



**Estudio Comparado De Las Comunidades Parasitarias
De Peces De Arroyos Pampeanos Como Indicadores
De Salud Ambiental Y Biodiversidad Según Diferentes
Usos De La Tierra**

Lic. Croci, Yasmín

**Trabajo de tesis para optar por el título de Doctora
en Ciencias Naturales**

Directores:

Dr. Martorelli, Sergio R.

Dr. Montes, Martín M.

**Facultad de Ciencias Naturales y Museo
Universidad Nacional de La Plata
2023**



**Estudio Comparado De Las Comunidades Parasitarias
De Peces De Arroyos Pampeanos Como Indicadores
De Salud Ambiental Y Biodiversidad Según Diferentes
Usos De La Tierra**

Lic. Croci, Yasmín

**Trabajo de tesis para optar por el título de Doctora
en Ciencias Naturales**

Directores:

Dr. Martorelli, Sergio R.

Dr. Montes, Martín M.

Año 2023



A mi familia...

En primer lugar quiero agradecer a mis directores por confiar en mí y darme la libertad de embarcarme en nuevos caminos dentro de la parasitología. A Sergio por aceptarme dentro de su grupo de trabajo y explicarme con mucha pasión la diversidad parasitaria dentro de anécdotas sobre colecciones de museos y viajes. A Martín por el apoyo incondicional a cualquier hora del día para intercambiar ideas, pero por sobre todo por hacerme reír de los aciertos y los fracasos.

Al Rata (Jorge Barneche) por esperarme con un mate desde temprano, por acompañarme a muestrear (no habría muchos peces en la tesis sin su ayuda). Pero lo más importante, por compartir todos sus conocimientos sobre la naturaleza y la responsabilidad del trabajo de campo.

A mis compañeros de laboratorio por las charlas, los mates y las risas.

A Paula Marcotegui y Alejandra Rossin por enseñarme sobre tricodinas y monogeneos, pequeños mundos que requieren mucha paciencia.

A Pilar Alda y Bonel Nicolás, por recibirme en Montpellier y enseñarme nuevos caminos y motivarme.

A Yami y a Nico que llegaron para ser mi compañeros de charlas y alentarme a continuar.

A Emilia, Martín, Maca, Nela, Tomi, Renzo y Flor por turnarse en la semana para acompañar y compartir momentos.

A los técnicos del Laboratorio de Biología Molecular del CEPAVE, Dr. Walter Ferrari, Dr. Darío Balcázar, Dra. Marina Ibáñez y Dra. Melisa Moncada, por sus enseñanzas y ayuda con mis primeros pasos en la biología molecular.

A todos los compañeros del CEPAVE. A Gastón, Mica, Migue y Hernán por esas charlas cortas pero siempre divertidas. A Emilio y Sil por saludarme con una sonrisa desde muy temprano.

A mis mentores en la limnología, Dra. Lía Solari, Dra. Adriana Almirón y Dr. Jorge Casciotta por ser parte de mis primeros pasos dentro de la investigación.

Al Dr. Maximiliano Riddick, por transmitirme pasión por los números y la estadística, pero por sobre todo por su amistad.

A lxs cumpas, Flori, Fran, Cami, Facu, Pipi, Dani, Yani, Juanma, Joaco, Chuli, Seba, Juli y Lau, por cruzarse en mi camino desde primer día y estar ahí para compartir cursadas entre mates y risas.

A todos mis compañeros de Cátedra de Zoología General por alentarme a continuar, escucharme, acompañarme y ponerse felices con mis avances.

Al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), por haberme otorgado la Beca Doctoral con la cual se realizó esta tesis.

A los diferentes organismos que proveyeron fondos para la realización de este trabajo: Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Universidad Nacional de La Plata.

A las autoridades, profesores y personal de la Facultad de Ciencias Naturales y Museo que posibilitaron mi formación de grado y posgrado.

A mi familia cuyo apoyo incondicional fue fundamental para poder cumplir mis sueños. A mi mamá, mi papá, sus palabras de aliento, su ayuda y comprensión siempre me guiaron en los momentos de incertidumbre. Por ser incondicionales, por incentivar-me, apoyarme y acompañarme siempre.

A mi hermano, mi primer amigo, siempre escuchando y siendo incondicional.

A mis abuelos, Mila, Carmen y Hugo, por las comidas ricas y todas las velas que prendieron cada vez que rendía un final. Gracias por tanto amor.

A mi compañero Gastón, gracias por escucharme y sacarme sonrisas en este trayecto.

A mis amigos Edith, Carlos, Lucas, Yesi, Flor, Mai, Aye, Tef, Santi, y todo el equipo porque cerca o a la distancia siempre son la mejor compañía. Yesi y Flor, gracias por las charlas al trote que me ayudaron en el último tiempo de la tesis.

A mi país, Argentina, por ser el contexto en el que he tenido la oportunidad de crecer, aprender y desarrollarme como persona. Sus raíces, cultura y diversidad han sido una fuente inagotable de inspiración y lucha en mi camino hacia la realización de esta tesis y futuro profesional.

CONTENIDOS

Resumen	1
Abstract	4
Introducción	7
- El rol de los parásitos en los ecosistemas.....	8
- Parásitos de peces como bioindicadores ambientales.....	10
- La parasitofauna de peces de arroyos pampeanos.....	13
Hipótesis y predicciones	15
Objetivos	15
Relevancia de la investigación	16
1. ÁREAS DE ESTUDIO	17
1.1 Arroyo Rodríguez	20
1.2 Arroyo El Pescado	22
1.3 Arroyo Buñirigo	26
1.4 Arroyo Juan Blanco	29
2. HOSPEDADORES	32
2.1 Caracterización de los hospedadores	33
2.1.1 <i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	33
2.1.2 <i>Cheirodon interruptus</i>	35
2.1.3 <i>Psalidodon rutilus</i>	37
2.2 Metodología de captura	39
2.3 Metodología de análisis de los parámetros de los hospedadores	40
2.4 Resultados	41
2.5 Comentarios	49
2.6 Anexo	51

3. BIODIVERSIDAD PARASITARIA	61
3.1 Introducción	62
3.2 Metodología.....	62
3.3 Caracterización taxonómica.....	65
3.3.1 <i>Cnesterodon decemmaculatus</i>.....	65
• <i>Trichodina</i> sp.	66
• <i>Apiosoma</i> sp.	68
• Heterophyidae gen. sp. indet. 1	69
• Heterophyidae gen. sp. indet. 2.....	71
• <i>Pygidiopsis</i> sp.	74
• <i>Aff. Posthodiplostomum nanum</i>	75
• <i>Acanthostomum</i> sp.	77
• <i>Stephanoprora</i> sp.	78
• <i>Saccocoelioides kirchneri</i>	80
• Metacestode.....	81
• <i>Wolffhugelia matercula</i>	83
3.3.2 <i>Cheirodon interruptus</i>	86
• Heterophyidae gen. sp. indet. 1	87
• Heterophyidae gen. sp. indet. 2	88
• <i>Ascocotyle</i> aff. <i>nana</i>	89
• <i>Acanthostomum</i> sp.	90
• <i>Saccocoelioides</i> sp.	91
• Metacestode	94
• <i>Diaphorocleidus</i> sp.1	94
• <i>Procamallanus</i> sp.1	98
• <i>Lernaea cyprinacea</i>	100
3.3.2 <i>Psalidodon rutilus</i>.....	101
• <i>Apiosoma</i> sp.	103

• <i>Henneguya</i> sp.....	104
• Heterophyidae gen. sp. indet. 1.....	106
• <i>Ascocotyle</i> aff. <i>Nana</i>	106
• <i>Acanthostomum</i> sp.	107
• <i>Saccocoelioides</i> aff. <i>octavus</i>	108
• Aff. <i>Creptotremtina</i> sp	110
• <i>Genarchella</i> aff. <i>parva</i>	111
• Diplostomidae gen. sp. indet.	114
• Metacestode	115
• <i>Diaphorocleidus</i> sp.2	116
• <i>Diaphorocleidus</i> sp.3	118
• <i>Procamallanus</i> sp.2	120
• Anisakidae gen. sp. indet.	122
• <i>Lernaea cyprinacea</i>	124
• <i>Tiddergasilus</i> sp.	124
3.4 Caracterización general de taxa parasitarios.....	127
4. ANÁLISIS DE LAS POBLACIONES PARASITARIAS	133
4.1 Introducción	134
4.2 Metodología	135
4.3 Resultados	137
4.3.1 <i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	137
4.3.2 <i>Cheirodon interruptus</i>	156
4.3.3 <i>Psalidodon rutilus</i>	172
4.1 Discusión y Comentarios	195

5. ANÁLISIS DE LAS COMUNIDADES PARASITARIAS	204
5.1 Introducción	205
5.2 Metodología	206
5.3 Resultados a nivel de comunidades componentes	209
5.3.1 <i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	209
5.3.2 <i>Cheirodon interruptus</i>	216
5.3.3 <i>Psalidodon rutilus</i>	222
5.4 Resultados a nivel de infracomunidades	228
5.4.1 <i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	228
5.4.2 <i>Cheirodon interruptus</i>	229
5.4.3 <i>Psalidodon rutilus</i>	230
5.5 Discusión y Comentarios	231
6. POSIBLE USO DE LOS PARÁSITOS COMO BIOINDICADORES DE SALUD ECOSISTÉMICA Y ESTABILIDAD AMBIENTAL	236
6.1 Introducción	237
6.2 Metodología	241
6.2.1 Sitios de estudio	241
6.2.2 Parásitos y uso del suelo	242
6.3 Resultados	243
6.4 Discusión y Comentarios	251
7. CONCLUSIÓN FINAL.....	259
BIBLIOGRAFIA	262

RESUMEN

El objetivo general de la presente tesis fue estudiar el grado en el cual las comunidades parasitarias de peces en ambientes dulceacuícolas pampeanos con distinto grado de impacto antrópico pueden utilizarse como indicadores de alteraciones del medio ambiente y la biodiversidad. Los objetivos específicos fueron:

1. Identificar la parasitofauna hallada en *Psalidodon rutilus* (Jenyns, 1842), *Cheirodon interruptus* (Jenyns, 1842) y *Cnesterodon decemmaculatus* (Jenyns, 1842).
2. Describir los patrones espaciales y temporales de las poblaciones y comunidades parasitarias.
3. Identificar posibles relaciones entre el grado de parasitismo y las variables del hospedador.
4. Analizar a través del conocimiento de cada helminto en particular o de la estructura comunitaria de helmintos en cada especie hospedadora la posibilidad del uso de los parásitos como indicadores de distintos niveles de usos del suelo en los ambientes comparados.

Este estudio se llevó a cabo en cuatro arroyos que están incluidos entre los tributarios del Río de la Plata pertenecientes a la Gran Cuenca del Plata. Las cuencas están vinculadas a distintos usos del suelo. Los asentamientos urbanos caracterizan a la cuenca media del A° Rodríguez que además de basura y residuos domiciliarios, también recibe efluentes industriales de diversas industrias instaladas en sus márgenes. El uso agrícola de las cuencas caracteriza a los A° El Pescado y Buñirigo que tienen sus cabeceras en el cordón frutihortícola de la Ciudad de La Plata. La ganadería extensiva predomina en las porciones medias y bajas de los A° El Pescado y Buñirigo. Además, este último arroyo recibe aportes de industrias alimenticias y de curtiembre. El arroyo Juan Blanco casi no posee impactos antrópicos debido a que se enmarca dentro del Parque Costero Sur.

Se realizaron 24 muestreos estacionales entre Abril de 2018- Marzo 2020 donde se examinaron un total de 2760 peces, de los cuales 1209 correspondieron a *C. decemmaculatus*, 783 *C. interruptus* y 768 *P. rutilus*. Previo al análisis parasitológico, se desmeduló el pez, y se procedió a la toma de la siguiente información: sexo, peso y longitud total.

Se reconocieron 11 taxa para *C. decemmaculatus* de los cuales *Apiosoma* sp. constituye un nuevo registro para el hospedador. En *C. interruptus* se encontraron 9 taxa parasitarios de las cuales *Saccocoelioides* sp., *Diaphorocleidus* sp. 1, *Procamallanus* sp.1 constituyen nuevos registros para el hospedador. En *P. rutilus* se registraron 16 taxa parasitarios, siendo *Apiosoma* sp., *Saccocoelioides* aff. *octavus*, Aff. *Creptotrematina* sp., *Genarchella* aff. *parva*, *Diaphorocleidus* sp. 2, *Diaphorocleidus* sp. 3, *Procamallanus* sp.2, Anisakidae gen. sp. indet., *Tiddergasilus* sp. nuevas citas para el hospedador en la región pampeana.

El análisis de los resultados revela que los hospedadores estudiados exhiben una fauna parasitaria variable a lo largo del año. Este patrón de variabilidad probablemente está condicionado por las características específicas de las especies y poblaciones de parásitos, así como por las particularidades del hospedador y del entorno que habitan.

A nivel de comunidades parasitarias, se observó que la composición varía entre los diferentes arroyos, lo que sugiere que factores locales o específicos de cada arroyo influyen en esta variabilidad. Estos descubrimientos representan un primer paso para comprender la ecología parasitaria en estos ecosistemas acuáticos particulares, y generan información relevante para su gestión y conservación. La riqueza parasitaria podría estar relacionada con la diversidad de nichos tróficos disponibles en cada arroyo a lo largo del año.

Se plantea la hipótesis de que las infracomunidades de parásitos en las especies hospedadoras se conforman como una colección aleatoria de especies localmente disponibles, careciendo de estructuras comunitarias estrictas y por lo contrario

exhibiendo una heterogeneidad e imprevisibilidad inherentes. Este enfoque proporciona un nuevo entendimiento de la dinámica parasitaria en estos ecosistemas acuáticos y puede ser fundamental para desarrollar estrategias efectivas de gestión y conservación.

Al examinar la fauna parasitaria de los hospedadores como posibles indicadores de alteraciones ambientales, se observó una notable diversidad en *P. rutilus* en los arroyos con menos disturbios asociados a sus cuencas. Este hallazgo sugiere la existencia de una amplia diversidad en los ambientes estudiados. Dado su papel como depredador generalista y la sugerencia de varios estudios para utilizarlo en investigaciones sobre impacto antrópico, podríamos proponer a este hospedador para posibles monitoreos dentro de cada entorno, utilizando su fauna parasitaria como indicador de cambios ambientales.

En cambio, *C. decemmaculatus* y *C. interruptus* presentan un panorama diferente, ya que no se encontró un patrón marcado entre los sitios disturbados. Los parásitos podrían indicar que el ambiente no está muy disturbado o que la alteración ambiental presente no es letal para estos parásitos y sus hospedadores intermediarios y definitivos.

Es crucial destacar que la falta de conocimiento sobre las características específicas de susceptibilidad de cada hospedador para ser parasitado y la escasa información sobre los ciclos de vida de la mayoría de las especies heteroxenas impiden una estimación precisa de la relación de la fauna parasitaria con la comunidad de invertebrados y vertebrados en estas regiones.

Este trabajo sienta las bases para posibles monitoreos dentro de cada ambiente utilizando la fauna parasitaria como indicadora de cambios ambientales. La comprensión de los ciclos de vida, la toma de muestras de agua y sedimentos con la recolección de peces, así como el desarrollo de ensayos en laboratorio con diferentes contaminantes, permitirán inferir con mayor detalle el efecto de estos factores sobre la fauna parasitaria.

ABSTRACT

The main objective of this thesis was to study the extent to which parasitic fish communities in Pampas freshwater environments with varying degrees of anthropogenic impact can be used as indicators of environmental and biodiversity alterations. The specific objectives were as follows:

1. Identify the parasite taxa present in *Psalidodon rutilus* (Jenyns, 1842), *Cheirodon interruptus* (Jenyns, 1842), and *Cnesterodon decemmaculatus* (Jenyns, 1842).
2. Describe the spatial and temporal distribution patterns of parasitic populations and communities.
3. Investigate possible relationships between the degree of parasitism and host variables.
4. Analyze the potential use of parasites as indicators of different levels of land use in the compared environments, based on knowledge of each specific helminth or the community structure of helminths in each host species.

This study was carried out in four streams that are tributaries of the Río de la Plata, belonging to the Greater Plata Basin. The watersheds are associated with different land uses. Urban settlements characterize the middle basin of Rodríguez stream, which, in addition to household waste and garbage, also receives industrial effluents from various industries located along its banks. Agricultural use characterizes the watersheds of Pescado and Buñirigo streams, which have their headwaters in the fruit and vegetable production belt of the City of La Plata. Extensive livestock farming predominates in the middle and lower sections of Pescado and Buñirigo stream. Furthermore, the latter stream receives contributions from the food and tanning industries. The Juan Blanco stream has almost no anthropogenic impacts since it is located within the Costero Sur Park.

A total of 24 seasonal samplings were conducted between April 2018 and March 2020, examining 2760 fish specimens, including 1209 *C. decemmaculatus*, 783 *C. interruptus*, and 768 *P. rutilus*. Prior to parasitological analysis, fish were eviscerated, and information such as sex, weight, and total length was recorded.

In *C. decemmaculatus*, 11 taxa were identified, with *Apiosoma* sp. representing a new record for the host. *Cheirodon interruptus* harbored 9 parasite taxa, including *Saccocoelioides* sp., *Diaphorocleidus* sp. 1, and *Procamallanus* sp.1, which were new records for the host. *Psolidodon rutilus* hosted 16 parasite taxa, with *Apiosoma* sp., *Saccocoelioides* aff. *octavus*, Aff *Creptotrematina* sp., *Genarchella* aff. *parva*, *Diaphorocleidus* sp. 2, *Diaphorocleidus* sp. 3, *Procamallanus* sp.2, Anisakidae gen. sp. indet., and *Tiddergasilus* sp. being new records for the host.

The results analysis reveals that the studied hosts exhibit a variable parasite fauna throughout the year. This variability is likely influenced by the specific characteristics of the parasite species and populations, as well as the peculiarities of the hosts and the environments they inhabit.

At the level of parasite communities, the composition was observed to vary among different streams, suggesting that local or specific factors in each stream influence this variability. These findings represent an initial step toward understanding the parasitic ecology in these particular aquatic ecosystems, with significant implications for their management and conservation. Parasite richness may be related to the diversity of trophic niches available in each stream throughout the year.

It is hypothesized that parasite infracommunities in host species form a random collection of locally available species, lacking strict community structures and instead exhibiting inherent heterogeneity and unpredictability. This approach provides a new understanding of parasitic dynamics in these aquatic ecosystems and may be crucial for developing effective management and conservation strategies.

When examining the parasite fauna of hosts as potential indicators of contamination, a notable diversity was observed in *P. rutilus* in streams with fewer disturbances associated with their basins. This finding suggests a wide diversity in the studied environments. Given its role as a generalist predator and the suggestion from various studies to use it in anthropogenic impact research, *P. rutilus* could be proposed for potential monitoring within each environment, using its parasite fauna as an indicator of environmental changes.

In contrast, no discernible pattern was observed among disturbed sites in the case of *C. decemmaculatus* and *C. interruptus*. Parasites may indicate that the environment is not heavily polluted or that the existing contamination is not lethal for these parasites and their intermediate and definitive hosts.

It is crucial to highlight that the lack of knowledge about the specific susceptibility characteristics of each host to parasitism and the limited information on the life cycles of most heteroxenous species hinder a precise estimation of the relationship between parasite fauna and the community of invertebrates and vertebrates in these regions.

This work lays the groundwork for potential monitoring within each environment using parasite fauna as an indicator of environmental changes. Understanding life cycles, sampling water and sediment with fish collection, as well as conducting laboratory experiments with different contaminants, will allow for a more detailed inference of the effect of these factors on parasite fauna.

INTRODUCCIÓN

EL ROL DE LOS PARÁSITOS EN LOS ECOSISTEMAS

El dualismo es una teoría que considera a la realidad como un balance entre dos fuerzas que actúan de manera independiente y se excluyen mutuamente. En múltiples investigaciones de ecología parasitaria vemos correr este hilo dualista: los parásitos pueden generar diversidad pero también causar extinciones, pueden castrar a su hospedador o incrementar su tasa de crecimiento (Hudson, 2007). Pocas personas son conscientes de que hay más cantidad de organismos parásitos que no parásitos en el mundo (Dobson *et al.*, 2008). Las plantas y los animales de vida libre son ambientes que han sido colonizados innumerables veces a lo largo de la historia de la evolución (Poulin, 2011).

Parásito es aquel organismo que vive a expensas de su hospedador causando lesiones mecánicas, generando respuestas inmunológicas o nutriéndose a expensas del mismo. Estos se distribuyen como parches discretos, de manera similar a una metapoblación, y a su vez su hospedador forma parte de una metapoblación que se estructura dentro de una metacomunidad de hospedadores. Además, ocupan un rol fundamental en el funcionamiento de los ecosistemas debido a que pueden desviar recursos hacia ellos mismos o hacia otros organismos consumidores, cambiando los flujos de energía. A pesar de ello, tanto organismos patógenos como parásitos no han sido incluidos en las teorías de estructuras tróficas y son frecuentemente ignorados en estudios de ecología y conservación (Polis, 1999). Colectivamente, su biomasa y la cantidad de materia y energía que procesan es a menudo menor que la biomasa y los flujos de materia y energía de su hospedador. Además, otra razón por lo que han sido excluidos es porque se encuentran ocultos dentro de sus hospedadores y su impacto directo en los ecosistemas pareciera insignificante (Loreau *et al.*, 2005; Lafferty *et al.*, 2006).

Tradicionalmente los parásitos se dividen en microparásitos y macroparásitos. Los microparásitos son unicelulares o multicelulares e incluyen virus, bacterias, protozoos y mixosporidios; se multiplican rápidamente y a veces, causan la muerte de su hospedador. Los macroparásitos son organismos multicelulares entre los cuales podemos encontrar a los monogéneos, digéneos, cestodos, nematodos y acantocéfalos, entre otros. Los parásitos heteróxicos poseen ciclos de vida complejos y requieren uno o más hospedadores intermediarios para completar su ciclo de vida. Por otro lado, los parásitos monóxicos solo necesitan un hospedador para completar su ciclo biológico. Estos hospedadores están conectados por una variedad de procesos ecológicos a diversas escalas que determinan la transmisión y el éxito reproductivo de un parásito (Marcogliese & Cone, 1997a; Marcogliese, 2001, 2002, 2003).

Los parásitos causan una variedad de impactos sobre sus hospedadores: imponen demandas energéticas (Kumaraguru *et al.*, 1995), modifican el comportamiento, reducen la fecundidad (Salathe & Ebert, 2003) y el crecimiento pudiendo incluso causar la muerte (Parker *et al.*, 2023). Las alteraciones del comportamiento del hospedador pueden conducir a la vulnerabilidad en la depredación, entre otros, aumentando el éxito en la transmisión al segundo hospedador que forma parte del ciclo de vida (Barber & Huntingford, 1995; Pulkkinen *et al.*, 2000; Plaistow *et al.*, 2001). Además, pueden afectar la proporción de sexos y la elección de pareja de su hospedador (Minchella & Scott, 1991).

En la última década han sido numerosas las publicaciones que reflejan la información que pueden proporcionar los parásitos sobre sus hospedadores y hábitats. Por lo general el parasitismo es espacial y temporalmente variable debido a la agregación de los hospedadores infectados (Jousimo *et al.*, 2014) y a la estacionalidad en la transmisión (Karvonen *et al.*, 2004; Soubeyrand *et al.*, 2009). También se han encontrado diferencias parasitarias entre ecotipos de peces de agua dulce (Blais *et al.*, 2007; Eizaguirre *et al.*, 2011; Raeymaekers *et al.*, 2013). Las infecciones de períodos

cortos, como la de muchos parásitos intestinales adultos que se transmiten tróficamente, proporcionan información sobre los hábitos alimenticios del hospedador (Valtonen *et al.*, 1984, Marcogliese & Cone, 1997a). Por otro lado, las infecciones que se acumulan a lo largo de los años revelan información sobre el uso del hábitat y las interacciones tróficas (Pulkkinen & Valtonen, 1999; Marcogliese *et al.*, 2001). Considerando la ubicación particular de una especie hospedadora parasitada dentro de la red alimenticia se pueden rastrear efectos hacia arriba o hacia debajo de la misma, motivo por el cual es crucial considerar a los parásitos en estudios de manejo y conservación.

Los ictiólogos no han sido la excepción al omitir el estudio de los parásitos dentro de sus investigaciones, a pesar de que estos últimos pueden regular la ecología de los peces provocando efectos antagónicos o sinérgicos a nivel individual (p.ej., factores de condición), poblacional (p.ej., mortalidad y éxito reproductivo) y comunitario (p.ej., competencia interespecífica) (Timi & Poulin, 2020).

