/10.1139/z00-209>
- Marcotegui, P. S., Basson, L. & Martorelli, S. R. (2016).** Trichodinids (Ciliophora) of *Corydoras paleatus* (Siluriformes) and *Jenynsia multidentata* (Cyprinodontiformes) from Argentina, with description of *Trichodina corydori* n. sp. and *Trichodina jenynsii* n. sp. *Acta Protozoologica*, 55, 249-257. <https://doi.org/10.4467/16890027AP.16.027.6096>
- Matthews, R. A. (2005).** *Ichthyophthirius multifiliis* Fouquet and ichthyophthiriosis in freshwater teleosts. *Advances in parasitology*, 59, 159-241. [https://doi.org/10.1016/S0065-308X\(05\)59003-1](https://doi.org/10.1016/S0065-308X(05)59003-1)
- Merlo, M. J., Parietti, M. & Etchegoin, J. A. (2019).** Temporal variations of larval digenean assemblages parasitizing *Heleobia parchappii* (Mollusca: Cochliopidae) in two shallow lakes from the Buenos Aires province, Argentina. *Iheringia. Série Zoologia*, 109, e2019025. <https://doi.org/10.1590/1678-4766e2019025>
- Minchella, D. J. & Scott, M. E. (1991).** Parasitism a Cryptic Determinant of Animal Community Structure. *Trends in Ecology and Evolution*, 6, 250-254. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(91\)90071-5](https://doi.org/10.1016/0169-5347(91)90071-5)
- O'Callaghan, P., Kelly Quinn, M., Jennings, E., Antunes, P., O'Sullivan, M., Fenton, O. & Huallachain, D. O. (2018).** The environmental impact of cattle access to watercourses: A review. *Journal of Environmental Quality*, 48, 340-351. <https://doi.org/10.2134/jeq2018.04.0167>
- Ostrowski de Núñez, M. (1976).** Fauna de agua dulce de la República Argentina. VI. Las cercarias de *Ascocotyle tenuicollis* Price 1935 y de *Pygidiopsis pindoramensis* Travassos, 1929 (Trematoda: Heterophyidae). *Physis*, 34, 51-57.
- Ostrowski de Núñez, M. (1995).** Life history studies of *Pygidiopsis crassus* n. sp. (Trematoda: Digenea: Heterophyidae) in the Neotropical Region. *Memórias do*

*Instituto Oswaldo Cruz*, 90, 13-19. <https://doi.org/10.1590/S0074-02761995000100005>

**Ostrowski de Núñez, M. (1996).** Life history studies of heterophyid trematodes in the Neotropical Region: *Pygidiopsis australis* sp. n., a sibling species of *P. pindoramensis* Travassos, 1929. *Acta Parasitologica*, 41, 13-19.

**Ostrowski de Núñez, M. C. & Gil de Pertierra, A. A. (2004).** Ciclos biológicos dulceacuícolas de Digenea (Trematoda) y Proteocephalidea (Cestoda). En: Ranzani-Paiva, M. J., Takemoto, G. C. & Lizama, M. A. (Eds.). *Sanidade de organismos Aquáticos* (pp. 217-259). Sao Paulo: Livraria Varela.

**Palm, H. & Dobberstein, R. C. (1999).** Occurrence of trichodinid ciliates (Peritricha: Urceolariidae) in the Kiel Fjord, Baltic Sea, and its possible use as a biological indicator. *Parasitology Research*, 85, 726-732. <https://doi.org/10.1007/s004360050622>

**Paul, M. J. & Meyer, J. L. (2001).** Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 32, 333-365. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114040>

**Platts, W. S. (1979).** Livestock grazing and riparian/stream ecosystems-an overview. En: Cope, O. B. (Ed.). *Proceedings of the forum-grazing and riparian/stream ecosystems* (pp. 39-45). Denver: Trout Unlimited Inc.

**Poff, N. L., Allan, J. D., Bain, M. B., Karr, J. R., Prestegard, K. L., Richter, B. D., Sparks, R. E. & Stromberg J. (1997).** The natural flow regime: A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience*, 47, 769-784. <https://doi.org/10.2307/1313099>

**Poulin, R. & Cribb, T. H. (2002).** Trematode life cycles: short is sweet? *Trends in parasitology*, 18, 176-183. [https://doi.org/10.1016/s1471-4922\(02\)02262-6](https://doi.org/10.1016/s1471-4922(02)02262-6)

**Poulin, R. (2007).** Are there general laws in

parasite ecology? *Parasitology*, 134, 763-776. <https://doi.org/10.1017/S0031182006002150>

**Rego, A. A. (1994).** Order Proteocephalidea. En: Khalil, L. F., Jones, A. & Bray, R. A. (Eds.). *Keys to the cestode parasites of vertebrates* (pp. 257-293). Wallingford: CAB International.