PARÁSITOS DE PECES COMO BIOINDICADORES AMBIENTALES

La parasitología ambiental consta de dos enfoques diferentes. Un enfoque ecológico sobre como los parásitos de los ecosistemas reflejan la salud ambiental. Mientras que el enfoque epidemiológico nos ayuda a comprender la aparición y el diagnóstico de las etapas infectivas parasitarias que conducen a diversas afecciones humanas (Theel *et al.*, 2016). En el contexto del enfoque ecológico de la parasitología ambiental, los parásitos expresan una gran sensibilidad a las alteraciones en el ecosistema (Sures & Nachev, 2015; Adewole *et al.*, 2019; Santoro *et al.*, 2020).

Los organismos bioindicadores son de gran importancia ecológica debido a que se utilizan para evaluar la salud ambiental y los cambios biogeográficos que tienen lugar en el ambiente (Trishala *et al.*, 2016). Su sensibilidad a factores estresantes específicos es

baja y tienden a responder a los efectos de múltiples factores estresantes en una gran escala espacial y temporal. Un uso combinado de biomarcadores y bioindicadores, con un enfoque en el nivel del organismo, podría proporcionar un vínculo de la comprensión mecánica y las consecuencias ecológicas de la exposición a la contaminación, y aumentar la capacidad de interpretar datos biológicos (Adams, 2002).

George-Nascimento (1987) propuso que los parásitos son indicadores de interacciones ecológicas persistentes debido a que sus ciclos de vida se adaptan a patrones estacionales repetitivos y evolucionan conjuntamente con las relaciones predador - presa. De hecho, como tales, los parásitos pueden ser indicadores útiles de la estabilidad del ecosistema al impulsar procesos ecológicos fundamentales como por ejemplo la productividad y estructura trófica (Marcogliese & Cone, 1997a).

El uso de los parásitos de peces como indicadores de contaminación ha originado amplios debates en los últimos años. La distribución y los niveles de infección de los parásitos no solo están influenciados por el impacto de contaminantes y estresores ambientales, sino también por una gran variedad de factores naturales que muchas veces son difíciles de individualizar (MacKenzie *et al.*, 1995; Overstreet, 1997). El parasitismo puede aumentar si el impacto reduce la resistencia del hospedador o aumenta la densidad de hospedadores intermediarios o definitivos. El parasitismo puede disminuir si disminuye la densidad del hospedador definitivo o intermedio, o los parásitos sufren directamente (por efectos sobre los parásitos) o indirectamente (los hospedadores infectados sufren una mortalidad diferencialmente alta) una mayor mortalidad. Aunque estos escenarios son opuestos, podrían proporcionar un conjunto de predicciones una vez que logremos comprender las verdaderas asociaciones entre cada parásito y los impactos entre las mismas (Lafferty, 1997).

La mayoría de estas investigaciones han utilizado a los parásitos como bioindicadores ambientales asociados a: eutrofización, efluentes industriales, efluentes térmicos, combustibles, acidificación, aguas residuales, urbanización, radiación y

metales pesados (Moller, 1987; Khan, 1991; Poulin, 1992; Valtonen *et al.*, 1997; Marcogliese, 2005). En general, las respuestas de los hospedadores y sus parásitos varían según el tipo e intensidad del factor estresante, el ciclo de vida del parásito y el tiempo de exposición (Marcogliese, 2004). Las respuestas se suelen asociar con una reducción en la riqueza de especies parásitas. La diversidad de endoparásitos puede disminuir debido a que las etapas de vida libre que forman parte del ciclo de vida se ven afectadas directamente o debido a la reducción de hospedadores intermediarios (Mackenzie, 1999). Con respecto a los ectoparásitos con ciclos de vida directos, protozoos y monogéneos, se han observado aumentos poblacionales asociados a una respuesta inmune negativa del hospedador (Mackenzi *et al.*, 1995; Mackenzie, 1999). Además, la proporción de riqueza de especies de parásitos heterógenos/monógenos puede utilizarse como indicador debido a que refleja cambios en distintos niveles tróficos, es decir, la proporción de especies de parásitos heterógenos y monógenos que se encuentran en peces es mayor en hábitats no disturbados (Pérez-del Olmo *et al.*, 2007).

Particularmente, los acantocéfalos y cestodos intestinales tienen la capacidad de acumular metales pesados en mayor proporción que sus hospedadores vertebrados, motivo por el cual son una herramienta importante en el monitoreo ambiental (Sures *et al.*, 1999; Sures, 2001, 2003). Diversos estudios han encontrado que la concentración de diferentes metales nocivos en acantocéfalos aumenta muchas veces en comparación con los que se encuentran en los helmintos de vida libre que muestran sensibilidad a sustancias químicas en el medio acuático (Mehdi & Mahdi, 2015; Najm & Fakhar, 2015; Sures & Nachev, 2015).

La ventaja de utilizar los cambios numéricos de los parásitos para estudiar posibles alteraciones en el ambiente es que las conclusiones a las que arribamos se basan en una combinación de especies: la especie hospedadora y la especie parásita. Para que un determinado parásito esté presente se deben cumplir con las demandas ecológicas de todos los organismos involucrados en el ciclo de vida. Por lo tanto, estaremos arribando

a conclusiones que pueden integrar distintos niveles tróficos y a las cuales no podríamos aproximar utilizando a una única especie bioindicadora (Sures, 2008).

LA PARASITOFAUNA DE PECES DE ARROYOS PAMPEANOS

Durante los últimos años, ha habido un aumento en el conocimiento de la ictiofauna continental de Argentina, pero aún hay pocos estudios sobre los peces que viven en los ríos y arroyos de La Pampa (Almirón *et al.*, 1992, 2000; Menni, 2004; Paracampo *et al.*, 2015). A pesar de la relevancia de estos cursos de agua, la mayoría de las listas de especies de peces presentes en estos ambientes son incompletas, lo que impide obtener información necesaria para su conservación y manejo (Remes Lenicov *et al.*, 2005). Dado el tamaño y la variedad de actividades que se realizan en esta región (asentamientos urbanos, desarrollo industrial y agropecuario, canalizaciones, etc.) y a la escasez de áreas protegidas con las que se cuentan, esta zona es una de las menos atendidas desde el punto de vista de la conservación (Basílico *et al.*, 2015). El avance de la frontera agrícola y el desplazamiento de la ganadería a zonas bajas han sido los principales responsables de cambios significativos en la región (Viglizzo *et al.*, 2001), y se relacionan con una mayor degradación de las aguas superficiales (Quirós *et al.*, 2006), generando un impacto en la distribución y la abundancia de diferentes especies de peces (Karr *et al.*, 1986; Vila-Gispert *et al.*, 2002; Rosso & Quirós, 2009). A su vez, pocos estudios se han realizado sobre los factores que afectan la forma y la estructura de las comunidades parasitarias de peces dulceacuícolas en arroyos pampeanos dentro de este complejo escenario de cambio ambiental (Taglioretti *et al.*, 2018; Bertora *et al.*, 2021). Taglioretti *et al.* (2018) han identificado el efecto negativo de la urbanización en las cargas parasitarias de *C. decemmaculatus* en un arroyo de la región pampeana donde registraron larvas de la familia Heterophyidae (*Ascocotyle (Leighia) hadra*, Ostrowski de Núñez 1992, en la cavidad corporal y mesenterios, *Ascocotyle (Ascocotyle)* sp. en el bulbo aórtico, *Ascocotyle (Phagicola)* sp. en filamentos branquiales, *Pygidiopsis* sp. 1 en escamas y *Pygidiopsis* sp. 2 en mesenterios, Diplostomidae (*Posthodiplostomum nanum*

Dubois, 1937 en la cavidad corporal y mesenterios), Acanthostomatidae (*Acanthostomum gnerii* Szidat, 1954 en escamas) y Echinostomatidae (*Stephanoprora* sp.) en filamentos branquiales. Respecto a *P. rutilus* y *C. interruptus* no se han realizado estudios ecológicos sobre la parasitofauna en arroyos pampeanos con condiciones contrastantes de calidad de agua y hábitat.

En relación al marco introductorio, se plantearon los siguientes interrogantes:

-¿Qué especies parasitan a *Psalidodon rutilus*, *Cheirodon interruptus* y *Cnesterodon decemmaculatus* en los arroyos pampeanos? ¿Qué grupos parasitarios predominan?

-¿Los cambios estacionales influyen sobre la parasitofauna de los hospedadores?

-¿El uso del suelo de cada ambiente modifica la carga parasitaria?

HIPÓTESIS

La estructura de las comunidades de helmintos de peces dulceacuícolas pampeanos refleja el impacto antrópico que hay dentro de la cuenca de cada arroyo.

PREDICCIONES

1. *Psalidodon rutilus*, *Cheirodon interruptus* y *Cnesterodon decemmaculatus* presentan una fauna parasitaria propia de cada especie y ajustada a las condiciones ambientales e impactos del sitio de muestreo.

2. Considerando la estacionalidad se espera que las poblaciones parasitarias presenten variaciones anuales.

3. Los hospedadores que habitan sitios menos disturbados presentan comunidades de helmintos más diversas.

4. Los parásitos de peces pampeanos son bioindicadores de condiciones ambientales.

OBJETIVOS

Objetivo General

Estudiar si las comunidades parasitarias de peces de ambientes dulceacuícolas pampeanos con distinto grado de impacto antrópico pueden ser utilizadas como indicadores de alteraciones del medio ambiente y la biodiversidad.

Para alcanzar el objetivo general se plantearon los siguientes **objetivos específicos**:

1. Identificar la parasitofauna hallada en *Psalidodon rutilus*, *Cheirodon interruptus* y *Cnesterodon decemmaculatus*.

2. Describir la distribución espacial y temporal de las poblaciones y comunidades parasitarias de cada especie hospedadora.

3. Identificar posibles relaciones entre el parasitismo y las características del hospedador.

4. Analizar a través del conocimiento de cada helminto en particular o de la estructura comunitaria de helmintos en cada especie hospedadora la potencialidad del uso de los parásitos como indicadores de distintos usos del suelo en los ambientes comparados.

RELEVANCIA DE LA INVESTIGACIÓN

- **Importancia ecológica de los peces.** Los peces son un grupo importante dentro de la fauna acuática y su presencia y abundancia pueden indicar el estado de los ecosistemas acuáticos.
- **Efectos de las actividades humanas.** Las actividades humanas, como la agricultura, la urbanización y la contaminación, pueden tener efectos negativos en los ecosistemas acuáticos y su biodiversidad. El estudio de las comunidades parasitarias de peces puede proporcionar información sobre el impacto de estas actividades en el ambiente.
- **Indicadores biológicos.** Las comunidades parasitarias de peces pueden servir como indicadores biológicos de la calidad del agua y la biodiversidad, ya que los parásitos pueden ser sensibles a cambios en el ambiente y a las perturbaciones antrópicas.
- **Importancia de la región pampeana.** La región pampeana es una de las más importantes del país y está siendo cada vez más afectada por las actividades humanas. La investigación en este campo puede proporcionar información valiosa para la gestión y conservación de los recursos naturales en esta región.

CAPÍTULO 1
ÁREAS DE ESTUDIO

Este estudio comprende cuatro arroyos que están incluidos entre los tributarios del Río de la Plata pertenecientes a la Gran Cuenca del Plata, subcuenca Parano-Platense dentro de la región fitogeográfica Distrito Pampeano Oriental de la región Pampeana (Frenguelli, 1956). Estos se ubican paralelos entre sí desde los 34° 52' S ; 58° 2' O al noroeste de la ciudad de la Plata hasta los 35° 12' S; 57° 27' O al sudoeste de la ciudad de Magdalena (Paracampo, 2013). Comparten ciertas características propias de arroyos pampeanos: cursos semipermanentes, recorrido meandroso, escasa pendiente, fondo limoso o arcilloso, elevada turbidez, elevada dureza, salinidad variable y abundantes detritos orgánicos y vegetales de origen alóctono (Godz *et al.*, 1983).

El clima de la región es templado cálido – subhúmedo con temperaturas medias que rondan entre los 13-16°C. Enero es el mes más cálido (22.8°C) y julio el más frío (9.9°C). Las precipitaciones anuales son de aproximadamente 1040 mm con un régimen pluviométrico isohigro (Rodríguez Capítulo & Gómez, 2003). Se han registrado en promedio cada 5 años alternancias de sequías con grandes inundaciones que conectan cuencas vecinas (Maiola *et al.*, 2003).

Las cuencas están vinculadas a distintos usos del suelo. Los asentamientos urbanos caracterizan a la cuenca media del A° Rodríguez que además de basura y residuos domiciliarios, también recibe efluentes industriales de diversas industrias instaladas en sus márgenes. El uso agrícola de las cuencas caracteriza a los A° El Pescado y A° Buñirigo que tienen sus cabeceras en el cordón frutihortícola de la Ciudad de La Plata. La ganadería extensiva predomina en las porciones medias y bajas de los A° El Pescado y A° Buñirigo. Además, este último arroyo recibe aportes de industrias alimenticias y de curtiembre. El arroyo Juan Blanco casi no posee impactos antrópicos debido a que se enmarca dentro del Parque Costero Sur (PCS) (Fig.1.1).

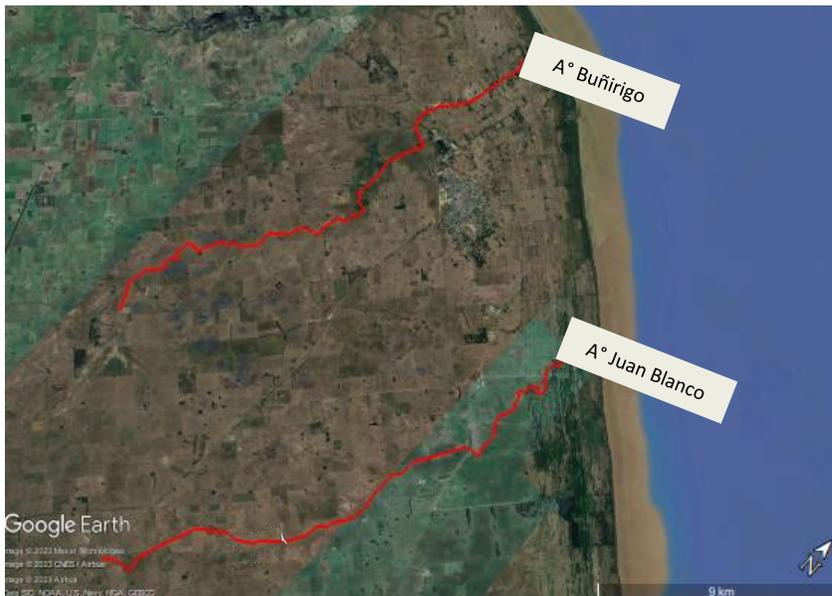
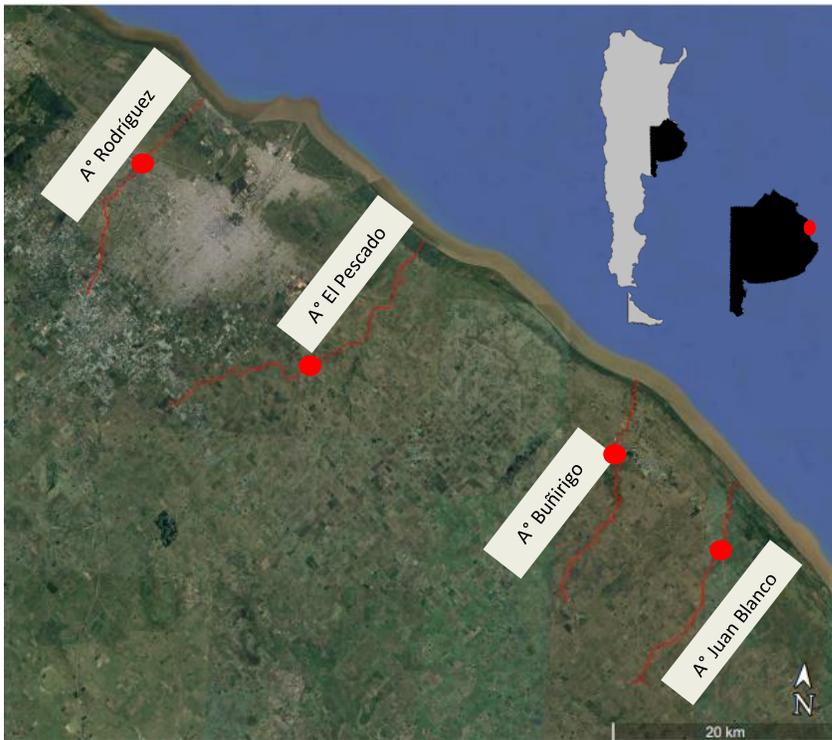


Fig. 1.1. Mapas de las zonas de estudio.

1.1 ARROYO RODRÍGUEZ

El arroyo Rodríguez posee una cuenca hidrográfica completamente urbana de 65 km² y una longitud aproximada de 20 km (Bidegain & Jurado, 2011). Sus nacientes se originan en la localidad de Abasto atravesando las localidades de Melchor Romero, Colonia Urquiza, Gorina, Gonnet, City Bell y Villa Elisa para desembocar en el Río de La Plata (Remes Lenicov *et al.*, 2005). El ancho del curso de agua varía de 1-6 m y la profundidad fluctúa entre los 0,4-2 m (Bidegain & Jurado, 2011). El punto de estudio elegido para este arroyo fue 34° 52' 56,26'' S; 58° 2' 26,6'' O (Fig.1.1 -1.1.1).

En los últimos años se han realizado estudios relacionados con el impacto de la urbanización sobre la contaminación del arroyo y su fauna ictiológica. Las actividades que se desarrollan en la cuenca son de carácter agrícola intensivo en la cuenca alta y urbano - suburbano en la cuenca media y baja con aportes cloacales y eventualmente industriales. Se destaca el desarrollo de barrios cerrados en la localidad de City Bell en las últimas décadas. De hecho, el impacto antrópico sobre sus aguas es relevante debido al fuerte desarrollo de la agricultura intensiva en la cabecera, pero también a causa del dragado total de sus márgenes en áreas urbanizadas, y de diversas modificaciones de la morfología natural del curso, inclusive la creación de un lago artificial en un barrio privado (Remes Lenicov *et al.*, 2005).

Paracampo (2013) evaluó la toxicidad de pesticidas en el ensamble de peces durante los años 2009 - 2011 dividiendo la cuenca en tres tramos: superior, medio e inferior. La cuenca superior resultó ser un ambiente somero con un pH levemente alcalino (7,4 - 8). La concentración de oxígeno fue cercana a la anoxia (0,3 - 0,4 mg/l), las concentraciones de amonio fueron muy elevadas (7,8 - 15 mg) y bajas las de nitratos (45 - 884 µg) coincidiendo con el aporte de contaminantes a la cuenca. A su vez, se detectaron elevadas concentraciones de fósforo reactivo soluble (2,53 - 5,33 mg/l). El tramo medio se caracterizó por un pH de mayor rango (6,2 - 8,2) y concentraciones de oxígeno entre los 3 - 9 mg/l. Los valores de amonio variaron entre los 5 - 377 µg/l y los nitratos alcanzaron valores de 3,2 mg/l. Los valores de fósforo reactivo soluble

resultaron también muy elevados (1,78 - 3,77 mg/l). En el tramo inferior la transparencia fue mayor, las concentraciones de oxígeno más elevadas (8,5 - 9.4 mg/l) y las concentraciones de amonio (0,684 - 11,111 mg/l), nitrato (2,354 - 5,325 mg/l) y fósforo (1,843 - 3,232 mg /l) fueron tan elevadas como las de los tramos superior y medio.

Al evaluar toda esta evidencia se confirmó que las cargas de diferentes contaminantes e impactos antrópicos han resultado en una disminución de la riqueza ictiológica a lo largo de los años. En 1999 se habían registrado 19 especies a lo largo del A° Rodríguez (Remes Lenicov *et al.*, 2005). Hoy en día el número llega a siete especies con una diversidad de muestreo representada en un 95% solo por *Cnesterodon decemmaculatus* (90%) y *Corydoras paleatus* (4,8%) (Paracampo *et al.*, 2020).



Fig. 1.1.1 Arroyo Rodríguez

1.2 ARROYO EL PESCADO

El arroyo El Pescado es el principal curso de agua dentro de una cuenca de 349 m² al noreste de la provincia de Buenos Aires que incluye a los partidos de La Plata, Magdalena y Berisso. Además, recibe aportes de los arroyos del Sauce y Difuntos en la zona de la cabecera, y aguas abajo recibe aportes del arroyo Cajaravilla para posteriormente desembocar en el Río de La Plata (Delgado *et al.*, 2017). Presenta una superficie de 211 km² (Hurtado *et al.*, 2006) y una extensión de 36 km (Manassero *et al.*, 2010) dentro de la pampa deprimida, con suelos alcalinos que presentan un nivel freático elevado y pasturas naturales. Una característica del drenaje superficial y subterráneo de la cuenca es que las aguas no llegan directamente al Río de La Plata, sino que se distribuyen sobre humedales naturales debido a la presencia de un albardón en la planicie costera (Hurtado *et al.*, 2006). Para este trabajo se estableció como sitio de muestreo el punto 34° 59' 56,46'' S; 57° 47' 50,76'' O (Fig.1.1 - 1.2.1).

Bazán *et al.* (2011) observó que el pH fue moderadamente alcalino (7,6 - 8,9), el oxígeno disuelto fue escaso (4,8 - 6,9 mg/l) y la conductividad osciló entre 344 - 4.300 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ a lo largo del arroyo. Considerando el punto de muestreo del presente trabajo (34° 59' 58.9" S 57° 47' 54.2" W) podemos mencionar los máximos de variación en la conductividad (318-5.245 $\mu\text{S}/\text{cm}$), pH (6,9 - 9) y oxígeno disuelto (8 - 13 mg/l) del curso de agua. Respecto a las concentraciones de nutrientes los datos fueron: 5 - 78 $\mu\text{g N-NH}_4/\text{l}$, 5 - 266 $\mu\text{g N-NO}_3/\text{l}$ y 246 - 1.408 $\mu\text{g PRS}/\text{l}$ (Paracampo, 2012). A su vez, Delgado *et al.* (2020) estudio la concentración de elementos traza en el arroyo debido a que las áreas cultivadas y con producción pecuaria pueden modificar la concentración de iones tanto del agua superficial como subterránea. En aguas superficiales el Zn ($721,1 \pm 226,7$ ppb) superó el valor guía para la protección de la vida acuática y el límite para el agua de consumo del ganado. Las concentraciones de Cu ($23,4 \pm 3,3$ ppb) y Pb ($1,73 \pm 0,5$ ppb) excedieron en todos los casos los valores guía establecidos para la protección de la vida acuática. Timmermans (1993) demostró que valores de Zn desde 0,1 ppb producen modificaciones en las tasas de reproducción de invertebrados. En peces e invertebrados

interfiere con la toma de calcio y en elevadas concentraciones puede causar hipoxia, acidosis y fallas en la osmorregulación hasta llegar a provocar la muerte de los organismos (CWQG, 1987).

La riqueza ictiológica alcanza el valor de 56 siendo la más elevada en comparación con otros arroyos pampásicos (Paracampo *et al.*, 2015). Matthews (1998) menciona que son pocos los cursos de agua templados que superan una riqueza de 30 especies ya que los mayores registros se encuentran en arroyos tropicales. A su vez, esta riqueza aumenta considerablemente cerca de la confluencia del Río de La Plata donde existe una fuerte interacción entre los ambientes que se ve reflejada en el total de especies compartidas (55,3%). Llompart *et al.* (2012) pudo corroborar estas interacciones al observar que los juveniles de varias especies que habitan el Río de La Plata ingresan a los tramos inferiores de los arroyos pampásicos en épocas de sequía en busca de alimento y refugio, y que durante períodos de lluvia se ven afectados por el flujo de agua turbulento disminuyendo la riqueza y abundancia íctica. Almirón *et al.* (2000) identificó 55 especies pertenecientes a 20 familias, posteriormente Paracampo (2013) registró 56 especies repartidas en 22 familias. El orden Characiformes fue el más representativo con 28 especies (50 %), luego los Siluriformes con 17 (30,3 %), los Perciformes con cinco, Cyprinodontiformes con dos y los Clupeiformes, Cypriniformes, Atheriniformes y Synbranchiformes con una sola especie cada uno. Las diferencias en el número de órdenes y familias se debió a que Paracampo (2013) registró la carpa común *Cyprinus carpio* (Cyprinidae) (Linnaeus, 1758) y la mandufia *Ramnogaster melanostoma* (Clupeidae) (Eigenmann, 1907). También pudo observar que *Psalidodon rutilus* y *Cheirodon interruptus* se encontraron dentro de las especies que mantuvieron el estatus de habitantes permanentes en el curso de agua desde la década del 90; contrariamente *Cnesterodon decemmaculatus* cambió su estatus de especie permanente a ocasional.

El cuerpo de agua presenta abundante vegetación acuática que en ocasiones cubre gran parte del mismo dificultando la navegación y manipulación de las artes de pesca. Entre las especies dominantes podemos mencionar *Schoenoplectus californicus*, *Potamogeton striatus*, *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum aquaticum*,

Althernantera phyloxeroides, *Azolla filiculoides*, *Ludwigia* sp., *Polygonum* sp., *Myriophyllum quitense*, *Ricciocarpus natans* and *Hydrocotyle ranunculoides* (Almirón *et al.*, 2000).

Solís (2017) estudió el ensamble de macroinvertebrados del arroyo identificando a los taxones del orden Tricladida, Rhynchobdellida y Mollusca como los grupos taxonómicos mejor representados. También identificó los siguientes taxa: *Biomphalaria peregrina* (Preston, 1910), *Pomacea canaliculata* (Lamarck, 1828), *Hyalella* sp., *Caenis* sp., entre otras; especies de importancia dentro de las tramas tróficas parasitarias y bioindicadoras. Posteriormente realizó estudios sobre el impacto de los agroquímicos en las cuencas rurales determinando la presencia de endosulfán, cipermetrina y clorpirifos. Mugni *et al.* (2012) determinaron que el agua de escorrentía superficial de cultivos experimentales de soja resultó tóxica para *Hyallela curvispina* (Shoemaker, 1942) hasta aproximadamente un mes con posterioridad a la aplicación de cipermetrina, clorpirifos y endosulfán. Leonard *et al.* (2000) determinó que el endosulfán se degrada dando origen las endosulfán fosfato que puede persistir en el ambiente durante varias semanas y ser tóxico para la fauna de invertebrados.

Desde un enfoque conservacionista debemos destacar que el A° El Pescado es considerado como uno de los cursos de agua pampeanos con menor grado de contaminación (Besteiro & Delgado, 2011). Con el propósito de protegerlo, el Instituto de Planificación y Protección Ambiental impulsó una campaña de estrategia educativa para defender el A° El Pescado (11/04/1999). El 28/10/2005 se sancionó la ley 12.247, declarándose Paisaje Protegido de Interés Provincial a la cuenca del A° El Pescado, con el objetivo de conservar el arroyo como recurso hídrico libre de contaminación y proteger la integridad del paisaje de su área de influencia, manteniendo sus condiciones naturales actuales (Lentini, 2006). Es la cuenca con mayor extensión en la región y a su vez la menos antropizada; sin embargo, está atravesando un creciente desarrollo, principalmente de índole agropecuario debido a la expansión del Cinturón Frutihortícola Platense (Delgado *et al.*, 2017). En él se ubican más de 1.000 establecimientos, de los cuales el 75 % son fincas hortícolas (Gargoloff *et al.*, 2010). A su vez, la cuenca se

caracteriza por un alto grado de precariedad en la tenencia de la tierra, generando diversos perjuicios productivos y socioambientales (Fernández *et al.*, 2014). A esto se debe agregar la creciente producción de residuos plásticos provenientes de los invernáculos, estimados en 440 tn.año⁻¹ (García, 2011).

Dentro de los atractivos turísticos debemos mencionar la pesca, las actividades acuáticas de diversa índole como navegación con kayak y el uso de la cuenca como espacio recreacional de descanso por poblaciones aledañas.



Fig. 1.2.1 Arroyo El Pescado

1.3 ARROYO BUÑIRIGO

El arroyo Buñirigo tiene una extensión aproximada de 30 km. La cuenca presenta una superficie de 223 km² y se encuentra ubicada en el partido de Magdalena, sus nacientes se originan en la localidad de Vieytes y Roberto Pairó para desembocar finalmente en el Río de La Plata cerca de la localidad de Atalaya (Merodio *et al.*, 2016b). Junto con el arroyo Juan Blanco escurren en dirección SO-NE y tienen un carácter efluente respecto a las aguas subterráneas, son arroyos permanentes de descarga subterránea local lo que mantiene el caudal a lo largo del año. Durante la pleamar, la marea del río se propaga hacia el continente por sus cauces generando la inversión del flujo de agua (Melo, 2019). Se estableció el punto de muestreo a 8,6 km del Río de la Plata (35° 4' 7,87'' S; 57° 33' 11,47'' O) (Fig. 1.1 - 1.3.1).

Las nacientes y primeras porciones del tramo medio de este arroyo no poseen centros urbanos emplazados en la cuenca. En su tramo medio antes de alcanzar la Ruta 11 el cauce forma un extenso bañado que suele hallarse sin cantidades significativas de agua debido a obras de drenaje y zanjeo realizadas en los últimos años. Excepto en periodos de lluvia intensa y poca evapotranspiración, el bañado conforma una “zona de desconexión” entre la cabecera y tramo medio-desembocadura del arroyo (Sánchez, 2022).

El arroyo recibe influencias de distintos usos del suelo a lo largo de todo su recorrido. La cuenca alta se caracteriza por un uso ganadero de tipo extensivo y no posee modificaciones del cauce, mientras que la cuenca media sufre diferentes impactos. Un tramo de la cuenca media está canalizado y recibe el aporte de desagües pluviales de la ciudad de Magdalena que incluyen efluentes de una curtiembre y de la planta alimenticia Nestlé. A partir de esta porción media el arroyo se conoce como arroyo Atalaya, incluye el tramo final del cauce de características meandrosas entre bosques de ribera con profundidades entre 0,50 - 4 m dependiendo de las mareas del Río de La Plata. El sector de la cuenca baja está incluido dentro de la Reserva de Biosfera del Programa MAB - UNESCO y en ella también se encuentra la Reserva Natural Privada El

Saladero. La desembocadura es en el puerto de Atalaya con una historia que se remonta hacia mitad del siglo XIX, época en la que se instalaron saladeros de carne en las márgenes del cauce y que, hacia fin de siglo, fueron abandonados para devenir en un puerto donde actualmente se practica pesca artesanal y actividad náutica recreativa (Sánchez, 2022).

En 1999 el arroyo fue afectado por un derrame de 5.500m³ de petróleo por el buque Estrella Pampeana de Shell a 24 km de la costa. Una amplia región en los partidos de Ensenada, Berisso, Magdalena y Punta Indio quedaron contaminados, pero la situación fue particularmente grave en la zona de los balnearios de Magdalena, Atalaya y alrededores, donde la mancha de petróleo penetró hasta 300 metros hacia adentro de la línea de costa.

Existen antecedentes de estudios realizados con el objeto de caracterizar la química del agua (Gómez *et al.*, 2013; Cellone *et al.*, 2014; Merodio *et al.*, 2016a) y distintos aspectos de la biota (García *et al.*, 2012; Ocón & Rodríguez Capítulo, 2012; Merodio *et al.*, 2016b; Semeñiuk & Alcalde, 2017; Mac Donagh *et al.*, 2019; Paracampo *et al.*, 2020) que han señalado las fuentes de contaminación. Paracampo (2013) realizó un estudio exhaustivo sobre las variables limnológicas y ensambles de peces a lo largo del arroyo. Las concentraciones promedio de oxígeno disuelto variaron entre los 6 - 12.3 mg/l, registrando el valor máximo en el curso medio del cauce. El valor máximo de conductividad se tomó en el tramo final con valores medios de aproximadamente 5.070 US/cm. El pH se mantuvo constante entre los 6.9 - 7.8. La concentración de nitratos llegó a valores de 13.3 mg/l en el tramo posterior a los vertidos industriales. Estos valores son tóxicos para el ser humano y no se alcanzan en condiciones naturales normales, sino por el aporte de fuentes de contaminación. Además, se observó un alto grado de disturbio por ganado y proliferación de deyecciones animales que coincidió con la mínima concentración de oxígeno disuelto (2.8 mg/l) y las altas concentraciones de amonio (2.7 mg/l) en las nacientes.

López *et al.* (2009) confeccionaron una lista con las especies presentes en los arroyos Zapata, Buñirigo y Juan Blanco. A partir de este trabajo para el arroyo Buñirigo

el número de especies ascendió de 10 a 38. En el tramo medio del arroyo la diversidad estacional alterno entre 2 y 13 especies, y solo seis especies acumularon el 92,4 % de la abundancia total: *Bryconamericus iheringii* (35,2 %), *Prochilodus lineatus* (24,7 %), *Psalidodon rutilus* (18,2 %), *Cyphocharax voga* (6,5 %), *Cheirodon interruptus* (4,1 %) y *Pimelodus maculatus* (3,7 %) (Paracampo, 2013). A su vez, estudios sobre la dieta de *P. rutilus* indican que la mayor proporción de alimento consumido es de origen alóctono lo que estaría relacionado con una comunidad empobrecida de invertebrados producto del impacto antrópico (García *et al.*, 2012).

Rodrigues Capítulo *et al.* (2001) registraron especies sensibles a disturbios antropogénicos en la cuenca alta del arroyo: *Palaemon argentinus* y *Macrobrachium borelli* (Decapoda Natantia), *Diplodon delodontus delodontus* (Pelecypoda), *Campsurus* sp. (Ephemeroptera), *Aeshna bonariensis* (Odonata), *Cyrnellus* sp. y *Oecetis* sp. (Trichoptera). En ambientes disturbados estos taxones desaparecen o su abundancia se reduce significativamente. Según el IBPamp (Índice Biológico Pampeano) el arroyo se encuentra moderadamente poluido (Ferreira, 2015).

El arroyo Buñirigo presenta una cobertura vegetal abundante de aproximadamente un 77%. Hay una dominancia de las especies palustres, siendo *Schoenoplectus californicus* la especie más abundante lo cual se asocia a un nivel intermedio de perturbación del hábitat según Cortelezzi *et al.* (2013). En el sitio de vertido de la curtiembre se simplifica la estructura del fitoplancton y cambia la del epipelón. *Beggiatoa alba*, bacteria característica de ambientes polisapróbicos (elevada concentración de materia orgánica y anoxia) dominó acompañada en el sedimento por las cianofitas *Phormidium chalybeum* y *P. formosum*, también indicadoras de saprobiedad.



Fig. 1.3.1 Arroyo Buñirigo

Otro indicio importante de alteraciones en este cuerpo de agua son los estudios con quelonios. Según Alcalde *et al.* 2010 *Hydromedusa tectifera* se alimenta principalmente de estadios inmaduros de quironómidos al igual que lo reportado en estudios de *Phrynos* en aguas disturbadas.

1.4 ARROYO JUAN BLANCO

El arroyo Juan Blanco se disipa en un humedal al final de su recorrido dentro de la planicie costera del Río de la Plata y la mayor parte del tiempo no supera el albardón que lo separa del mismo. Posee una cuenca de 115 km² la cual presenta mayormente ganadería extensiva con un 14% de superficie cultivada (Paracampo, 2013) y un largo de aproximadamente 29 km. Además, este cuerpo de agua muestra profundidades de entre los 0,5 - 2,5 m y un ancho que varía entre los 2 - 16m (Solís, 2017). Para este cuerpo de agua se estableció un sitio de muestreo (35° 8' 29,24''S; 57° 26' 33,03''O) ubicado a 10 km del Río de la Plata (Fig. 1.1 - 1.4.1).

Se ha estudiado el comportamiento de las variables limnológicas durante los años 2009 - 2011. La temperatura del agua mostró valores 20 ± 7 °C de promedio y desvío

estándar respectivamente, con un mínimo de 9° C en invierno y un máximo de 27 °C en verano. Los valores de pH fueron en promedio 7,9 ± 0,9 con un máximo de 8,7 en enero de 2009. El oxígeno disuelto (mg/l) varió entre los 4 - 11,5 mg/l con un promedio de 9,2 ± 2,8. Las concentraciones de nutrientes tuvieron valores de 82 ± 107, 131 ± 98, 236 ± 127 ug/l respectivamente para la concentración de amonio, nitrato y fosfato reactivo soluble (Paracampo, 2013).

Los arroyos de La Reserva de Biosfera Parque Costero del Sur no han sido debidamente estudiados en cuanto a interacción, composición e intercambios ictifaunísticos y la influencia del Río de la Plata. López *et al.* (2009) mencionan la presencia de 14 especies de peces, siendo *Cheirodon interruptus*, *Pseudocorynopoma doriae*, *Corydoras paleatus* y *Australoheros fascetus* de las más abundantes que representan a los diez arroyos que integran la reserva. Años más tarde, Paracampo (2013) registró 30 especies pertenecientes a seis órdenes: Characiformes, Siluriformes, Cyprinodontiformes, Cypriniformes, Synbranchiformes y Perciformes. Nueve especies acumularon el 77% de la abundancia total dentro de las cuales hallamos las especies estudiadas en la presente tesis: *Psalidodon rutilus* (22,2%), *Cheirodon interruptus* (6,5%) y *Cnesterodon decemmaculatus* (5,9%). Las especies de río exclusivas del arroyo Juan Blanco fueron *Cyphocharax spilotus* (Vari, 1987) y *Brycon orbignyianus* (Eigenmann & Norris, 1900).

Ocón & Rodríguez Capítulo (2012) observaron altos valores de macroinvertebrados sensibles a la polución como lo son *Palaemon argentinus*, *Macrobrachium borrellii*, *Callibaetis guttatus*, *Callibaetis willineri*, *Callibaetis radiatus*, *Campsurus major*, Elmidae sp. 1, *Cyrnellus* sp., *Verger bruchinus* y Leptoceridae sp. A su vez, Rodríguez Capítulo *et al.* (2001) registraron un índice biótico con valores de entre 9 - 10 asociado a ambientes no contaminados.

La franja del Parque Costero Sur (PCS) que se extiende desde el arroyo Juan Blanco hasta la intersección de las rutas 11 y 36 presenta talares de albardón, arroyos, pastizales, campos de cultivo y pastoreo que ofrecen variedad de hábitats para las aves. Por tal motivo se lo ha declarado como Área Valiosa de Pastizal por el Programa

Pastizales de la Fundación Vida Silvestre Argentina (Bilenca & Miñaro, 2004) y Área Importante para las Conservación de las Aves (AICA) por el programa de Bird Life International. Una especie a destacar es la presencia de *Tryngites subruficollis* (Vieillot, 1819), también llamado playerito canela, ave migratoria con un recorrido norte-sur desde Alaska hacia Argentina, Brasil y Uruguay (Athor, 2009).



Fig. 1.4.1 Arroyo Juan Blanco

CAPÍTULO 2

HOSPEDADORES

2.1 CARACTERIZACIÓN DE LOS HOSPEDADORES

Las especies hospedadoras fueron seleccionadas tomando como base las especies más frecuentes capturadas durante muestreos previos realizados por el Laboratorio de Parásitos y Patógenos de Peces, Moluscos y Crustáceos y considerando los relevamientos ictiológicos realizados en el trabajo de tesis del Dr. Ariel Paracampo (2013).

2.1.1

Clase: Actinopterygii

Orden: Cyprinodontiformes

Familia: Poeciliidae

Género: *Cnesterodon*

Especie: *Cnesterodon decemmaculatus* (Jenyns, 1842)

Nombre común: “Madrecita de agua”

Cnesterodon decemmaculatus (Jenyns, 1942) es una especie de pequeño tamaño que puede alcanzar los 40 mm de longitud estándar. El cuerpo es alargado, subcilíndrico y comprimido hacia el extremo posterior. El hocico es corto, romo y la boca súpera con la quijada inferior sobresaliendo sobre la superior. Presenta una línea lateral con 31-33 escamas cicloideas y una única aleta dorsal de 8 radios. Las aletas pélvicas son cortas y no alcanzan el origen de la aleta anal. La coloración del cuerpo es gris con 4-10 manchas verticales a lo largo de la línea media (Almirón *et al.*, 2008) (Fig.1).

Las hembras son de mayor tamaño alcanzando los 45 mm de longitud, mientras que los machos llegan a los 25 mm de longitud (Vera-Candioti *et al.*, 2011). El carácter distintivo que nos permite distinguir los sexos se encuentra en la aleta anal la cual presenta 10 radios en hembras y en machos se encuentran modificados formando un gonopodio (Almirón *et al.*, 2008). Poseen un gran éxito en su estrategia reproductiva vivípara, son de rápido crecimiento y corta vida generacional (Molero & Pisanó, 1987).

La especie se distribuye casi en la totalidad de la región Pampeana ocupando Argentina, parte de Brasil y Uruguay (Lucinda, 2005). Habita tanto en ríos y arroyos como en ambientes lénticos de la Argentina. Su presencia se ha registrado, entre otros sitios, en el tramo medio e inferior del Río Uruguay y Río Paraná, cuenca alta y media del Río Reconquista y Río Luján, Río de la Plata, Río Salado y Río Limay, Río Suquía, y en los arroyos y lagunas de la provincia de Buenos Aires (Almirón *et al.*, 1992; Baigún *et al.*, 2002). *Cnesterodon decemmaculatus* se encuentra en climas subtropicales con un rango térmico entre los 17 - 21 °C. Es una especie bentopelágica, de agua dulce a salobre (rango de pH: 7,5 - 8,2; dureza: 0,5 - 3,9 mmol CaCO₃/L), tolerante a variaciones de salinidad y temperatura y conductividades entre 55 y 1110 µS/cm (Ferrari *et al.*, 2017).

Respecto a su biología posee hábitos omnívoros que incluyen una gran variedad de ítems de pequeño tamaño como cladóceros, copépodos, rotíferos, chironómidos, perifiton y detritus varios (Quintans *et al.*, 2019).

Actualmente es una especie muy estudiada en diversos campos de la biología ya que se encuentra tanto en ambientes prístinos como degradados, siendo a menudo



Fig.1 Tomada y modificada de Callicó Fortunato (2009)

la especie más abundante o única presente en muchos cursos de agua de la región Pampeana. Posee amplios rangos de tolerancia a la variación de parámetros físico-químicos que la han convertido en un organismo modelo de prueba para estudios de contaminación y toxicidad (Menéndez-Helman *et al.*, 2015; Baudou *et al.*, 2017).

2.1.2

Clase: Actinopterygii

Orden: Characiformes

Familia: Characidae

Género: *Cheirodon*

Especie: *Cheirodon interruptus* (Jenyns, 1842)

Nombre común: “Mojarra colita negra”

Cheirodon interruptus (Jenyns, 1842) es una mojarra que alcanza los 60 mm de longitud estándar y que posee una coloración marrón clara con pequeños melanóforos oscuros (Miquelarena *et al.*, 2008). El cuerpo es alargado y comprimido con perfiles convexos. Posee un hocico corto donde abre una pequeña boca terminal. En la región humeral se encuentra un área translúcida llamada pesudotímpano de forma subtriangular. La línea lateral es incompleta con 7 - 12 escamas cicloideas perforadas (Almirón *et al.*, 2008). El origen de la aleta pélvica (6 radios) es anterior al origen de la aleta dorsal (8 - 9 radios) y el origen de la aleta anal (16 - 18 radios) se encuentra en línea vertical a la base del último radio de la aleta dorsal. Una mancha negra redondeada caracteriza a la base de la aleta caudal y se prolonga hacia adelante mientras se va desvaneciendo (Miquelarena *et al.*, 2008) (Fig.2).

Las hembras son de mayor tamaño alcanzando los 62 mm, mientras que los machos llegan a 48 mm de longitud estándar (Sendra & Freyre, 1981). Machos con espinas óseas en el margen posterior de los radios de las aletas pélvica y anal. Además, los machos poseen de 22 - 27 radios procurrentes ventrales que se extienden entre la base de la aleta caudal y el extremo distal de la base de la aleta anal. Durante la época reproductiva tanto el cuerpo como las aletas se tornan de una coloración amarillenta que incluye a los radios procurrentes (Almirón *et al.*, 2008). Posee un ciclo de vida breve y un rápido crecimiento con una actividad reproductiva casi continua a lo largo del año,

realiza la fecundación externa de sus ovas y no existe cuidado parental de la progenie (Rosso, 2007).

Ringuelet (1975) la consideró una especie indicadora de la persistencia y continuidad de la ictiofauna tropical - templada de la provincia Parano - Platense. Dentro de nuestro país se distribuye por el Río Uruguay inferior, Río de la Plata, Río Paraná inferior hasta hallar su límite meridional en el Río Negro siendo una de las dos especies de mojarra de distribución más austral (Baigún & Ferriz, 2003). En la Provincia de Buenos Aires es una de las especies más comunes con numerosas citas en ambientes lóticos, lénticos, naturales o artificiales (Menni & Almirón, 1994; Casciotta *et al.*, 1999; Liotta, 2000; López *et al.*, 2001; Freyre *et al.*, 2003). Además, esta especie puede habitar ambientes de aguas salobres como la albufera de Mar Chiquita, con valores de salinidad entre 3 - 30‰ (De Las Mercedes Azpelicueta *et al.*, 1998).

Cheirodon interruptus es una mojarra con características típicamente eurióicas (Sendra & Freyre, 1981) con un régimen alimentario micro y meso-omnívoro (Ringuelet, 1975). El ítem alimenticio

de preferencia lo constituyen las larvas de quironómidos y en menor proporción algas crisófitas y clorofitas, microcrustáceos, cladóceros y copépodos (Escalante, 1987; Cazorla *et al.*, 2003).

Fig.2 Tomado y modificado de Calviño (2007).



Debido a sus características de rápida adaptación al cautiverio y resistencia es la especie más utilizada como carnada por los pescadores aficionados a la pesca de pejerrey (García, 2019). La extracción se realiza con redes de arrastre de malla fina que producen un impacto sobre las comunidades de peces y un deterioro de los ambientes someros de arroyos, bañados o lagunas. Estas áreas constituyen hábitats de cría para muchas especies de peces y otros organismos que no sólo son capturados y descartados

durante la extracción de mojarra, sino que también ven reducidas sus posibilidades de supervivencia debido a que su ambiente es perturbado y desestructurado (López *et al.*, 2001). Todo ello conlleva a distintas problemáticas como lo son las translocaciones de ejemplares y las invasiones de la especie en lugares no habitados que involucran la introducción de parásitos y enfermedades por antropocoria (Arthington & Bühlhorn, 1996; Rauque *et al.*, 2018).

2.1.3

Clase: Actinopterygii

Orden: Characiformes

Familia: Characidae

Género: *Psalidodon*

Especie: *Psalidodon rutilus* (Jenyns, 1842)

Nombre común: “Mojarra”

Psalidodon rutilus es una mojarra de cuerpo comprimido y alargado que puede alcanzar los 120 mm de longitud estándar y que presenta de 38 - 41 escamas perforadas en la línea lateral. La boca tiene ubicación terminal y abre a un premaxilar con dos series dentarias, un maxilar con un único diente y un dentario con una serie dentaria. La aleta dorsal consiste de 11 radios y la aleta anal de 27 - 33 radios con característicos ganchitos óseos en machos. Además, esta especie de mojarra es de color plateado con una banda horizontal plateada iridiscente que corre a lo largo del flanco. Se caracteriza por presentar una mancha gris oscura alargada verticalmente en la zona humeral y una mancha negra sobre el pedúnculo caudal que se extiende hacia los radios caudales medios. Las aletas dorsal y anal presentan coloración anaranjada, y la aleta caudal es típicamente amarilla con pigmentación anaranjada en los extremos de los lóbulos (Almirón *et al.*, 2008) (Fig.3).

En Argentina posee una amplia distribución que incluye las cuencas de los ríos Paraná, Uruguay, Paraguay y Río de la Plata con su límite meridional en la cuenca del Salado de Buenos Aires (Ringuelet *et al.*, 1967). Habita aguas mansas de arroyos y ríos donde lleva una dieta omnívora y voraz basada principalmente en peces, insectos y microcrustáceos (Ringuelet *et al.*, 1967; Alonso *et al.*, 2015).

Esta mojarra es muy utilizada como carnada por pescadores debido a sus numerosas poblaciones en ambientes lénticos bonaerenses. Además, debido a su coloración llamativa es utilizada por aficionados al acuarismo (Ringuelet *et al.*, 1967).

Menni *et al.* (1996) destaca su condición euritópica que le otorga una elevada tolerancia a valores extremos de diferentes factores abióticos y a bajos tenores de oxígeno disuelto.