**Rego, A. A. (1995).** A new classification of the cestode order Proteocephalidea Mola. *Revista Brasileira de Zoologia*, 12, 791-814. <https://doi.org/10.1590/S0101-81751995000400009>

**Reiczigel, J., Marozzi, M., Fabian, I. & Rozsa, L. (2019).** Biostatistics for parasitologists – a primer to Quantitative Parasitology. *Trends in Parasitology*, 35, 277-281. <https://doi.org/10.1016/j.pt.2019.01.003>

**Rodrigues Capítulo, A., Gómez, N., Giorgi, A. & Feijoó, C. S. (2010).** Global changes in pampean lowland streams (Argentina): implications for biodiversity and functioning. *Hydrobiologia*, 657, 53-70. [http://dx.doi.org/10.1007/978-94-007-0608-8\\_5](http://dx.doi.org/10.1007/978-94-007-0608-8_5)

**Rosso, J. J. (2006).** *Peces pampeanos: guía y ecología*. Ciudad Autónoma de Buenos Aires: LOLA.

**Rosso, J. J. & Quirós, R. (2009).** Interactive effects of abiotic, hydrological and anthropogenic factors on fish abundance and distribution in natural run-of-the-river shallow lakes. *River Research and Applications*, 25, 713-733. <https://doi.org/10.1002/rra.1185>

**Ruiz de Galarreta, V. A., Banda Noriega, R. B., Barranquero, R. S., Díaz, A. A., Rodríguez, C. I. & Miguel, R. E. (2010).** Análisis integral del sistema hídrico, uso y gestión. Cuenca del arroyo Langueyú, Tandil, Argentina. *Boletín Geológico y Minero*, 121, 341-356.

**Sandland, G. J., Goater, C. P. & Danylchuk, A. J. (2001).** Population dynamics of *Ornithodiplostomum ptychocheilus* metacercariae in fathead minnows (*Pimephales promelas*) from four northern-Alberta lakes. *Journal of Parasitology*, 87,

744-748. [https://doi.org/10.1645/0022-3395\(2001\)087\[0744:PDOOPM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1645/0022-3395(2001)087[0744:PDOOPM]2.0.CO;2)

*Parasitism and ecosystems*. New York: Oxford University Press.

**Schmidt, G. D. (1986).** *CRC handbook of tapeworm identification*. Boca Raton: CRC Press.

**Van As, J. G., & Basson, L. (1989).** A further contribution to the taxonomy of the Trichodinidae (Ciliophora: Peritrichia) and a review of the taxonomic status of some fish ectoparasitic trichodinids. *Systematic parasitology*, 14, 157-179. <https://doi.org/10.1007/BF02187051>

**Scholz, T., & De Chambrier, A. (2003).** Taxonomy and biology of proteocephalidean cestodes: current state and perspectives. *Helminthologia*, 40, 65-78.

**Vidon, P., Campbell, M. A. & Gray, M. (2008).** Unrestricted cattle access to streams and water quality in till landscape of the Midwest. *Agricultural Water Management*, 95, 322-330. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2007.10.017>

**Stables, J. N. & Chappell, L. H. (1986).** *Diplostomum spathaceum* (Rud. 1819): effects of physical factors on the infection of rainbow trout (*Salmo gairdneri*) by cercariae. *Parasitology*, 93, 71-79. <https://doi.org/10.1017/s0031182000049830>

**Sures, B. (2004).** Environmental parasitology: relevancy of parasites in monitoring environmental pollution. *Trends in Parasitology*, 20, 170-177. <https://doi.org/10.1016/j.pt.2004.01.014>

**Walsh, C. J., Roy, A. H., Feminella, J. W., Cottingham, P. D., Groffman, P. M. & Morgan, R. P. (2005).** The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society*, 24, 706-723. <https://doi.org/10.1899/04-028.1>

**Suriano, D. M. (1986).** *Philocorydoras platensis* gen. n. et sp. n. (Monogenea: Ancyrocephalidae) from *Corydoras paleatus* (Jenyns) (Pisces: Callichthyidae) in Laguna Chascomús - República Argentina. *Helminthologia*, 23, 249-256.

**Warburton, E. M., Kohler, S. L. & Vonhof, M. J. (2016).** Patterns of parasite community dissimilarity: the significant role of land use and lack of distance-decay in a bat-helminth system. *Oikos*, 125, 374-385. <https://doi.org/10.1111/oik.02313>

**Taglioretti, V., Rossin, M. A. & Timi, J. T. (2018).** Fish-trematode systems as indicators of anthropogenic disturbance: effects of urbanization on a small stream. *Ecological Indicators*, 93, 759-759. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.05.039>

**Wardle, R. A. & McLeod, J. A. (1952).** *The zoology of tapeworms*. Minneapolis: University of Minnesota Press.

**Thomas, F., Renaud, F. & Guegan, J. F. (2005).**

**Yamaguti, S. (1959).** *Systema helminthum*. Vol. II. The cestodes of vertebrates. New York & London: Interscience Publishers.