Además, su omnivoría la hace apropiada para estudios en arroyos y ríos con impactos antrópicos (García *et al.*, 2012; Pazos *et al.*, 2017; Paredes del Puerto *et al.*, 2022).



Fig.3 Tomado y modificado de Almirón *et al.* (2008)

2.2 METODOLOGÍA DE CAPTURA

Se realizaron 24 muestreos estacionales entre Abril de 2018- Marzo 2020. Los peces fueron capturados mediante la utilización de redes de tiro o arrastre costero, redes tipo castnets (“atarraya”) y copos manuales. Posteriormente fueron transportados vivos al laboratorio en bolsas de plástico con agua del sitio y oxígeno. En el laboratorio se mantuvieron en peceras con mezcla de agua del sitio de muestreo y agua corriente de clorada junto con oxigenación permanente hasta su prospección, no superando los 7 días post colecta.



Fig.4 Artes de pesca utilizadas. **A-B.** Red de arrastre. **C-D.** Copos manuales. **E.** Atarraya. **F.** Materiales previo muestreo. **G.** Bioterio con peceras.

2.3 METODOLOGÍA DE ANÁLISIS DE LOS PARÁMETROS DE LOS HOSPEDADORES

Previo al análisis parasitológico, se desmeduló el pez, y se procedió a la toma de la siguiente información: sexo, peso (p) y longitud total (LT). Además, para cuantificar el estado de condición de los peces de las muestras se calculó el índice de Fulton (IK) según la siguiente fórmula:

$$IK = \frac{LT}{p^3} \cdot 100$$

El valor de IK está influenciado por la edad y sexo del pez, estacionalidad, estado de maduración y alimentación, y es utilizado como índice de productividad acuícola debido a que es importante en el manejo y la conservación de especies de peces en un hábitat. Por lo tanto, cuando se comparan los valores de IK, es importante muestrear a los individuos o poblaciones en la misma época del año para que los individuos o poblaciones se encuentren en la misma etapa del ciclo reproductivo. En algunas especies las gónadas pueden representar un 15% del peso corporal total y ello se ve reflejado en las hembras cuando desovan debido a la rápida disminución del índice de Fulton (Ricker, 1975; Barnham & Baxter, 2003). Además, mediante este índice varios autores establecieron la relación entre la condición del pez y el parasitismo (Ranzani-Paiva & Silva-Souza, 2000; Tanaka, 2000; Warperchowski, 2002).

Previamente al análisis, se testearon los supuestos de normalidad y homocedasticidad con los test de Shapiro-Wilk y Bartlett para los datos de longitud e índice de Fulton. Estos últimos arrojaron valores que no nos permitieron validar la normalidad y homocedasticidad de los datos ($p < 0.05$), incluso probando posibles transformaciones, por tal motivo se utilizaron pruebas no paramétricas para testear la existencia de diferencias significativas de los datos.

Para conocer las variaciones entre la longitud e índice de Fulton de las diferentes especies de peces se realizaron tests entre muestreos para cada estación. Luego, a fines comparativos, se agruparon los datos de los muestreos de cada estación y se evaluaron las variaciones de los parámetros entre machos y hembras utilizando el test U de Mann-Whitney, valores de $p < 0.05$ establecieron diferencias significativas entre las muestras.

Posteriormente se agruparon los datos morfométricos sin considerar el sexo y se testearon las diferencias estacionales para cada arroyo utilizando la prueba no paramétrica de Kruskal – Wallis, valores de $p < 0.05$ indicaron diferencias significativas en los parámetros morfométricos de los peces entre las estaciones. Por último, utilizando el test U de Mann-Whitney se realizaron comparaciones de a pares entre arroyos para cada estación a fin de evaluar la existencia de diferencias significativas según el sitio de estudio. Todos los análisis fueron realizados en RStudio, versión 4.2.1 (2022).

2.4 RESULTADOS

Se muestrearon 2760 hospedadores. Los valores promedio y de desvío estándar de longitud total, peso e índice de Fulton se disponen en el Anexo Tablas al final del capítulo. Es importante destacar que en el Arroyo Rodríguez únicamente se capturó *C. decemmaculatus*.

Cnesterodon decemmaculatus no presentó diferencias significativas en las medianas del índice de Fulton (IK) en la mayoría de los muestreos estacionales ($p > 0.05$) (Tabla 2.4.1). Mayormente se encontraron diferencias significativas en machos ($p < 0.05$).

Respecto a la variable longitud, no se hallaron diferencias significativas entre los muestreos estacionales en los A° El Pescado y A° Juan Blanco ($p > 0.05$).

En el A° Rodríguez se encontraron diferencias significativas entre hembras pertenecientes a las estaciones de otoño y verano debido a que los valores promedios de longitud fueron mayores en el primer año de estudio. En machos se halló diferencia para los muestreos de otoño donde la longitud promedio fue mayor para el primer año de estudio. Respecto al IK, las diferencias significativas coincidieron con los muestreos del segundo año de estudio para verano en hembras y otoño/invierno en machos.

En el A° El Pescado se encontraron diferencias significativas en IK para machos pertenecientes a la estación primavera ($p < 0.05$). En el muestreo del año 2019 el IK fue significativamente mayor ($p < 0.05$) respecto al 2018.

En el A° Buñirigo se encontraron diferencias significativas en las longitudes de machos pertenecientes a la estación de invierno y primavera debido a que los valores promedios de longitud fueron menores para el segundo año de estudio. Para el caso de las hembras únicamente hubo diferencias en los muestreos de invierno y verano debido a que los valores promedios de longitud fueron mayores para el segundo año de estudio. Las diferencias en el IK coincidieron con los muestreos de invierno y primavera en machos y primavera en hembras.

En el A° Juan Blanco se encontraron diferencias significativas en el IK en machos y hembras de los muestreos pertenecientes a la estación primavera.

		p-value							
		A° Rodríguez		A° El Pescado		A° Buñirigo		A° Juan Blanco	
Estación	Sexo	LT	IK	LT	IK	LT	IK	LT	IK
Otoño	♀	<0.01*	0.05	0.3	0.05	0.1	0.7	-	-
	♂	<0.01*	<0.01*	0.4	0.05	0.07	0.3	-	-
Invierno	♀	0.4	0.05	0.3	0.1	<0.01*	0.06	0.6	0.3
	♂	0.2	0.04*	-	-	0.02*	0.02*	0.5	0.6
Primavera	♀	0.3	0.06	0.5	0.5	0.06	0.1	0.06	0.02*
	♂	0.5	0.1	0.4	0.03*	<0.01*	<0.01*	0.09	<0.01*
Verano	♀	<0.01*	<0.01*	0.06	0.07	<0.01*	<0.01*	0.06	0.05
	♂	0.5	0.6	0.05	0.9	0.07	0.1	0.07	0.2

Tabla 2.4.1. Valores de significancia entre muestreos estacionales para la longitud e índice de Fulton en *C. decemmaculatus* (* significativo $p < 0,05$; - indica ausencia de muestras para analizar).

Cheirodon interruptus no presentó diferencias significativas en las longitudes de los muestreos estacionales para los A° El Pescado y A° Juan Blanco. A su vez, no hubo diferencias significativas para el índice de Fulton en los muestreos estacionales del Arroyo Buñirigo (Tabla 2.4.2).

Estación	Sexo	p-value					
		A° El Pescado		A° Buñirigo		A° Juan Blanco	
		LT	IK	LT	IK	LT	IK
Otoño	♀	0.4	0.5	<0.01*	0.1	0.06	0.5
	♂	0.6	0.4	<0.01*	0.1	0.05	0.3
Invierno	♀	0.2	0.2	-	-	0.05	<0.01*
	♂	-	-	0.01*	0.6	0.09	0.01*
Primavera	♀	0.4	0.4	<0.01*	0.2	0.07	0.05
	♂	0.1	0.03*	-	-	0.4	0.3
Verano	♀	0.08	0.4	0.3	0.3	0.2	<0.01*
	♂	0.06	<0.01*	0.4	0.5	0.3	0.8

Tabla 2.4.2. Valores de significancia entre muestreos estacionales para la longitud e índice de Fulton en *C. interruptus* (* significativo $p < 0,05$; - indica ausencia de muestras para analizar).

En el A° El Pescado se encontraron diferencias significativas en el IK para los machos pertenecientes a las estaciones de primavera y verano con mayores valores para el segundo año de estudio.

En el A° Buñirigo las diferencias en las longitudes promedio fueron para los muestreos de otoño y primavera en hembras, con mayores valores para los muestreos del segundo año de estudio. En machos coincidió con las estaciones de otoño e invierno, con mayores valores de longitud promedio para el segundo año de estudio en muestreos de otoño y mayores valores de longitud promedio para el primer año de estudio en muestreos de invierno.

En el A° Juan Blanco se encontraron diferencias significativas en el IK para las hembras pertenecientes a los muestreos de invierno y verano, con mayores valores de IK promedio para el segundo año de estudio en muestreos de invierno y mayores valores de IK promedio para el primer año de estudio en muestreos de verano. En machos únicamente se hallaron diferencias para los muestreos de invierno con mayores valores de IK promedio para el segundo año de estudio.

Psalidodon rutilus presentó diferencias significativas en las medianas de las longitudes e índice de Fulton entre la mayoría de los muestreos del A° El Pescado (Tabla 2.4.3). Los valores de longitud promedio fueron significativamente mayores para el primer año de estudio en los muestreos de invierno. Sin embargo, para las diferencias halladas en primavera y verano los mayores valores de longitud coincidieron con el segundo año de estudio. Respecto al IK, los mayores valores correspondieron al primer año de estudio en muestreos de invierno y verano en machos y hembras, respectivamente; y con el segundo año de estudio para los muestreos de otoño y primavera en machos.

Estación	Sexo	p-value					
		A° El Pescado		A° Buñirigo		A° Juan Blanco	
		LT	IK	LT	IK	LT	IK
Otoño	♀	0.09	0.3	0.3	0.2	0.09	0.9
	♂	0.06	<0.01*	-	-	0.06	<0.01*
Invierno	♀	<0.01*	0.07	0.06	0.7	<0.01*	0.05
	♂	<0.01*	<0.01*	0.1	0.02*	<0.01*	0.9
Primavera	♀	0.05	<0.01*	0.2	0.04*	0.09	0.2
	♂	0.03*	<0.01*	-	-	-	-
Verano	♀	<0.01*	<0.01*	<0.01*	0.04*	0.2	0.1
	♂	0.05	0.5	0.03*	0.01*	0.02*	0.01*

Tabla 2.4.3. Valores de significancia entre muestreos estacionales para la longitud e índice de Fulton en *P. rutilus* (* significativo $p < 0,05$; - indica ausencia de muestras para analizar).

En el A° Buñirigo se hallaron diferencias en las longitudes promedio e IK de los muestreos de verano, con los mayores valores correspondientes al primer año de estudio. A su vez, las diferencias en IK para hembras en primavera y machos en invierno se debieron a los mayores valores promedio del índice para el primer y segundo año de estudio respectivamente.

Debido a que no siempre fue posible capturar una cantidad de individuos homogénea por sexo y que a su vez no se hallaron en todas las estaciones los hospedadores se procedió a unificar los muestreos y calcular los valores promedios de los parámetros por estación para visualizar tendencias anuales de los parámetros morfométricos de los hospedadores. Los resultados se dispusieron en diferentes tablas: *C. decemmaculatus* (Tabla 2.4.4), *C. interruptus* (Tabla 2.4.5) y *P. rutilus* (Tabla 2.4.6).

Estación		A° Rodríguez			A° El Pescado			A° Buñirigo			A° Juan Blanco		
		LT	Peso	IK	LT	Peso	IK	LT	Peso	IK	LT	Peso	IK
Otoño	♀	2.34	0.13	1.12	2.4	0.18	1.28	2.53	0.19	1.09	1.96	0.08	1.14
	♂	1.9	0.06	1.01	1.71	0.05	0.8	1.59	0.03	0.71	1.76	0.07	1.21
Invierno	♀	2.1	0.1	0.93	2.51	0.17	1.01	2.26	0.12	0.99	1.8	0.06	1.14
	♂	1.65	0.04	0.75	1.6	0.04	0.94	1.57	0.03	0.74	1.62	0.05	1.2
Primavera	♀	2.04	0.13	0.74	2.59	0.17	0.97	2.41	0.17	0.91	1.84	0.08	1.29
	♂	2.02	0.1	1.25	2.1	0.09	0.9	1.96	0.05	0.66	1.65	0.06	1.25
Verano	♀	1.83	0.08	1.39	2.2	0.13	1.15	2.21	0.09	0.76	1.76	0.07	1.25
	♂	1.33	0.03	1.37	2.05	0.09	0.8	2	0.06	0.73	1.59	0.05	1.25

Tabla 2.4.4. Tabla resumen de *C. decemmaculatus* con valores promedio de longitud total (LT), peso e índice de Fulton (IK).

Estación		A° El Pescado			A° Buñirigo			A° Juan Blanco		
		LT	Peso	IK	LT	Peso	IK	LT	Peso	IK
Otoño	♀	3.27	0.33	0.93	3.26	0.39	0.98	2.96	0.33	1.25
	♂	3.2	0.31	0.9	2.95	0.33	1.03	2.91	0.27	1.09
Invierno	♀	3.24	0.33	0.9	3.25	0.36	1.03	2.98	0.34	1.25
	♂	3.22	0.3	0.9	3.47	0.42	1.02	2.88	0.28	1.2
Primavera	♀	3.25	0.31	0.92	3.98	0.85	1.27	2.93	0.29	1.16
	♂	3.3	0.3	0.88	4.25	0.8	0.95	2.9	0.3	1.21
Verano	♀	3.6	0.44	0.97	4.15	0.58	0.82	3.12	0.31	1.05
	♂	3.6	0.48	1.06	3.94	0.54	0.92	3.11	0.3	1.02

Tabla 2.4.5. Tabla resumen de *C. interruptus* con valores promedio de longitud total (LT), peso e índice de Fulton (IK).

Estación		A° El Pescado			A° Buñirigo			A° Juan Blanco		
		LT	Peso	IK	LT	Peso	IK	LT	Peso	IK
Otoño	♀	4.01	0.69	1.05	4.83	1.38	1.1	5.77	2.58	1.21
	♂	3.98	0.65	1.01	4.93	1.36	1.1	5.94	2.27	1.05
Invierno	♀	6.01	2.9	1.15	5.22	1.86	1.18	5.57	2.71	1.22
	♂	5.46	2.24	1.1	4.56	1.05	1.1	5.98	2.67	1.2
Primavera	♀	6.02	2.76	1.15	5.79	2.83	1.18	5.93	2.66	1.25
	♂	6.21	2.75	1.09	6.04	2.69	1.18	5.19	1.58	1.11
Verano	♀	5.59	2.31	1.15	5.3	1.86	1.15	5.75	2.83	1.48
	♂	5.68	2.05	1.08	5.96	2.82	1.2	5.67	2.75	1.49

Tabla 2.4.6. Tabla resumen de *P.rutilus* con valores promedio de longitud total (LT), peso e índice de Fulton (IK).

Al testear las diferencias en las longitudes e IK entre sexos para cada estación por arroyo obtuvimos gran cantidad de diferencias significativas para los parámetros morfométricos de *C. decemmaculatus* entre machos y hembras (Tabla 2.4.7). Sin embargo, para *C. interruptus* únicamente se hallaron diferencias significativas en el IK para los muestreos de primavera en el A° Buñirigo y para los muestreos de otoño en el A° Juan Blanco (Tabla 2.4.8). Por último, *P. rutilus* exhibió diferencias para las longitudes promedio en las estaciones de invierno y verano del A° Buñirigo (Tabla 2.4.9).

Estación	A°Rodríguez		A° El Pescado		A° Buñirigo		A°J.Blanco	
	LT	IK	LT	IK	LT	IK	LT	IK
otoño	0.02*	0.9	<0.01*	<0.01*	<0.01*	<0.01*	<0.01*	0.2
invierno	<0.01*	0.01*	<0.01*	0.3	<0.01*	<0.01*	0.03*	0.1
primavera	0.3	<0.01*	<0.01*	0.4	<0.01*	<0.01*	0.07	0.9
verano	<0.01*	0.5	0.01	<0.01*	<0.01*	0.9	0.04*	0.8

Tabla 2.4.7. Valores de significancia para la longitud e índice de Fulton entre machos y hembras de *C. decemmaculatus* (* significativo $p < 0,05$; - indica ausencia de muestras para analizar).

Estación	A° El Pescado		A° Buñirigo		A°J.Blanco	
	LT	IK	LT	IK	LT	IK
otoño	0.06	0.4	0.1	0.8	0.6	<0.01*
invierno	0.7	0.2	0.06	0.6	0.2	0.3
primavera	0.2	0.1	0.4	<0.01*	0.9	0.1
verano	0.9	0.2	0.4	0.4	0.8	0.9

Tabla 2.4.8. Valores de significancia para la longitud e índice de Fulton entre machos y hembras de *C. interruptus* (* significativo $p < 0,05$; - indica ausencia de muestras para analizar).

Estación	A° El Pescado		A° Buñirigo		A°J.Blanco	
	LT	IK	LT	IK	LT	IK
otoño	0.9	0.3	0.6	0.8	0.2	0.05
invierno	0.2	0.4	<0.01*	0.2	0.1	0.05
primavera	0.3	0.5	0.8	0.9	0.05	0.06
verano	0.9	0.09	0.03*	0.4	0.6	0.8

Tabla 2.4.9. Valores de significancia para la longitud e índice de Fulton entre machos y hembras de *P. rutilus* (* significativo $p < 0,05$; - indica ausencia de muestras para analizar).

Los resultados obtenidos de agrupar los datos morfométricos sin considerar el sexo y posterior testeo de las diferencias estacionales para cada arroyo utilizando la prueba no paramétrica de Kruskal – Wallis para *C. decemmaculatus*, *C. interruptus* y *P. rutilus* se hallan en las Tabla 2.4.10 donde se puede observar que los parámetros morfométricos variaron anualmente en la mayoría de los casos a excepción de la longitud promedio de *C. decemmaculatus* e IK de *P. rutilus* en el A° Buñirigo y de la longitud promedio de *P. rutilus* e Ik de *C. decemmaculatus* en el A° Juan Blanco.

	A°Rodríguez		A° El Pescado		A° Buñirigo		A°J.Blanco	
	LT	IK	LT	IK	LT	IK	LT	IK
<i>C. decemmaculatus</i>	<0.01*	<0.01*	<0.01*	0.02*	0.1	<0.01*	0.01*	0.1
<i>C. interruptus</i>	-	-	<0.01*	0.02*	<0.01*	<0.01*	<0.01*	<0.01*
<i>P. rutilus</i>	-	-	<0.01*	0.04*	<0.01*	0.4	0.5	<0.01*

Tabla 2.4.10. Valores de significancia para la longitud e índice de Fulton entre estaciones para *C. decemmaculatus*, *C. interruptus* y *P. rutilus* en los sitios de estudio (* significativo $p < 0,05$; - indica ausencia de muestras para analizar).

Por último, obtuvimos los resultados de las comparaciones de a pares entre arroyos para cada estación a fin de evaluar la existencia de diferencias significativas según el sitio de estudio para cada hospedador: *C. decemmaculatus* (Tabla 2.4.11), *C. interruptus* (Tabla 2.4.12) y *P. rutilus* (Tabla 2.4.13).

Estación	Otoño		Invierno		Primavera		Verano	
	LT	IK	LT	IK	LT	IK	LT	IK
A° Rodríguez - A° El Pescado	0.8	0.4	<0.01*	<0.01*	<0.01*	<0.01*	<0.01*	<0.01*
A° Rodríguez - A°Buñirigo	0.9	0.1	0.3	0.4	0.1	<0.01*	0.2	<0.01*
A° Rodríguez- A°J.Blanco	0.01*	0.02*	<0.01*	<0.01*	<0.01*	0.08	0.02*	0.03*
A° El Pescado - A°Buñirigo	0.8	<0.01*	<0.01*	0.02*	<0.01*	<0.01*	0.3	<0.01*
A° El Pescado - A°J.Blanco	<0.01*	0.03*	<0.01*	<0.01*	<0.01*	<0.01*	<0.01*	<0.01*
A°Buñirigo -A°J.Blanco	0.2	<0.01*	<0.01*	<0.01*	<0.01*	<0.01*	<0.01*	<0.01*

Tabla 2.4.11. Comparaciones estacionales entre sitios de estudio para la longitud e índice de Fulton en *C. decemmaculatus* (* significativo $p < 0,05$; - indica ausencia de muestras para analizar).

Estación	Otoño		Invierno		Primavera		Verano	
	LT	IK	LT	IK	LT	IK	LT	IK
A° El Pescado - A°Buñirigo	0.8	0.02*	<0.01*	0.2	<0.01*	<0.01*	<0.01*	<0.01*
A° El Pescado - A°J.Blanco	<0.01*	<0.01*	<0.01*	<0.01*	<0.01*	<0.01*	<0.01*	0.2
A°Buñirigo -A°J.Blanco	0.3	<0.01*	<0.01*	<0.01*	<0.01*	0.6	<0.01*	<0.01*

Tabla 2.4.12. Comparaciones estacionales entre sitios de estudio para la longitud e índice de Fulton en *C. interruptus* (* significativo $p < 0,05$; - indica ausencia de muestras para analizar).

Estación	Otoño		Invierno		Primavera		Verano	
	LT	IK	LT	IK	LT	IK	LT	IK
A° El Pescado - A°Buñirigo	<0.01*	0.07	<0.01*	0.8	0.5	0.1	0.3	0.5
A° El Pescado - A°J.Blanco	<0.01*	<0.01*	0.8	0.01*	0.01*	0.03*	0.7	<0.01*
A°Buñirigo -A°J.Blanco	<0.01*	0.4	<0.01*	0.03*	0.2	0.6	0.2	<0.01*

Tabla 2.4.13. Comparaciones estacionales entre sitios de estudio para la longitud e índice de Fulton en *P. rutilus* (* significativo $p < 0,05$; - indica ausencia de muestras para analizar).

2.5 COMENTARIOS

En líneas generales no fue posible obtener un número similar de hospedadores entre los sitios de estudio debido a que los esfuerzos de muestreo para cada especie de pez eran distintos y a su vez la tasa de supervivencia fuera del ambiente natural y sin condiciones de laboratorio controladas variaba entre las mismas y disminuía con el transcurso del tiempo. Esta discrepancia dificultó la obtención de un conjunto homogéneo de datos, lo que podría estar afectando las comparaciones entre los sitios.

En el A° Rodríguez únicamente se capturaron ejemplares de *C. decemmaculatus*. Este hospedador posee un dimorfismo muy marcado entre machos y hembras. Su estrategia reproductiva es altamente exitosa, ya que es una especie vivípara con hasta tres eventos reproductivos al año (Lorier & Berois, 1995), lo que podría explicar parte de la variación en los parámetros morfométricos de las hembras que poseen un tamaño mayor durante el periodo de gestación. La variación en los parámetros morfométricos de las hembras durante el período de gestación podría estar relacionada con el nicho trófico y el éxito reproductivo de esta especie.

Cheirodon interruptus y *P. rutilus* no exhibieron diferencias significativas entre sexos para la longitud e índice de Fulton entre la mayoría de las comparaciones estacionales. Estas mojarrales típicamente presentan una mayor longitud total en hembras. A su vez, *Cheirodon interruptus* presenta dos épocas reproductivas a lo largo del año invierno-primavera y verano-otoño, y *P. rutilus* se reproduce durante los meses

de primavera – verano (Serra *et al.*, 2019). Estos datos resaltan la importancia de considerar las características específicas de cada especie al interpretar los resultados.

Las comparaciones estacionales de los parámetros morfométricos de los hospedadores en los diferentes arroyos exhibieron diferencias significativas a excepción de la longitud y del índice de Fulton en el A° Buñirigo para *C. decemmaculatus* y *P. rutilus* respectivamente, y viceversa para el A° Juan Blanco.

Por último, en la mayoría de las comparaciones entre sitios de muestreos estacionales se hallaron diferencias significativas entre los sitios de estudio. La variabilidad podría atribuirse a factores como el azar en el muestreo, las técnicas empleadas y las condiciones ambientales fluctuantes y particulares de cada arroyo como se describió en el Capítulo 1. Se destaca la posibilidad de que los cambios en las condiciones ambientales, como la canalización de los arroyos y la presencia de efluentes desconocidos, puedan estar afectando el metabolismo de los hospedadores. La falta de información sobre las tasas de vertido de estos efluentes agrega complejidad a la comprensión de las influencias ambientales en los resultados.

2.6 ANEXO

Estación	Año	♀/♂	N	Longitud T (media±sd)	Peso (media±sd)	IK (media±sd)
Otoño	2018	♀	30	2,72 ±0,35	0,18±0,05	0,94±0,35
		♂	26	2,2±0,53	0,07±0,03	0,73±0,3
	2019	♀	21	1,8±0,26	0,07±0,02	1,38±0,9
		♂	23	1,57±0,3	0,05±0,03	1,31±0,26
Invierno	2018	♀	30	2,11±0,1	0,1±0,12	0,96±0,45
		♂	17	1,56±0,36	0,03±0,04	0,72±0,23
	2019	♀	27	2,07±0,41	0,09±0,07	0,89±0,15
		♂	19	1,73±0,31	0,05±0,03	0,87±0,21
Primavera	2018	♀	33	2,06±0,65	0,13±0,15	1,11±0,27
		♂	18	2,03±0,22	0,12±0,07	1,59±0,5
	2019	♀	20	2,02±0,71	0,15±0,17	1,26±0,32
		♂	24	2±0,35	0,08±0,04	1±0,23
Verano	2019	♀	28	2,23±0,45	0,1±0,07	1,02±0,3
		♂	17	1,35±0,09	0,03±0,01	1,34±0,3
	2020	♀	31	1,47±0,14	0,05±0,01	1,65±0,52
		♂	27	1,33±0,1	0,03±0,01	1,39±0,23

2.6.1 Tabla resumen de parámetros morfométricos (media±sd) de ejemplares de *C. decemmaculatus* analizados en el Arroyo Rodríguez.

Estación	Año	♀/♂	N	Longitud T (media±sd)	Peso (media±sd)	IK (media±sd)
Otoño	2018	♀	20	2,37±0,31	0,17±0,07	1,23±0,37
		♂	22	1,69±0,29	0,05±0,04	0,92±0,23
	2019	♀	23	2,44±0,21	0,14±0,04	0,98±0,27
		♂	21	1,75±0,3	0,05±0,03	0,84±0,2
Invierno	2018	♀	29	2,62±0,37	0,2±0,11	1,06±0,21
		♂	0	-	-	-
	2019	♀	23	2,37±0,24	0,13±0,04	0,97±0,22
		♂	17	1,6±0,31	0,04±0,03	0,94±0,28
Primavera	2018	♀	26	2,52±0,23	0,15±0,02	0,94±0,24
		♂	24	2,01±0,04	0,09±0,07	1±0,68
	2019	♀	14	2,7±0,34	0,21±0,08	1,02±0,3
		♂	15	2,18±0,23	0,08±0,03	0,79±0,26
Verano	2019	♀	26	2,31±0,31	0,14±0,08	1,09±0,21
		♂	10	2,01±0,04	0,07±0,02	0,87±0,26
	2020	♀	29	2,1±0,33	0,11±0,04	1,21±0,36
		♂	14	2,07±0,21	0,08±0,03	0,88±0,21

2.6.2 Tabla resumen de parámetros morfométricos (media±sd) de ejemplares de *C. decemmaculatus* analizados en el Arroyo El Pescado.

Estación	Año	♀/♂	N	Longitud T (media±sd)	Peso (media±sd)	IK (media±sd)
Otoño	2018	♀	15	3,29±0,14	0,35±0,1	0,96±0,19
		♂	14	3,18±0,14	0,31±0,02	0,9±0,11
	2019	♀	21	3,25±0,16	0,31±0,02	0,9±0,08
		♂	19	3,21±0,16	0,3±0,02	0,91±0,09
Invierno	2018	♀	21	3,21±0,19	0,3±0,08	1,05±0,3
		♂	0	-	-	-
	2019	♀	24	3,27±0,17	0,32±0,04	0,93±0,16
		♂	19	3,22±0,17	0,33±0,04	0,9±0,07
Primavera	2018	♀	23	3,23±0,18	0,3±0,03	0,91±0,11
		♂	18	3,32±0,17	0,31±0,02	0,85±0,09
	2019	♀	23	3,27±0,18	0,33±0,02	0,94±0,11
		♂	12	3,27±0,17	0,32±0,03	0,93±0,1
Verano	2019	♀	23	3,64±0,33	0,45±0,07	0,95±0,22
		♂	14	3,66±0,37	0,4±0,03	0,93±0,19
	2020	♀	16	3,55±0,34	0,44±0,05	1±0,21
		♂	13	3,53±0,29	0,52±0,04	1,2±0,23

2.6.3 Tabla resumen de parámetros morfométricos (media±sd) de ejemplares de *C. interruptus* analizados en el Arroyo El Pescado.

Estación	Año	♀/♂	N	Longitud T (media±sd)	Peso (media±sd)	IK (media±sd)
Otoño	2018	♀	17	4,08±0,54	0,76±0,27	1,08±0,18
		♂	20	3,81±0,53	0,55±0,18	0,99±0,2
	2019	♀	17	3,93±0,58	0,63±0,21	1,02±0,19
		♂	16	4,19±0,5	0,77±0,23	1,03±0,19
Invierno	2018	♀	22	6,54±1,20	3,76±2,22	1,19±0,18
		♂	16	5,87±1,33	2,86±1,72	1,2±0,19
	2019	♀	17	5,31±0,82	1,77±0,99	1,1±0,19
		♂	8	4,63±0,99	1±0,58	0,9±0,04
Primavera	2018	♀	17	5,84±0,71	1,98±0,79	0,95±0,18
		♂	16	6,06±0,67	2,2±0,73	0,97±0,14
	2019	♀	17	6,2±1,03	3,54±1,87	1,35±0,23
		♂	14	6,38±0,95	3,36±1,5	1,22±0,15
Verano	2019	♀	13	3,98±0,53	0,87±0,34	1,29±0,16
		♂	22	5,45±1,01	1,0±0,75	1,06±0,17
	2020	♀	22	6,55±0,73	3,17±1,45	1,07±0,2
		♂	16	6±0,52	2,38±0,52	1,1±0,23

2.6.4 Tabla resumen de parámetros morfométricos (media±sd) de ejemplares de *P. rutilus* analizados en el Arroyo El Pescado.

Estación	Año	♀/♂	N	Longitud T (media±sd)	Peso (media±sd)	IK (media±sd)
Otoño	2018	♀	21	2,56±0,63	0,20±0,13	1,11±0,41
		♂	7	1,74±0,35	0,05±0,03	0,78±0,23
	2019	♀	8	2,46±0,36	0,16±0,08	1,02±0,12
		♂	13	1,5±0,11	0,02±0,01	0,66±0,27
Invierno	2018	♀	10	1,92±0,33	0,07±0,06	0,85±0,27
		♂	16	1,63±0,22	0,04±0,02	0,81±0,22
	2019	♀	28	2,39±0,36	0,14±0,06	1,04±0,28
		♂	6	1,41±0,07	0,02±0,01	0,54±0,31
Primavera	2018	♀	15	2,26±0,37	0,14±0,07	1,21±0,33
		♂	19	2,48±0,29	0,13±0,06	0,78±0,27
	2019	♀	14	2,38±0,35	0,1±0,06	1,04±0,20
		♂	18	1,8±0,23	0,05±0,03	0,85±0,14
Verano	2019	♀	14	2,07±0,16	0,05±0,02	0,51±0,15
		♂	20	1,97±0,21	0,06±0,02	0,77±0,16
	2020	♀	18	2,32±0,32	0,12±0,05	0,95±0,24
		♂	12	2,06±0,18	0,06±0,02	0,66±0,17

2.6.5 Tabla resumen de parámetros morfométricos (media±sd) de ejemplares de *C. decemmaculatus* analizados en el Arroyo Buñirigo.

Estación	Año	♀/♂	N	Longitud T (media±sd)	Peso (media±sd)	IK (media±sd)
Otoño	2018	♀	12	2,29±0,31	0,14±0,07	1,1±0,18
		♂	16	2,16±0,37	0,12±0,08	1,09±0,3
	2019	♀	18	3,91±0,42	0,56±0,27	0,91±0,29
		♂	13	3,92±0,37	0,6±0,2	0,96±0,15
Invierno	2018	♀	8	3,25±0,17	0,36±0,07	1,03±0,08
		♂	16	3,5±0,24	0,43±0,05	1,01±0,19
	2019	♀	0	-	-	-
		♂	3	3,19±0,49	0,34±0,09	1,07±0,19
Primavera	2018	♀	10	3,1±0,71	0,47±0,26	1,36±0,24
		♂	0	-	-	-
	2019	♀	19	4,4±0,74	1,05±0,32	1,22±0,27
		♂	16	4,25±0,7	0,8±0,4	0,95±0,23
Verano	2019	♀	24	4,2±0,8	0,57±0,25	0,8±0,39
		♂	8	3,91±0,81	0,48±0,23	0,79±0,2
	2020	♀	14	4,09±0,8	0,62±0,29	0,88±0,29
		♂	15	3,96±0,7	0,57±0,2	0,99±0,4

2.6.6 Tabla resumen de parámetros morfométricos (media±sd) de ejemplares de *C. interruptus* analizados en el Arroyo Buñirigo.

Estación	Año	♀/♂	N	Longitud T (media±sd)	Peso (media±sd)	IK (media±sd)
Otoño	2018	♀	14	4,81 ± 0,87	1,34 ± 0,86	1,07 ± 0,18
		♂	13	4,9 ± 0,64	1,36 ± 0,48	1,1 ± 0,12
	2019	♀	14	4,87 ± 0,89	1,44 ± 0,75	1,15 ± 0,1
		♂	0	-	-	-
Invierno	2018	♀	16	5,18 ± 1,28	1,95 ± 1,83	1,17 ± 0,22
		♂	17	4,69 ± 0,65	1,06 ± 0,49	1 ± 0,26
	2019	♀	15	5,26 ± 0,69	1,78 ± 0,72	1,18 ± 0,21
		♂	18	4,45 ± 0,55	1,05 ± 0,3	1,19 ± 0,21
Primavera	2019	♀	26	6,16 ± 0,92	3,05 ± 1,54	1,24 ± 0,32
		♂	0	6,36 ± 1,06	3,46 ± 1,96	1,22 ± 0,27
	2020	♀	21	6,13 ± 0,9	2,84 ± 1,43	1,16 ± 0,2
		♂	7	5,5 ± 0,31	1,7 ± 0,22	1,04 ± 0,23
Verano	2019	♀	14	6,05 ± 0,93	2,93 ± 1,3	1,28 ± 0,32
		♂	13	6,37 ± 1,15	3,78 ± 2,05	1,34 ± 0,23
	2020	♀	25	4,87 ± 0,89	1,26±0,53	1,07±0,29
		♂	11	5,46 ± 0,33	1,68 ± 0,22	1,05 ± 0,25

2.6.7 Tabla resumen de parámetros morfométricos (media±sd) de ejemplares de *P. rutilus* analizados en el Arroyo Buñirigo.

Estación	Año	♀/♂	N	Longitud T (media±sd)	Peso (media±sd)	IK (media±sd)
Otoño	2019	♀	17	1,96±0,12	0,08±0,01	1,14±0,18
		♂	21	1,76±0,12	0,07±0,01	1,21±0,15
Invierno	2018	♀	22	1,8±0,37	0,06±0,02	1,11±0,43
		♂	27	1,65±0,26	0,05±0,02	1,21±0,2
	2019	♀	23	1,8±0,39	0,06±0,03	1,17±0,4
		♂	14	1,57±0,25	0,05±0,02	1,18±0,24
Primavera	2018	♀	17	1,75±0,45	0,08±0,04	1,45±0,4
		♂	13	1,66±0,22	0,06±0,02	1,38±0,24
	2019	♀	21	1,91±0,23	0,08±0,02	1,15±0,31
		♂	22	1,64±0,23	0,05±0,02	1,17±0,31
Verano	2019	♀	12	1,86±0,33	0,08±0,04	1,13±0,17
		♂	15	1,65±0,3	0,06±0,03	1,3±0,22
	2020	♀	19	1,69±0,34	0,07±0,03	1,32±0,19
		♂	23	1,55±0,22	0,04±0,02	1,2±0,27

2.6.8 Tabla resumen de parámetros morfométricos (media±sd) de ejemplares de *C. decemmaculatus* analizados en el Arroyo Juan Blanco.

Estación	Año	♀/♂	N	Longitud T (media±sd)	Peso (media±sd)	IK (media±sd)
Otoño	2018	♀	18	2,87±0,14	0,28±0,05	1,17±0,15
		♂	19	2,88±0,14	0,27±0,05	1,11±0,1
	2019	♀	18	3,06±0,29	0,38±0,1	1,3±0,2
		♂	17	2,92±0,09	0,27±0,02	1,08±0,07
Invierno	2018	♀	25	3,06±0,4	0,36±0,19	1,18±0,12
		♂	23	2,8±0,1	0,28±0,02	1,16±0,11
	2019	♀	20	2,87±0,13	0,3±0,03	1,33±0,16
		♂	24	2,87±0,1	0,29±0,04	1,24±0,12
Primavera	2018	♀	14	2,89±0,14	0,29±0,03	1,22±0,14
		♂	24	2,95±0,1	0,31±0,03	1,18±0,12
	2019	♀	18	2,96±0,1	0,29±0,03	1,12±0,12
		♂	21	2,91±0,1	0,3±0,03	1,24±0,12
Verano	2019	♀	28	3,09±0,23	0,3±0,04	1,11±0,2
		♂	14	3,08±0,23	0,29±0,07	1,01±0,2
	2020	♀	18	3,17±0,24	0,3±0,03	0,95±0,2
		♂	15	3,14±0,3	0,31±0,02	1,03±0,2

2.6.9 Tabla resumen de parámetros morfométricos (media±sd) de ejemplares de *C. interruptus* analizados en el Arroyo Juan Blanco.

Estación	Año	♀/♂	N	Longitud T (media±sd)	Peso (media±sd)	IK (media±sd)
Otoño	2018	♀	25	5,87±0,45	2,46±0,52	1,21±0,13
		♂	12	6,36±0,37	2,96±0,57	1,15±0,15
	2019	♀	13	5,6±1,27	2,8±1,79	1,22±0,21
		♂	22	5,72±0,36	1,9±0,58	0,99±0,13
Invierno	2018	♀	27	6,32±1,26	3,71±2,07	1,33±0,24
		♂	21	6,52±0,86	3,45±1,3	1,26±0,51
	2019	♀	17	4,38±0,6	1,12±0,75	1,23±0,16
		♂	16	5,27±0,6	1,6±0,42	1,12±0,21
Primavera	2018	♀	22	5,97±0,8	2,55±0,86	1,15±0,15
		♂	19	5,19±0,39	1,58±0,45	1,11±0,17
	2019	♀	17	5,88±0,53	2,8±0,7	1,37±0,2
		♂	0	-	-	-
Verano	2019	♀	18	5,77±0,56	2,9±0,72	1,55±0,19
		♂	14	5,41±0,41	2,52±0,48	1,59±0,1
	2020	♀	19	5,73±0,6	2,68±0,69	1,42±0,2
		♂	12	5,98±0,72	3,02±0,97	1,39±0,22

2.6.10 Tabla resumen de parámetros morfométricos (media±sd) de ejemplares de *P. rutilus* analizados en el Arroyo Juan Blanco.

CAPÍTULO 3
BIODIVERSIDAD PARASITARIA

3.1 INTRODUCCIÓN

Los helmintos son considerados elementos esenciales de la diversidad biológica y, debido a su naturaleza parasitaria, desempeñan un papel crucial en el mantenimiento de la configuración de poblaciones y comunidades, tanto en invertebrados como en vertebrados (Brooks & Hoberg, 2000). Tal como Marcogliese & Price (1997) han señalado, "el parasitismo es simplemente una manifestación del estado natural de los ecosistemas, y poblaciones saludables de organismos albergarán poblaciones saludables de parásitos". Los parásitos suelen dominar los ecosistemas no sólo en términos de diversidad, sino también en términos de biomasa (Kuris *et al.*, 2008). Están presentes en toda la cadena alimentaria, y aquellos con ciclos de vida complejos utilizan hospedadores en diferentes niveles tróficos (Hudson *et al.*, 2006; Kuris *et al.*, 2008).

Por lo tanto, es de gran importancia generar una base de conocimientos y llevar a cabo inventarios, tanto en lo que respecta a la variedad de especies como a su abundancia en los ecosistemas, con el fin de establecer estándares de referencia para las infestaciones de helmintos como así proteger especies o ecosistemas en peligro de extinción.

3.2 METODOLOGÍA

El examen parasitológico se realizó siguiendo un protocolo modificado de Marcogliese (2007):

1. Se desmeduló al pez, se lo sexo, peso y se midió la longitud total.
2. Se enjuagó la superficie externa y examinó el agua de lavado y la superficie del pez bajo lupa binocular para detectar ectoparásitos.
3. Se examinó la cavidad bucal, narinas y aletas.
4. Se retiraron los ojos, las branquias y se examinaron bajo lupa binocular.

5. Se realizó un corte en la línea media ventral, se retiraron los órganos internos y se dispusieron separadamente en cápsulas de Petri. Se examinó la superficie externa de los órganos (corazón, hígado, bazo, vejiga natatoria, riñón, vejiga urinaria, tracto digestivo), y de la cavidad celómica.

6. Se examinó el tracto digestivo en una capsula de Petri con agua corriente.

7. Los órganos internos fueron diseccionados en pequeños trozos y examinados individualmente bajo lupa binocular.

8. Se realizaron cortes finos de la musculatura del abdomen y tronco que fueron observados con bajo lupa binocular.

9. Se anotó el número y tipo de parásitos en cada órgano.

La lupa utilizada fue una lupa Leica EZ4. Los parásitos fueron analizados y fotografiados con microscopio Olympus (BX51) con cámara digital (Olympys DP71). Los dibujos se realizaron mediante vectorización de imágenes utilizando CorelDraw X7. Los ejemplares fueron medidos con ImageJ.

Se utilizó un protocolo estándar según Pritchard & Kruse (1982) para la fijación, coloreado y montaje de los parásitos.

Para ciliados tricotínidos se realizaron tinciones con Nitrato de Plata. Para ello los ciliados se dispusieron en portaobjetos dejándolos secar por 24 horas para luego sumergirlos por 3 minutos en una solución de nitrato de plata 2%, posteriormente se expusieron a la luz solar durante 10 minutos y luego fueron montados en bálsamo de Canadá.

Los estadios larvales de digeneos (metacercarias) fueron desenquistados para su estudio con la ayuda de agujas y microagujas, luego relajados entre porta y cubre objetos y fijados al calor en solución fisiológica.

La coloración de digeneos se llevó a cabo con carmín clorhídrico. Los ejemplares fueron montados en Bálsamo de Canadá, previa deshidratación y diafanización en “Clove Oil”. Algunos parásitos fueron montados en medios higroscópicos como gelatina glicerinada y PVL (alcohol polivinílico). Los acantocéfalos, nematodos y copépodos fueron aclarados con lactofenol o ácido láctico.

Los monogeneos fueron estudiados en vivo entre porta y cubreobjetos y también tratados con proteinasa K y SDS (Wong *et al.*, 2006; Rossin *et al.*, 2017) para digerir las partes blandas y poder visualizar con mayor claridad las partes esclerotizadas.

Por último, se realizó una caracterización de los taxa hallados según sus estrategias de colonización y según el número de hospedadores involucrados en su ciclo de vida. Los taxa autogénicos se caracterizan por completar sus ciclos de vida dentro de los límites del ambiente acuático, por presentar un potencial de colonización limitado y una distribución en parches. Por otra parte, los taxa alogénicos completan sus ciclos de vida fuera de los límites del ambiente acuático, alcanzando la madurez sexual en aves y mamíferos, a su vez, poseen un potencial de colonización elevado debido a la facilidad con que pueden ser transferidos entre localidades por sus hospedadores definitivos (Esch *et al.*, 1990). Al considerar el número de hospedadores, los taxa con ciclos de vida directos o monoxenos se caracterizan por completar su ciclo de vida sobre un único hospedador. Por otro lado se encuentran los taxa con ciclos de vida indirectos o heteroxenos donde el parásito requiere procesos de multiplicación y/o diferenciación en varios tipos de hospedadores (Drago, 2017).

3.3 CARACTERIZACIÓN TAXONÓMICA

3.3.1 *Cnesterodon decemmaculatus*

Phylum Ciliophora

Clase Oligohymenophorea

Orden Mobilida

Familia Trichodinidae

1. *Trichodina* sp.

Orden Sessilida

Familia Epistylididae

2. *Apiosoma* sp.

Phylum Platyhelminthes

Clase Trematoda

Orden Plagiorchiida

Familia Heterophyidae

3. *Metacercaria* Heterophyidae gen. sp. indet. 1

4. *Metacercaria* Heterophyidae gen. sp. indet. 2

5. *Metacercaria Pygidiopsis* sp.

Orden Plagiorchiida

Familia Diplostomidae

6. *Metacercaria* aff. *Posthodiplostomum nanum*

Familia Cryptogonimidae

7. *Metacercaria Acanthostomum* sp.

Familia Echinostomatidae

8. *Metacercaria Stephanoprora* sp.

Familia Haploporidae

9. *Saccocoelioides kirchneri*

Clase Cestoda

Subclase Eucestoda

10. Metacestode gen. sp. indet.

Phylum Acanthocephala

Clase Eoacanthocephala

Orden Neoechinorhynchida

Familia Neoechinorhynchidae

11. *Wolffhugelia matercula*

Phylum Ciliophora Doflein, 1901

Clase Oligohymenophorea Puytorac, Batisse, Bohatier; Corliss, Deroux, Didier, Dragesco, Fryd-Versavel, Grain, Grolière, Hovasse, Iftode, Laval, Rogue, Savoie & Tuffrau, 1974

Subclase Peritrichia Stein, 1859

Orden Mobilida Kahl, 1933

Familia Trichodinidae Claus, 1874

***Trichodina* sp.**

Descripción (n=20, medidas en μm)

Cuerpo en forma de disco con un diámetro celular entre 32 - 45 (36 ± 2.1) y disco adhesivo de 36.22 ± 2.07 . Centro del disco de coloración clara, ausencia de gránulos en los especímenes impregnados con Nitrato de Plata. Macronúcleo en forma de herradura. Micronúcleo no observado. Disco adhesivo: 21.3 ± 1.98 , número de denticulos 24 - 30, número de espigas radiales por denticulo: 7 - 10, dimensiones del denticulo: longitud 4.65 ± 0.21 ; parte central 1.29 ± 0.1 ; radio 5.43 ± 0.61 ; envergadura 11.5 ± 0.71 . Ciliatura adoral espiral de 360 - 400° (Fig. 3.3.1.1).

Sitio de infección: branquias

Localidades: A° Rodríguez, A° El Pescado, A° Buñirigo, A° Juan Blanco

Comentarios

Estos ciliados fueron ubicados dentro del género *Trichodina* (Ehrenberg, 1830) por presentar el cuerpo en forma de disco provisto de un anillo de denticulos. En ambientes pampeanos se han encontrado peces de agua dulce infectados con *T. jenynsii* (Marcotegui *et al.*, 2016) en *Jenynsia lineata*, *T. corydori* (Marcotegui *et al.*, 2016), *T. cribbi* (Dove & O'Donoghue, 2005) en *Corydoras paleatus* (Marcotegui *et al.*, 2016) y *T. bellotii* (Marcotegui *et al.*, 2018) en *Austrolebias bellottii* (Marcotegui *et al.*, 2018).



Fig. 3.3.1.1. 1. *Trichodina* sp. 2. *Trichodina* sp. sobre filamento branquial de *C. decemmaculatus*.

Orden Sessilida Stein, 1933

Familia Epistylididae Kahl, 1933

***Apiosoma* sp.**

Descripción (n=10, medidas en μm)

Solitarios y sésiles adheridos a las branquias. Cuerpo alargado con forma de copa que se estrecha gradualmente desde el disco del peristoma hasta el tallo, mostrando cierta flexibilidad y, por lo tanto, cierta variación en forma y tamaño. Los ejemplares variaron en longitud de 50.1 - 85.1 y en ancho de 17.7 - 41.5. El disco del peristoma está rodeado por tres filas de cilios gruesos. El macronúcleo tiene forma triangular con una longitud de 13.6 - 31.5 y ancho de 12.3 - 22.4. Micronúcleo no observado (Fig. 3.3.1.2).

Sitio de infección: branquias

Localidades: A° Rodríguez, A° El Pescado, A° Buñirigo

Comentarios

Estos ciliados fueron ubicados dentro del género *Apiosoma* (Blanchard, 1885) principalmente por presentar el cuerpo en forma de campana invertida, ausencia de pedúnculo y macronúcleo de forma cónica. Kubitza (2008) considera que los ciliados sésiles (*Epistylis* (Ehrenberg, 1830), *Ambiphrya* (Raabe, 1952) y *Apiosoma*) provocan una gran producción de mucus a nivel branquial en infestaciones severas, produciendo hiperemia, asfixia y lesiones en la piel. *Apiosoma micropteri* (Surber, 1940), se adhiere a las branquias causando degeneración del epitelio respiratorio mediante atrofia y necrotización celular.

El presente es el primer reporte de este género para *C. decemmaculatus*.

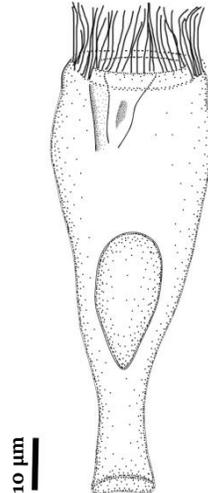
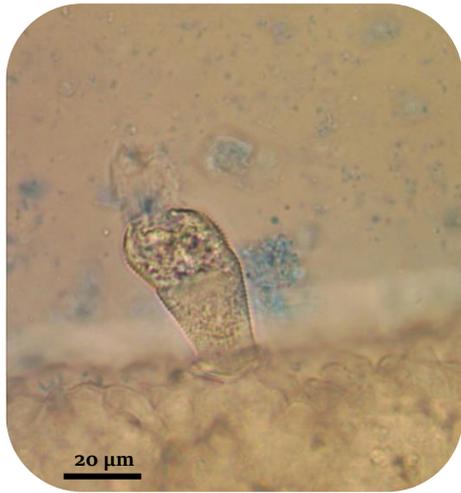


Fig. 3.3.1.2. *Apiosoma* sp.

Phylum Platyhelminthes Gegenbaur, 1859

Clase Trematoda Rudolphi, 1808

Subclase Digenea Carus, 1863

Orden Plagiorchiida La Rue, 1957

Metacercaria Heterophyidae gen. sp. indet. 1

Descripción (n=10, medidas en mm)

Quiste de forma oval pequeño y localizado en los filamentos branquiales 0.1 -0.14 de largo por 0.05 - 0.06 de ancho. La metacercaria se halla curvada en el interior del quiste y presenta movimientos activos. La metacercaria desenquistada mide 0.11 -0.39 de largo con la ventosa oral rodeada por una hilera simple de 18 a 20 espinas, con dos espinas centrales. El ciego digestivo es bifurcado y se prolonga hasta sobrepasar largamente la ventosa ventral. La vesícula excretora tiene forma de Y y se encuentra cargada de gránulos (Fig. 3.3.1.3).

Sitio de infección: branquias

Localidades: A° Rodríguez, A° El Pescado, A° Buñirigo, A° Juan Blanco

Comentarios

Estas metacercarias pudieron ubicarse dentro de la familia Heterophyidae por poseer el cuerpo cubierto de espinas, la vesícula excretora en forma de Y y una corona de espinas rodeando la ventosa oral. Dentro de esta familia, hallamos el género *Ascocotyle* (Loss, 1899) que se caracteriza por poseer una prolongación posterior de la ventosa oral de desarrollo variable (Ostrowski de Núñez, 1974).

En *C. decemmaculatus* se han citado *A. (A.) tenuicollis* (Price, 1935), *A. (L.) hadra* (Ostrowski de Núñez, 1992), *A. (P.) diminuta* (Stunkard & Haviland, 1924), *A. (P.) angrense* (Travassos, 1916), *A. (P.) angeloi* (Travassos, 1928), *A. (A.) secunda* (Ostrowski de Núñez, 2001) y *A. (A.) tertia* (Ostrowski de Núñez, 2001) como infecciones naturales y/o experimentales (Ostrowski de Núñez 1974, 1976, 1992, 1993, 1998, 2001). La metacercaria hallada comparte características con *A. (P.) diminuta* y *A. (P.) angrense*. Las metacercarias de *A. (P.) diminuta* fueron halladas en las branquias de *C. decemmaculatus*, *Jenynsia lineata*, *Gambusia affinis* y *Cichlasoma facetum* y se distinguen por presentar una corona completa de 16 espinas circumorales y dos espinas adicionales dorsales (raramente 17-18 + 1) (Ostrowski de Núñez, 1993). Las metacercarias de *A. (P.) angrense*, fueron halladas en las branquias de *C. decemmaculatus* y *Phalloceros caudimaculatus* y se caracterizan por presentar una corona completa de 18 espinas circumorales y dos espinas adicionales dorsales (Ostrowski de Núñez, 1974).

La clasificación de las especies en subgéneros dentro de esta familia es muy controvertida e insuficiente ocasionando problemas taxonómicos y de la biología que podrían resolverse mediante identificación molecular de los taxa (Santos & Borges, 2020).

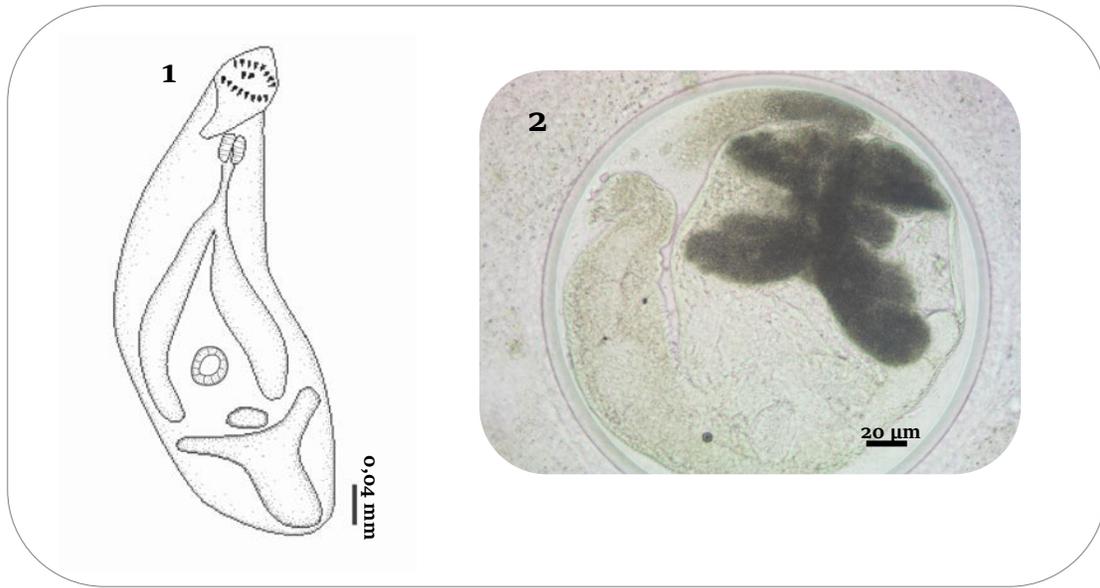


Fig. 3.3.1.3. Metacercaria Heterophyidae gen. sp. indet.1. **1.** Ejemplar desenquistado in toto. **2.** Ejemplar enquistado.

Metacercaria Heterophyidae gen. sp. indet. 2

Descripción (n=8, medidas en mm)

Quiste de forma oval, pequeño, enquistado en el bulbo arterial, 0.06 - 0.10 de largo por 0.05 - 0.06 de ancho. La metacercaria se halla curvada en el interior del quiste y presenta movimientos activos. La metacercaria desenquistada mide 0.29 - 0.38 de largo. Ventosa oral rodeada por una corona doble, donde cada una de ellas está conformada de 15 - 16 espinas. El ciego digestivo es bifurcado y se prolonga hasta sobrepasar largamente la ventosa ventral. Están llenos de un contenido en forma de discos. La vesícula excretora tiene forma de X (Fig.3.3.1.4).

Sitio de infección: bulbo aórtico

Localidades: A° Rodríguez, A° El Pescado, A° Buñirigo, A° Juan Blanco

Comentarios

Estas metacercarias pudieron ubicarse dentro de la familia Heterophyidae por poseer el cuerpo cubierto de espinas, la vesícula excretora en forma de X y una corona de espinas rodeando la ventosa oral. Dentro de esta familia, hallamos el género *Ascocotyle* (Loss, 1899) que se caracteriza por poseer una prolongación posterior de la ventosa oral de desarrollo variable (Ostrowski de Núñez, 1974).

En *C. decemmaculatus* y *Phalloceros caudimaculatus* se ha citado *A. (A.) tenuicollis* (Price, 1935) parasitando el bulbo arterioso del corazón. Esta metacercaria se caracteriza por presentar 10 -18 espinas en cada corona que rodea la ventosa oral y ciegos intestinales cortos que se extienden hasta la región preacetabular (Ostrowski de Núñez, 1974). Taglioretti *et al.* (2018) mencionan la presencia de *Ascocotyle (Ascocotyle)* sp. en el bulbo aórtico de *C. decemmaculatus* en el arroyo La Tapera, en Buenos Aires.

La clasificación de las especies en subgéneros dentro de esta familia es muy controvertida e insuficiente ocasionando problemas taxonómicos y de la biología que podrían resolverse mediante identificación molecular de los taxa (Santos & Borges, 2020).

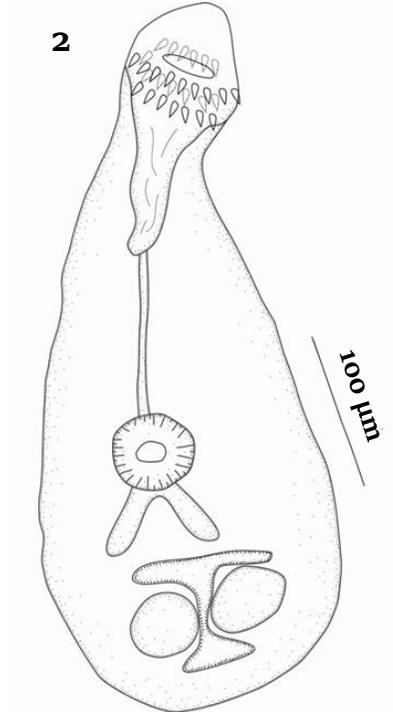
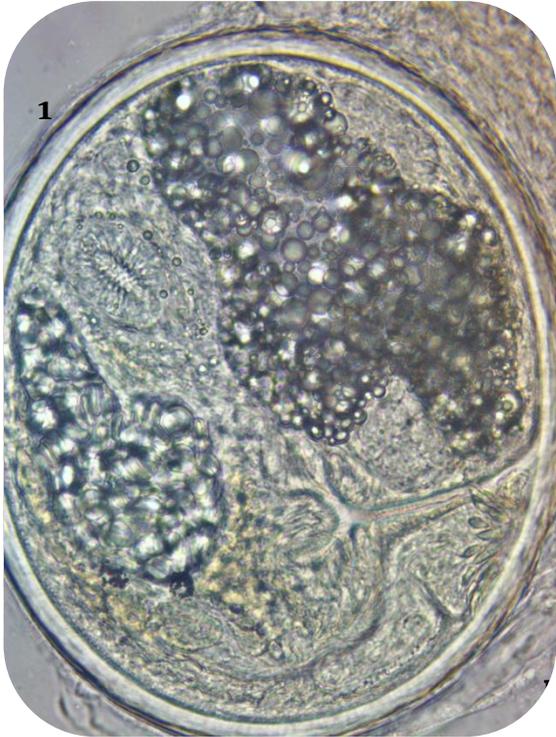


Fig. 3.3.1.4. Metacercaria Familia Heterophyidae gen. sp. indet. 2.
1. Metacercaria enquistada. **2.** Metacercaria desenquistada in toto. **3.** Detalle del extremo anterior.

Metacercaria *Pygidiopsis* sp.

Descripción (n=10, medidas en mm)

Quietes redondos 0.3 - 0.5 de largo por 0.39 - 0.41 ancho, presentan una pared externa gruesa y una interna más delicada, metacercaria con movimientos activos, en la parte posterior se observa un contenido oscuro que representa la vesícula excretora. Metacercaria desenquistada piriforme 0.6 - 0.7 de largo por 0.45 - 0.52 de ancho. Ventosa oral, subterminal, no presenta espinas. Ventosa ventral en la región media del cuerpo. Presenta prefaringe y faringe muscular. Esófago largo que se bifurca en dos ciegos intestinales que llegan hasta la mitad de la ventosa ventral. Vesícula excretora en forma de X (Fig.3.3.1.5).

Sitio de infección: mesenterio

Localidades: A° Rodríguez, A° El Pescado, A° Buñirigo, A° Juan Blanco

Comentarios

Esta metacercaria pudo ubicarse dentro del género *Pygidiopsis* (Looss, 1907) por poseer una forma piriforme, una ventosa oral desprovista de espinas y vesícula excretora en forma de X. El género *Pygidiopsis* alberga especies morfológicamente muy similares entre sí. La metacercaria *P. crassus* fue registrada en *C. decemmaculatus* y *Jenynsia lineata*, y en comparación con la metacercaria del presente estudio los ciegos intestinales sobrepasan largamente la ventosa ventral (Ostrowski de Núñez, 1995). Además, la metacercaria *P. australis* fue hallada en los mesenterios de *C. decemmaculatus*, *Gambusia affinis* y *Phaloceros caudimaculatus* infestados experimentalmente; se caracteriza por ser similar al adulto a excepción del desarrollo de los folículos vitelínicos y la presencia de huevos, aquí también se pudo observar que los ciegos intestinales sobrepasan largamente la ventosa ventral (Ostrowski de Núñez, 1996). Taglioretti *et al.* (2018) mencionan *Pygidiopsis* sp. en *C. decemmaculatus* en el arroyo La Tapera, Buenos Aires.

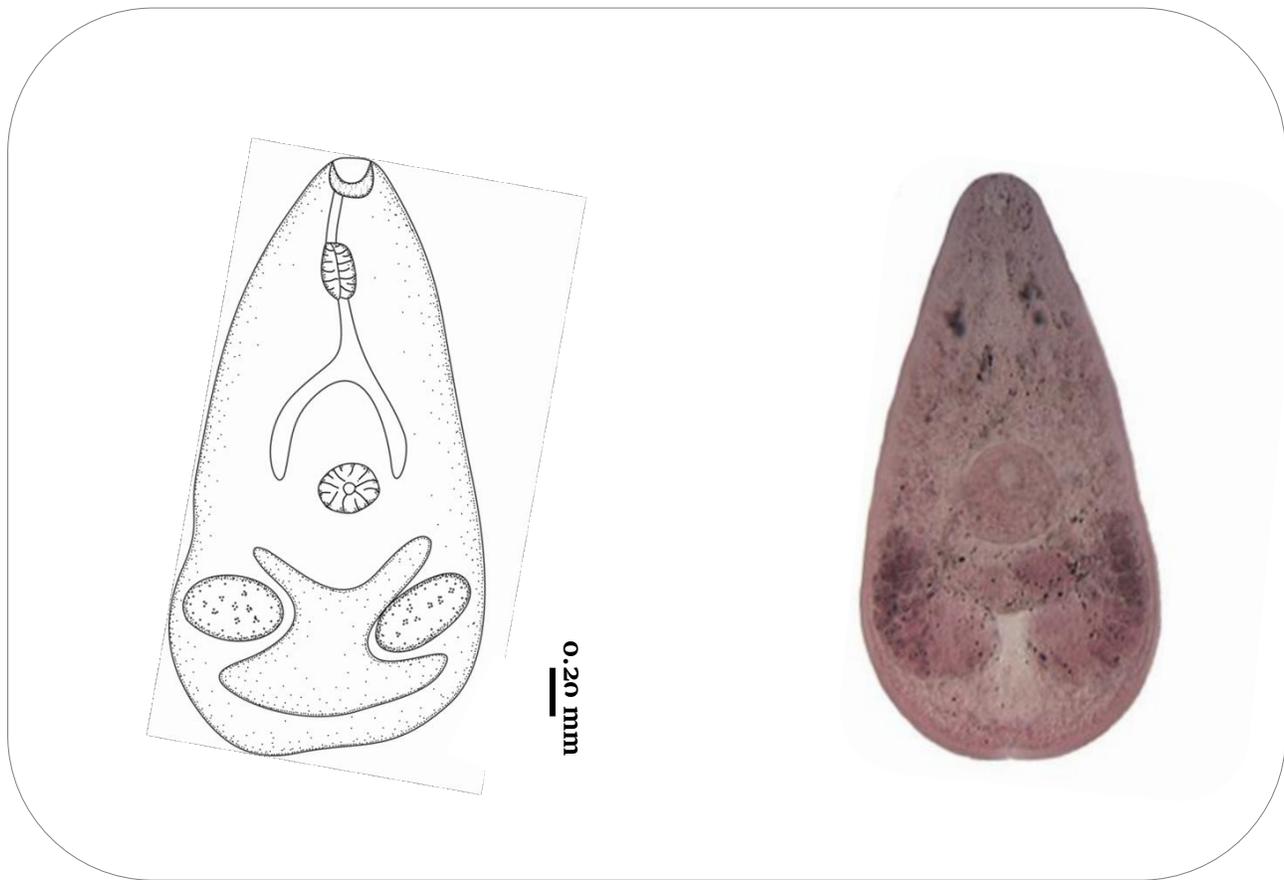


Fig.3.3.1.5. Metacercaria *Pygidiopsis* sp. Ejemplares desenquistados in toto.

Orden Plagiorchiida Olson, Cribb, Tkach, Bray & Littlewood, 2003

Familia Diplostomidae Poirier, 1886

Metacercaria aff. *Posthodiplostomum nanum* Dubois, 1937

Descripción (n=10, medidas en μm)

Metacercarias enquistadas con una muy delgada pared quística. Metacercarias desenquistadas con cuerpo de 686 – 932 de largo, dividido en dos partes: anterior, 441 - 452 por 200 - 320, y cuerpo posterior cónico, 187 – 357 por 112 – 236. Ventosa oral esférica, 27 – 41 de largo por 20 – 38 de ancho. Faringe muscular, 19 – 22 de largo por 18 – 23 de ancho. Ventosa ventral 22 – 37 de largo por 29 - 48 de ancho, ubicada anterior al órgano tribocítico bien desarrollado. Primordios genitales poco diferenciados o ausentes en algunos ejemplares (Fig.3.3.1.6).

Sitio de infección: mesenterio

Localidades: A° Rodríguez, A° El Pescado, A° Buñirigo

Comentarios

Por la presencia de un cuerpo dividido en dos segmentos, la forma y ubicación de la ventosa oral y la presencia de un órgano tribocítico estos estadios larvales fueron clasificados como aff. *P. nanum*. Las metacercarias de *P. nanum* fueron registradas en poecílicos *C. decemmaculatus* y *Phalloceros caudimaculatus* en Argentina (Ostrowski de Núñez, 1973). Varios estudios revelan una amplia variabilidad morfológica en *P. nanum* (Ostrowski de Núñez, 1973; Digiani, 2000; Pinto *et al.*, 2013). En general, los análisis de los datos moleculares para *P. nanum* en comparación con los datos de especies relacionadas sugieren que es necesaria una revisión de la Familia Diplostomidae. Esto podría resultar en una división del género *Posthodiplostomum* (Dubois, 1936) y la transferencia de algunas especies actualmente asignadas en este género a otros géneros ya descritos (López-Hernández *et al.*, 2018)

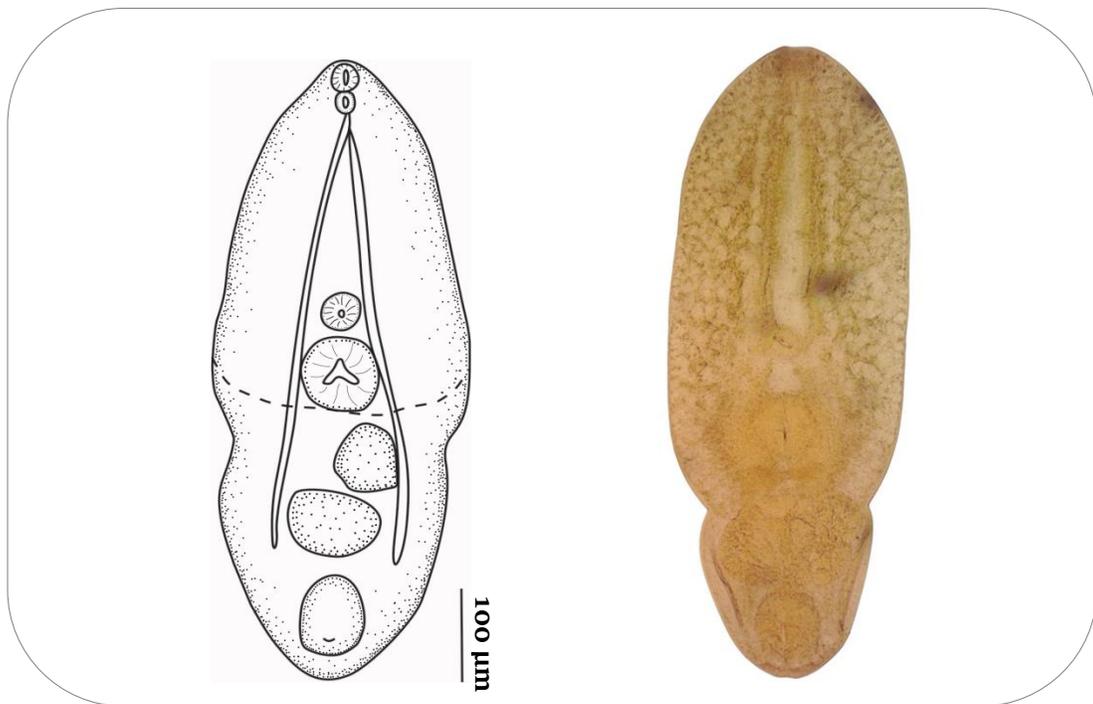


Fig.3.3.1.6. Metacercaria aff. *Posthodiplostomum nanum*.
Ejemplares desenquistados in toto.

Familia Cryptogonimidae Ward, 1917

Metacercaria *Acanthostomum* sp.

Descripción (n=10, medidas en μm)

Metacercaria con 19 - 22 espinas en la ventosa oral. Cuerpo desenquistado elongado de 150-200 de largo por 45 - 57 de ancho. Tegumento espinoso. Faringe de mayor longitud que la ventosa ventral (21 - 24). Los ciegos intestinales se extienden hasta la parte posterior del cuerpo. Acetábulo postecuatorial. Primordios de testículos y ovarios (Fig.3.3.1.7).

Sitio de infección: musculatura

Localidades: A° Rodríguez, A° El Pescado, A° Buñirigo, A° Juan Blanco

Comentarios

La presencia de un cuerpo alargado con una corona simple y terminal de espinas y la morfología del intestino permitieron ubicar a estas metacercarias dentro del género *Acanthostomum* (Looss, 1899). Aunque normalmente las cercarias de este género no se pueden diferenciar morfológicamente, las metacercarias de *A. brauni* (Mañé Garzón & Gil, 1961) y *A. gnerii* (Szidat, 1954) desenquistadas permiten su diferenciación por el número de espinas orales y la morfología de los ciegos. *Acanthostomum brauni* tiene 23 espinas y dos ciegos, mientras que *A. gnerii* tiene 20 espinas y un ciego atrofiado, además esta última ha sido reportada en *C. decemmaculatus* (Ostrowski de Núñez, 1987; Ostrowski de Núñez & Gil de Patierra, 1991; Ostrowski de Núñez *et al.*, 2020). A pesar de las similitudes morfológicas de la metacercaria hallada en este trabajo con *A. brauni* se sugieren posteriores análisis moleculares para una correcta determinación de las mismas.



Fig.3.3.1.7. Metacercaria *Acanthostomum* sp. Ejemplares desenquistados in toto.

Familia Echinostomatidae Looss, 1899

Metacercaria *Stephanoprora* sp.

Descripción (n=10, medidas en μm)

Quiestes pequeños en las branquias 37.1 - 99.2 de largo por 31.4 - 65.1 de ancho. Alrededor de la ventosa oral se presenta una corona simple de espinas compuesta por 16 - 20 espinas. Faringe 6 - 16 de largo por 6 - 15 de ancho. Ventosa ventral con medidas de 12 - 21 de largo por 14 - 23 de ancho. Rodeando la ventosa ventral se encuentran gránulos que corresponden al sistema excretor (Fig.3.3.1.8).

Sitio de infección: branquias

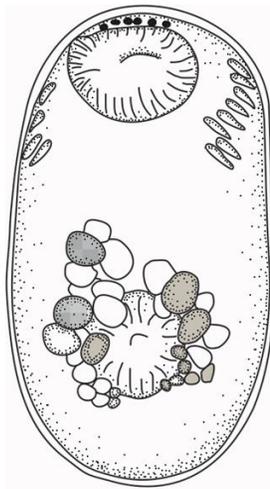
Localidades: A° Rodríguez, A° El Pescado, A° Buñirigo, A° Juan Blanco

Comentarios

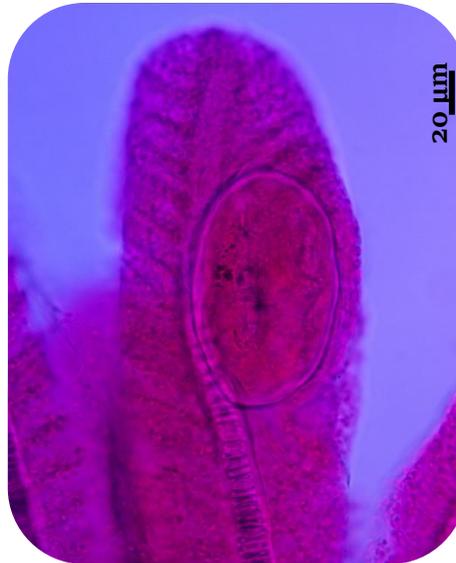
Estas metacercarias se ubicaron dentro del género *Stephanoprora* (Odhner, 1902) por su tamaño y por poseer una ventosa oral rodeada de espinas, además, típicamente infectan los filamentos branquiales. *Stephanoprora aylacostoma* (Ostrowski de Núñez & Quintana, 2008) y *S. uruguayense* (Ostrowski de Núñez, 2007) se han registrado en *C. decemmaculatus* (Drago & Lunaschi, 2015).

Debido a la dificultad para discriminar estas especies de metacercarias sudamericanas y a la existencia de especies fragmentarias se necesita una revisión de las mismas (Ostrowski de Núñez *et al.*, 2004).

Fig.3.3.1.8. Metacercaria enquistada *Stephanoprora*. sp.



40 µm



20 µm

Familia Haploporidae Nicoll, 1914

Saccocoelioides kirchneri Martorelli *et al.*, 2022

Descripción (n=5, medidas en μm)

Cuerpo enteramente espinoso, 626 – 942 de largo, 311 – 521 de ancho con leve pigmento en la mitad anterior del cuerpo. Ventosa oral subterminal, 89-123 de largo y 97 - 161 de ancho. Ventosa ventral, 119 - 163 de largo y 111 - 161 de ancho. Prefaringe, 9 – 27 de largo. Faringe, 38 – 57 de largo, 40 – 53 de ancho. Esófago, 222 – 289. Bifurcación intestinal a nivel de la ventosa ventral, ciegos alcanzando la zona ecuatorial. Testículo largo que ancho, 121 - 193 de largo, 101 - 172 de ancho. Ovario ligeramente alargado, 61 - 102 de largo, 51 – 87 de ancho. Útero entre el nivel de la ventosa ventral y el extremo posterior del cuerpo. Vitelarium en dos grupos separados de folículos que se extienden desde el nivel posterior de la ventosa ventral hasta la porción anterior del testículo. Huevos, 93 – 122 de largo, 51 – 73 de ancho (Fig.3.3.1.9).

Sitio de infección: intestino

Localidades: A° Rodríguez, A° El Pescado, A° Buñirigo, A° Juan Blanco

Comentarios

La morfología y medidas de este digeneo permitieron ubicarlo dentro de la especie *S. kirchneri*. Según Szidat (1970) *Saccocoelioides* sp. tendría un alto grado de especificidad con sus hospedadores definitivos. Martorelli *et al.* (2022) describieron esta especie colectada en el Lago del Bosque, La Plata, Bs.As. con una prevalencia del 45% y una intensidad de 3 ejemplares por hospedador parasitado (*C. decemmaculatus*).

El presente registro amplía la distribución de esta especie dentro de la Provincia de Buenos Aires.

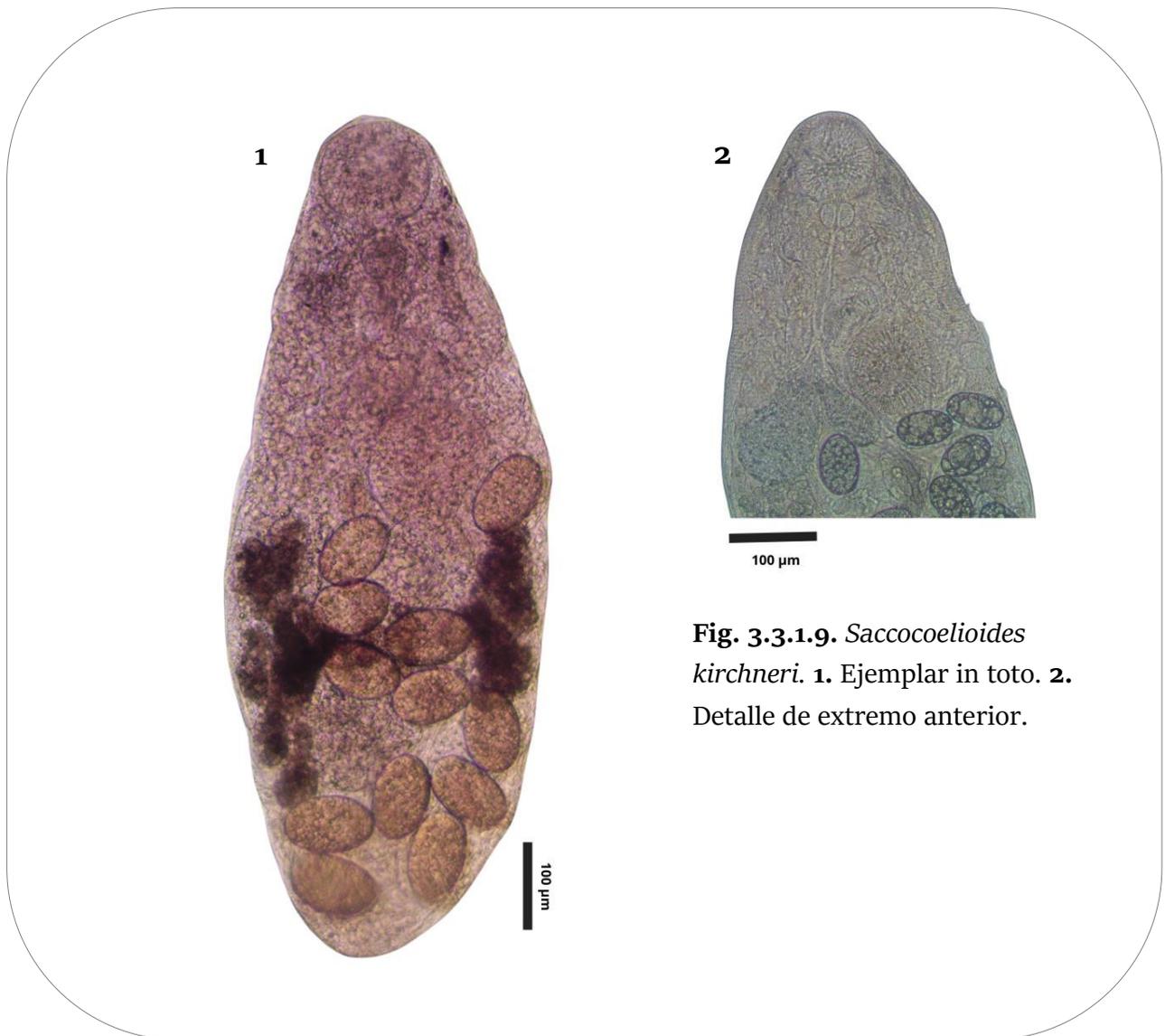


Fig. 3.3.1.9. *Saccocoelioides kirchneri*. **1.** Ejemplar in toto. **2.** Detalle de extremo anterior.

Clase Cestoda

Metacestode gen. sp. indet

Descripción (n=10, medidas en μm)

Estadio larval con una pared delgada doble, una de las cuales estaría asociada a una membrana de reacción del hospedador. Diámetro de 430 - 520. Presentan 4 ventosas de 110 - 140 de diámetro. Se observaron gran cantidad de gránulos grisáceos asociados a productos de excreción (Fig.3.3.1.10)

Sitio de infección: mesenterio

Localidades: A° Rodríguez, A° El Pescado, A° Buñirigo, A° Juan Blanco

Comentarios

Los cestodes que parasitan a elasmobranquios y peces teleósteos en al menos una etapa de desarrollo comprenden uno de los linajes más diversos de tenias (Caira *et al.*, 2014; Caira & Jensen, 2014). Dado que estos parásitos suelen exhibir una estricta especificidad de hospedador en el estadio adulto, se consideran modelos adecuados para estudios de coevolución hospedador-parásito (Caira & Jensen, 2014) o incluso para ayudar a circunscribir los límites de las especies de hospedadores de cestodes (Caira & Jensen, 2015). En Sudamérica hay un elevado número de registros de larvas no identificadas debido a que la caracterización precisa de los estadios larvarios de los cestodes suele ser un desafío, porque carecen de rasgos morfológicos claves que están presentes en sus formas adultas y los estudios que abordan su caracterización genética son escasos en América del Sur (Rozas *et al.*, 2012). Poulin & Leung (2010) afirmaron que la presencia de estadios larvales en una comunidad es inversamente proporcional a la resolución taxonómica lograda y que los parásitos en peces hospedadores exhiben una resolución taxonómica más baja que los endohelminos que parasitan a aves y mamíferos.

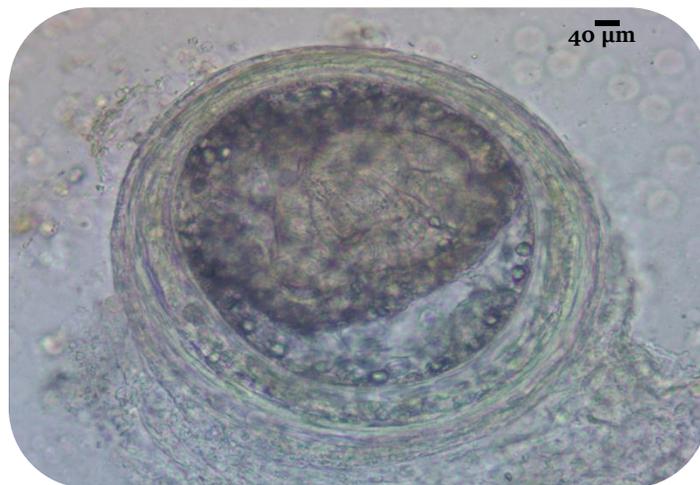


Fig.3.3.1.10. Estadio larval metacestode gen. sp. indet.

Phylum Acanthocephala Rudolphi, 1808

Clase Eoacanthocephala Van Cleave, 1936

Orden Neoechinorhynchida Ward, 1917

Familia Neoechinorhynchidae Ward, 1917

Wolffhugelia matercula Mañé Garzón & Dei-Cas, 1974

Descripción (n=6, medidas en μm)

Adultos de talla mediana. Proboscis pequeña, esférica, con 41 - 53 ganchos distribuidos en 3 círculos de 14 - 19 ganchos cada uno. Núcleos hipodérmicos conspicuos. Lemniscos, similares en largo, alcanzando el nivel testicular. Machos: (n=3) Largo total, 0.79 - 2.21 mm. Proboscis, 88 - 122 de largo y 78 - 127 de ancho. Cuello corto. Tronco, 0.42 - 1.89 mm de largo y 127 - 329 de ancho. Lemniscos de 198 - 393 de largo y 22 - 63 de ancho. Testículos, 85 - 420 de largo y 87 - 253 de ancho. Glándula de cemento, 64 - 334 de largo y 51 - 273 de ancho. Bolsa copuladora, 91-92 de largo y 89-93 de ancho, con un grupo de espinas muy pequeñas en su extremo. Hembras: (n=3) Largo total, 1.16 mm. Proboscis de 91 - 98 de largo y 87- 105 de ancho, armada con 49 - 53 ganchos distribuidos en 3 círculos de 17 - 21 ganchos cada uno. Tronco, 0.42 - 1.16mm de largo y 145 - 263de ancho. Lemniscos de 232 - 237 de largo y 49 - 51 de ancho. Bolas ováricas 53 - 63 de largo y 23 - 31 de ancho (Fig.3.3.1.11).

Sitio de infección: intestino

Localidades: A° Rodríguez, A° El Pescado, A° Buñirigo, A° Juan Blanco

Comentarios

La morfología y medidas de este acantocefálo permitieron ubicarlo dentro de la especie *W. matercula*. En Uruguay, Mañé Garzón & Dei-Cas (1974), describen a *W. matercula* parasitando el estómago y el intestino de *J. lineata*. Lunaschi & Drago (1995) registran la presencia de esta especie parasitando a distintas especies de peces; C.

decemmaculatus, *J. lineata*, *Hyphessobrycon meridionalis* y *Cichlasoma facetum*, procedentes de la laguna Saladita, provincia de Buenos Aires y determinan que las hembras alcanzan el estado de gravidez sólo en *C. decemmaculatus* y en *J. lineata*. En su estudio sobre la dinámica estacional de las poblaciones de parásitos en *H. meridionalis* a lo largo de dos ciclos anuales, Drago (1997) llega a la conclusión de que, a pesar de parasitar el 26.53% de la población hospedadora, *W. matercula* no logra alcanzar la madurez sexual en este hospedador. A su vez, resultados similares se hallaron en *Odontesthes bonariensis* (Drago, 2012).

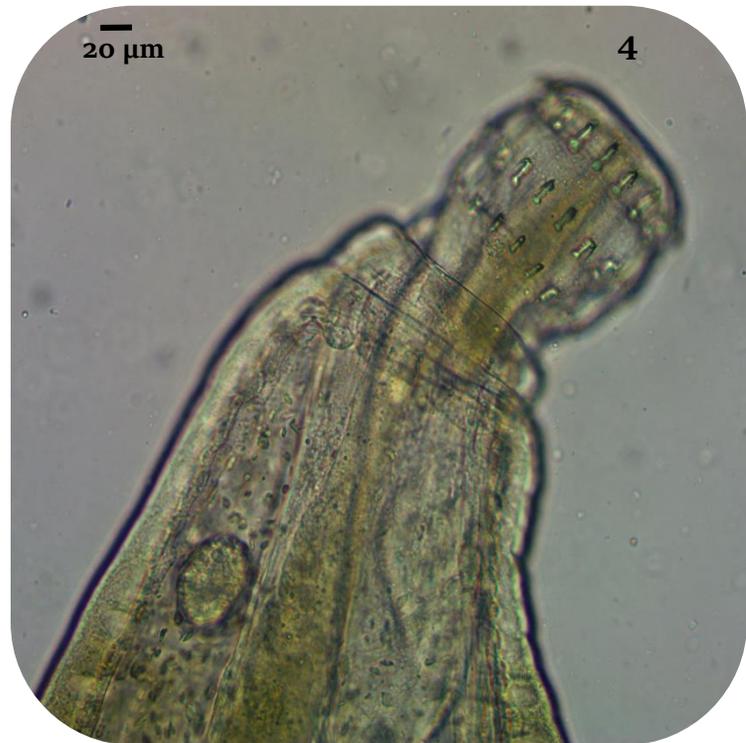
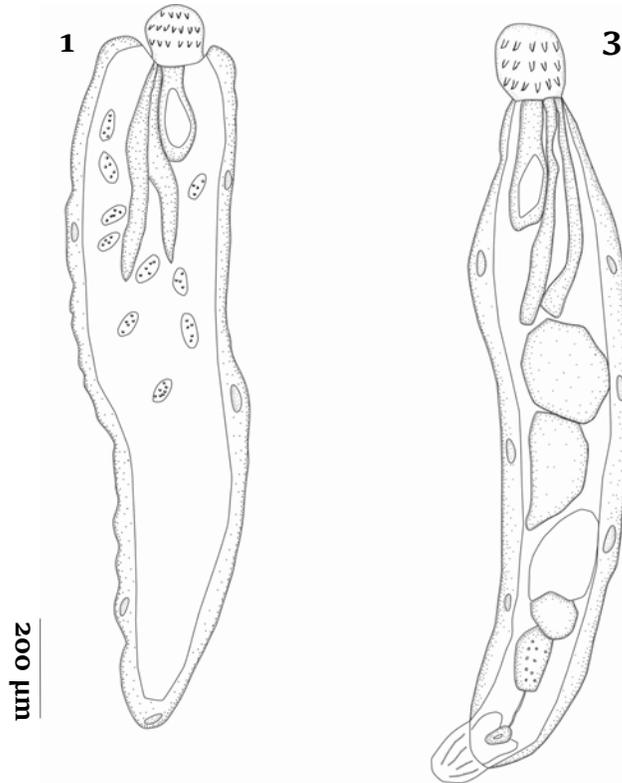


Fig.3.3.1.11. *Wolffhugelia matercula*. 1-2. Hembra, ejemplar in toto. 3. Macho, ejemplar in toto. 4. Detalle de extremo anterior.

3.3.2 *Cheirodon interruptus*

Phylum Platyhelminthes

Clase Trematoda

Orden Plagiorchiida

Familia Heterophyidae

1. Metacercaria Heterophyidae gen. sp. indet. 1
2. Metacercaria Heterophyidae gen. sp. indet. 2
3. Metacercaria *Ascocotyle* aff. *nana*

Familia Cryptogonimidae

4. Metacercaria *Acanthostomum* sp.

Familia Haploporidae

5. *Saccocoelioides* sp.

Clase Cestoda

Subclase Eucestoda

6. Metacestode gen. sp. indet.

Clase Monogenea

Orden Dactylogyroidea

Familia Dactylogyroidae Bychowsky, 1933

7. *Diaphorocleidus* sp.1

Phylum Nematoda

Orden Rhabditida

Familia Camallanidae

8. *Procamallanus* sp. 1

Phylum Arthropoda

Clase Copepoda

Orden Cyclopoida

Familia Lernaeidae

9. *Lernaea cyprinacea*

Phylum Platyhelminthes Gegenbaur, 1859

Clase Trematoda Rudolphi, 1808

Subclase Digenea Carus, 1863

Orden Plagiorchiida La Rue, 1957

Familia Heterophyidae Leiper 1909

Metacercaria Heterophyidae gen. sp. indet. 1

Descripción (n=5, medidas en μm)

Quiste de forma oval pequeño y localizado en los filamentos branquiales 0.11 - 0.16 de largo por 0.04 - 0.08 de ancho. La metacercaria se halla curvada en el interior del quiste y presenta movimientos activos. La metacercaria desenquistada mide 0.11 - 0.33 de largo con la ventosa oral rodeada por una hilera simple de 17 a 20 espinas, con dos espinas centrales. El ciego digestivo es bifurcado y se prolonga hasta sobrepasar largamente la ventosa ventral. La vesícula excretora tiene forma de Y y se encuentra cargada de gránulos.

Sitio de infección: branquias

Localidades: A° El Pescado, A° Buñirigo, A° Juan Blanco

Comentarios

Las metacercarias analizadas presentaron características y medidas muy similares a las halladas en *C. decemmaculatus* y *P. rutilus* (Ver pág. 69 y 106).

Este hallazgo constituye la primera mención de metacercarias de la familia Heterophyidae parasitando las branquias de *C. interruptus* en arroyos pampeanos.

Metacercaria Heterophyidae gen. sp. indet. 2

Descripción (n=10, medidas en mm)

Quiste de forma oval, pequeño, enquistado en el bulbo arterial, 0.06 - 0.11 de largo por 0.04 - 0.07 de ancho. La metacercaria se halla curvada en el interior del quiste y presenta movimientos activos. La metacercaria desenquistada mide 0.27 - 0.34 de largo. Ventosa oral rodeada por una corona doble, donde cada una de ellas está conformada de 13 - 16 espinas. El ciego digestivo es bifurcado y se prolonga hasta sobrepasar largamente la ventosa ventral. Están llenos de un contenido en forma de discos. La vesícula excretora tiene forma de X (Fig.3.3.1.4).

Sitio de infección: bulbo aórtico

Localidades: A° El Pescado, A° Buñirigo, A° Juan Blanco

Comentarios

Las metacercarias analizadas presentaron características y medidas muy similares a las halladas en *C. decemmaculatus* (Ver pág. 71).

Este hallazgo constituye la primera mención de metacercarias de la familia Heterophyidae parasitando el bulbo aórtico de *C. interruptus* en arroyos pampeanos.

Metacercaria *Ascocotyle* aff. *nana* Ransom, 1920

Descripción (n=5, medidas en μm)

Quiste ovalado a esférico, con una pared relativamente gruesa, 273 - 347 de diámetro (Fig.3.3.2.1). Ejemplares desenquistados con forma de pera, 388 - 503 de longitud y 137 - 188 de ancho. Superficie cubierta de espinas. Ventosa oral armada con 19 - 22 espinas, 31 -40 de largo y 29 - 39 de ancho. Faringe ovalada, 25 - 34 de longitud y 16 - 33 de ancho. Ciego intestinal largo. Acetábulo esférico, 31 - 37 de longitud y 32 - 36 de ancho. Vejiga excretora en forma de X.

Sitio de infección: cerebro

Localidades: A° El Pescado, A° Buñirigo, A° Juan Blanco

Comentarios

La morfología y medidas de estas metacercarias poseen similares características a las de *A. nana*. Scholz *et al.* (2001) encontró metacercarias enquistadas de *A. nana* en varias especies de peces de agua dulce de las familias Characidae, Cichlidae, Poeciliidae, parasitando la pared intestinal, gónadas, hígado, riñón, mesenterios, músculos, vejiga natatoria y menos frecuentemente en branquias, corazón y cerebro. *Ascocotyle nana* normalmente posee una fila completa de 16 espinas circumorales y aproximadamente 4 espinas adicionales en el lado dorsal (Font *et al.*, 1984; Scholz *et al.*, 2001). A diferencia de otras especies de *Ascocotyle*, las espinas circumorales en *A. nana* son muy pequeños y pueden contarse de manera confiable en muestras fijadas adecuadamente utilizando el contraste diferencial de Nomarski (Simoes *et al.*, 2006).

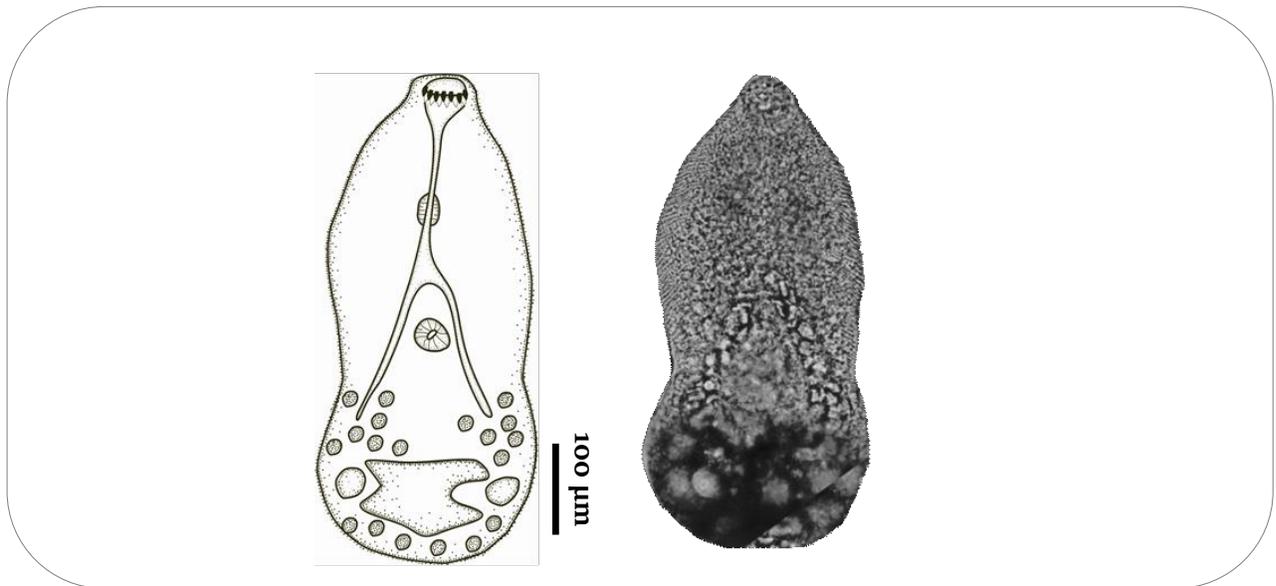


Fig.3.3.2.1. Metacercaria *Ascocotyle* aff. *nana*. Ejemplares in toto.

Familia Cryptogonimidae Ward, 1917

***Acanthostomum* sp.**

Descripción (n=7, medidas en μm)

Metacercaria con 18 - 22 espinas en la ventosa oral. Cuerpo desenquistado elongado de 143-197 de largo por 41 - 57 de ancho. Tegumento espinoso. Faringe de mayor longitud que la ventosa ventral (19 - 23). Los ciegos intestinales se extienden hasta la parte posterior del cuerpo. Acetábulo postecuatorial. Primordios de testículos y ovarios.

Sitio de infección: musculatura

Localidades: A° El Pescado, A° Buñirigo, A° Juan Blanco

Comentarios

Las metacercarias analizadas presentaron características y medidas muy similares a las halladas en *C. decemmaculatus* y *P. rutilus* (Ver pág. 77 y 107).

Este hallazgo constituye la primera mención de especímenes del género *Acanthostomum* parasitando la musculatura de *C. interruptus* en arroyos pampeanos.

Familia Haploporidae

Saccocoelioides sp.

Descripción (n=3, medidas en μm)

Tegumento íntegramente espinoso y con manchas oscuras que se encuentran concentradas en el extremo anterior. Cuerpo, 740 - 823 de largo y 163 - 265 de ancho. Ventosa oral subterminal, 53 - 69 de diámetro longitudinal y 72 - 93 de diámetro transversal. Ventosa ventral, 93 - 124 de diámetro longitudinal y 63 - 90 de diámetro transversal. No se observó prefaringe, faringe, 61 - 72 de largo y 39 - 52 de ancho; esófago largo; ciegos que pueden alcanzar la región media del testículo. Testículo único, 34 - 51 de largo por 29 - 51 de ancho. Ovario pretesticular e intercecal, 12 - 24 de largo por 5 - 16 de ancho. Huevos, 54 - 73 de largo, 27 - 35 de ancho (Fig. 3.3.2.2).

Sitio de infección: intestino

Localidades: A° El Pescado, A° Buñirigo, A° Juan Blanco

Comentarios

Los miembros del género *Saccocoelioides* (Szidat, 1954) se distinguen principalmente por tener la superficie del cuerpo cubierta de espinas o ser lisa, la ventosa oral subterminal, una prefaringe corta, ciegos intestinales que pueden ser de tamaño mediano o largo, un solo testículo, una bolsa hermafrodita bien desarrollada, un ovario ubicado antes del testículo y glándulas vitelinas foliculares (Thatcher, 1978). Los individuos descritos son clasificados como pertenecientes al género *Saccocoelioides* debido a que poseen todas las características genéricas mencionadas.

En Argentina se han descrito doce especies pertenecientes a este género:

- *S. platensis* Lunaschi, 1984, en el intestino de *Cyphocharax platanus* (Lunaschi, 1984).

- *S. antonioni* Lunaschi, 1984, en los ciegos pilóricos de *Cyphocharax platanus* (Lunaschi, 1984).
- *S. baciliformis* Szidat, 1973, en los ciegos pilóricos de *Astyanax fasciatus* (citada como *A. bipunctatus*) (Szidat, 1973). Posteriormente esta especie es considerada un sinónimo de *S. octavus* (Lunaschi, 2002).
- *S. carolae* Lunaschi, 1984, en el intestino de *Cichlasoma facetum* (Lunaschi, 1984; Martorelli, 1986).
- *S. elongatus* Szidat, 1954, en el intestino de *Prochilodus lineatus*. Lunaschi (1996) consideró *S. elongatus* sinónimo de *S. nanii* Szidat, 1954. Sin embargo, Kohn et al. (2007) consideraron válida esta especie.
- *S. magniovatus* Szidat, 1954, parásita del intestino de *Leporinus obtusidens* (Valenciennes, 1847) (Szidat, 1954). Posteriormente esta especie es considerada un sinónimo de *S. nanii* (Lunaschi, 1996).
- *S. magnus* Szidat, 1954, hallada en el intestino de *Curimatorbis platanus* (Günther, 1880) (Szidat, 1954).
- *S. nanii* Szidat, 1954, hallado en el intestino de *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1847) e *Hypostomus commersoni* Valenciennes, 1840 y en el intestino y los ciegos pilóricos de *Hyphessobrycon meridionalis* (Szidat, 1954; Hamann, 1982; Lunaschi, 1996, Drago, 1997).
- *S. octavus* Szidat, 1970 en el intestino y los ciegos pilóricos de *Astyanax fasciatus* (Cuvier, 1819) (Szidat, 1970; Lunaschi, 2002).
- *S. quintus* Thatcher, 1978, en el intestino de *Loricaria anus* (Valenciennes, 1840) (Szidat, 1954).
- *S. szidati* Travassos, Teixeira de Freitas & Kohn, 1969, en el intestino de *Schizodon fasciatus* Agassiz, 1829 (Travassos et al., 1969) y de *Leporinus obtusidens* (Hamann, 1983).
- *S. kirchneri* Martorelli et al., 2022, en el intestino de *Cnesterodon decemmaculatus*.

Considerando los caracteres morfológicos observados se sugieren mayores análisis para realizar una correcta descripción del ejemplar hallado junto con estudios de determinación molecular. Este hallazgo constituye la primera mención de especímenes del género *Saccocoelioides* parasitando a *C. interruptus* en arroyos pampeanos.

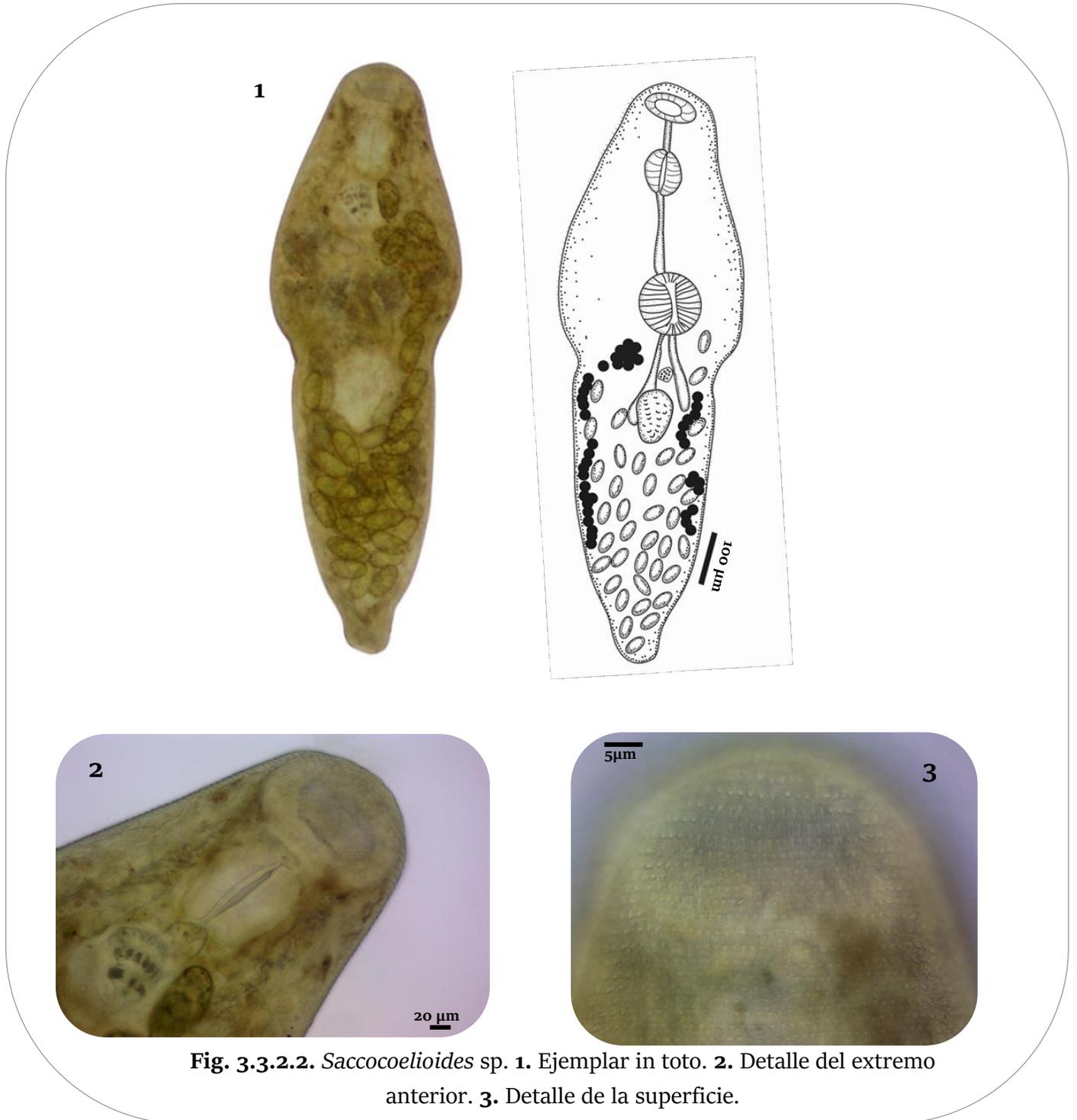


Fig. 3.3.2.2. *Saccocoelioides* sp. **1.** Ejemplar in toto. **2.** Detalle del extremo anterior. **3.** Detalle de la superficie.

Clase Cestoda

Metacestode gen. sp. indet. (Ver pag.81)

Descripción (n=10, medidas en μm)

Estadio larval con una pared delgada doble, una de las cuales estaría asociada a una membrana de reacción del hospedador. Diámetro de 451 - 565. Presentan 4 ventosas de 128 - 161 de diámetro. Se observaron gran cantidad de gránulos grisáceos asociados a productos de excreción.

Sitio de infección: mesenterio

Localidades: A° El Pescado, A° Buñirigo, A° Juan Blanco

Comentarios

Las metacestodes analizadas presentaron características y medidas muy similares a las halladas en *C. decemmaculatus* y *P. rutilus* (Ver pág. 81 y 115).

Clase Monogenea Van Beneden, 1858

Orden Dactylogyroidea Bychowsky, 1973

Familia Dactylogyroidae Bychowsky, 1933

***Diaphorocleidus* sp. 1**

Descripción (n=6, medidas en μm)

Cuerpo, 193.2 (177.4 - 263.1) de largo; 114.3 (96.9 - 125.3) de ancho, tegumento fino y liso. Margen cefálico con lóbulos moderadamente desarrollados, glándulas cefálicas indistintas. Dos pares de manchas oculares. Faringe esférica; esófago corto, bifurcado en dos ciegos intestinales. Haptor subhexagonal 32.7 (27.5 - 53.1) de largo, 53.4 (47.2 - 59.5) de ancho. Anchor ventral 23.6 (21.3 - 27.5) de largo, 17.5 (16.1 - 18,3)

de ancho, raíces cortas, tallo y punta curvos, filamento de anclaje presente. Anchor dorsal 22.5 (19.8 - 24.6) de largo, 12.6 (10.6 - 14.3) de ancho, tallo y punta curvados, sin filamento de anclaje. Barra ventral 23.1 (22 - 25.2) de longitud, 3.3 (2.7 - 4.1) de ancho medio, robusto y ligeramente en forma de V. Barra dorsal 22.1 (24.6 - 29.5) de largo, 3.7 (2.5 - 3.9) de ancho mediano. Siete pares de ganchos marginales. Órgano copulador masculino en forma de tubo enrollado, base redondeada con dos anillos circulares; pieza accesoria compuesta por dos subunidades en forma de pinza. Gónadas intercecales, superpuestas. Vagina, oviducto, ootipo, útero y óvulos no observados. Vitelario esparcido por todo el cuerpo (Fig. 3.3.2.3).

Sitio de infección: filamentos branquiales

Localidades: A° El Pescado, A° Buñirigo, A° Juan Blanco

Comentarios

Estos monogéneos fueron ubicados dentro del género *Diaphorocleidus* (Jogunoori, Kritsky & Venkatanarasaiah, 2004) principalmente por la morfología del órgano copulador masculino. Los monogéneos representan uno de los principales componentes de la fauna parasitaria de peces de agua dulce en la región Neotropical, en su mayoría representados por la familia Dactylogyridae (Cohen *et al.*, 2013). *Diaphorocleidus* fue propuesto por Jogunoori *et al.* (2004) e incluye doce especies válidas. Hasta la fecha, se ha informado que peces de seis familias de caraciformes están parasitados con monogéneos de este género: Acestrorhynchidae, Bryconidae, Characidae, Curimatidae, Hemiodontidae e Iguanodectidae. Posteriormente el género fue enmendado incluyendo características tales como la presencia o ausencia de una unión entre el filamento copulador masculino y la pieza accesoria que lo forma (Zago *et al.*, 2021). En los últimos años, junto con la distintiva forma de pinza del órgano copulador masculino y evidencia molecular varias especies han sido descriptas, redescritas y/o revisadas en su estatus genérico y/o específico (Zago *et al.*, 2021).

Rossin *et al.* (2022) reasignaron 5 especies de *Characithecium* (*Characithecium* Mendoza-Franco, Reina & Torchin, 2009) al género *Diaphorocleidus* sugiriendo nuevos estudios que combinen datos morfológicos y moleculares de especies descriptas y nuevas para avanzar en el conocimiento de la diversidad de este grupo de parásitos.

En Argentina se han registrado aproximadamente 50 especies pertenecientes a más de 20 géneros de la familia Dactylogyridae. Este registro constituye la base para describir nuevas especies para la región Pampeana evidenciando la gran diversidad por descubrir. Se necesita profundizar el estudio de estos parásitos en el futuro para poder realizar una inferencia más completa y robusta sobre las relaciones entre los monogéneos que parasitan peces caraciformes.

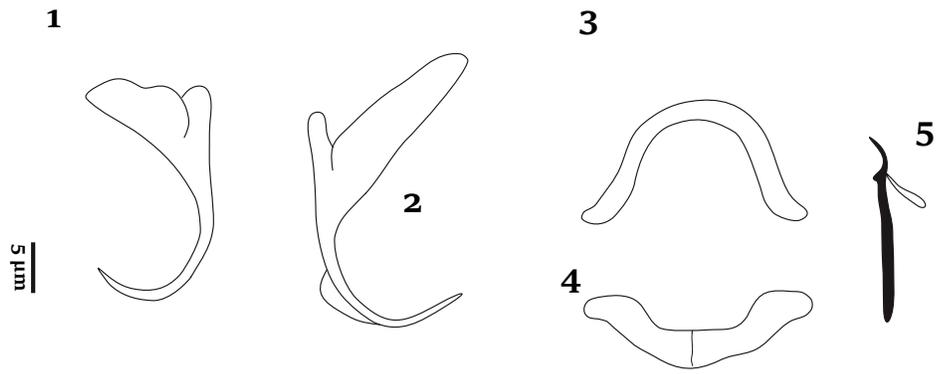


Fig. 3.3.2.3. *Diaphorocleidus* sp. 1.
1. Anchor dorsal. **2.** Anchor ventral.
3. Barra dorsal. **4.** Barra ventral. **5.**
 Gancho marginal. **6.** Fotografía de
 anchor dorsal, ventral y barra
 dorsal. **7.** Fotografía de barra
 ventral. **8.** Fotografía de órgano
 copulador.

Phylum Nematoda

Orden Rhabditida Chitwood, 1933

Familia Camallanidae Railliet & Henry, 1915

***Procamallanus* sp.1**

Descripción (n=3 ♀, medidas en μm)

Adultos en vida rojizos, con estrías cuticulares transversales. Cápsula bucal de color marrón amarillento, esclerotizada, con 13 - 15 espirales internas, continua, algunas incompletas. Anillo basal esclerotizado entre cápsula bucal y esófago muscular. Esófago dividido en una porción muscular más corta y una glandular más larga. Cuerpo 7.2 - 12.78 mm de largo, 0.12 - 0.31 mm de ancho. Cápsula bucal 34.8 - 36 de largo, 41 - 43.2 de ancho, con 13 - 15 espirales internas. Anillo basal 11 - 13.1 de largo, 19.1 - 22.3 de ancho. Esófago muscular 242 - 370.1 de largo, 33.2 - 45 y 50.2 - 67 de ancho en los extremos anterior y posterior, respectivamente; esófago glandular 0.46 mm de largo, 0.05 - 0.09 mm de ancho. Poro excretor en el extremo anterior. Ano 50 - 61 de la extremidad posterior, cola puntiaguda (Fig. 3.3.2.4).

Sitio de infección: intestino

Localidades: A° El Pescado, A° Buñirigo

Comentarios

Los individuos descritos son clasificados como pertenecientes al género *Procamallanus* (Baylis, 1923) debido a la morfología de la cápsula bucal y del esófago. Las especies neotropicales de *Procamallanus* pertenecen a los subgéneros *Procamallanus*, *Spirocamallanus* (Olsen, 1952) y *Denticamallanus* (Moravec & Thatcher, 1997) (Moravec, 1998; Luque *et al.*, 2011).

La determinación específica de los especímenes adultos es muy difícil, debido a que se basa en las características morfológicas y morfométricas de los órganos reproductores de los machos.

Este hallazgo constituye la primera mención de especímenes del género *Procamallanus* parasitando a *C. interruptus* en arroyos pampeanos.

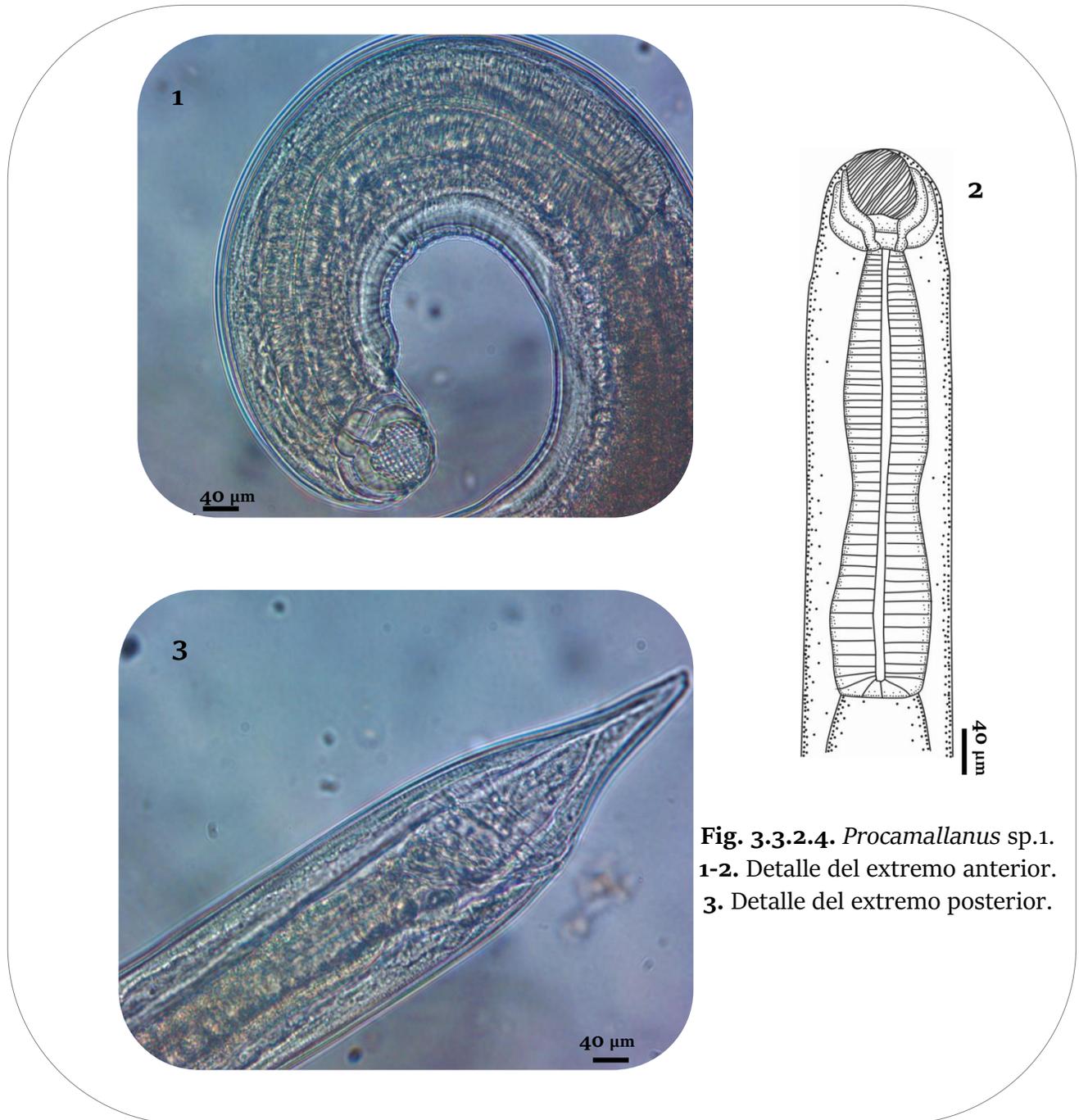


Fig. 3.3.2.4. *Procamallanus* sp.1.
1-2. Detalle del extremo anterior.
3. Detalle del extremo posterior.

Phylum Arthropoda von Siebold, 1848

Subphylum Crustacea Brünnich, 1772

Clase Copepoda Milne Edwards, 1840

Orden Cyclopoida Burmeister, 1834

Familia Lernaeidae Cobbold, 1879

Lernaea cyprinacea Linnaeus, 1758

Descripción y Comentarios (n=6)

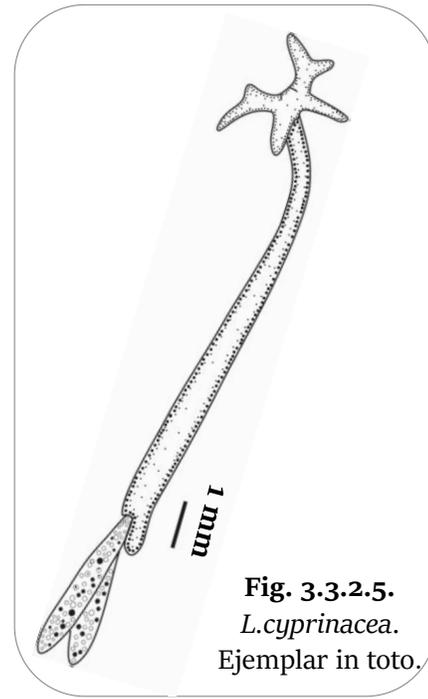


Fig. 3.3.2.5.
L.cyprinacea.
Ejemplar in toto.

Cuerpo dividido en cefalosoma, cuello y tronco. Cefalosoma con cuatro procesos de anclaje. Cefalotórax de contorno esférico y protruye de la superficie del cefalosoma. Anténulas, antenas, maxilas y maxilípedos en el cefalotórax (Fig. 3.3.2.5). Las características morfológicas mencionadas permitieron determinar a este copépodo como *Lernaea cyprinacea*. Esta especie presenta una gran plasticidad morfológica que depende de características ambientales, de la especie íctica parasitada e incluso del lugar de inserción en el pez (Moreno *et al.*, 1986). Éste parásito produce lesiones en el tegumento de los peces que facilitan la ocurrencia de infecciones secundarias. Las hembras adultas postmetamórficas constituyen la única fase parasitaria en el ciclo de vida del copépodo y son visibles a ojo desnudo, de forma típicamente alargada que pueden llevar, o no, dos bolsas ovígeras. El macho se cree que muere luego de la copula (Hoffman, 1999; Nagasawa *et al.*, 2007). *Lernaea cyprinacea*, originalmente ausente en América del Sur, fue introducida de manera accidental a través de peces ciprínidos (Piasecki *et al.*, 2004). Produce importantes pérdidas económicas debido a los efectos patógenos que ocasiona al perforar la musculatura del pez. Los registros de Lernaeidae en Argentina son amplios (Paggi 1972; Paggi 1976; Ortubay *et al.*, 1994; Roux *et al.*, 2000; Vanotti & Tanzola, 2005). Plaul *et al.* (2010) corroboran la poca especificidad de este copépodo y mencionan a la salinidad como un mecanismo de control efectivo al tratar con los adultos, pero no

así con las larvas. Por último, Biolé *et al.* (2012) reportan la presencia de *L. cyprinacea* en 9 especies de peces de lagunas pampeanas en Córdoba y Buenos Aires.

Sitio de infección: superficie

Localidades: A° El Pescado, A° Buñirigo, A° Juan Blanco

3.3.3 *Psalidodon rutilus*

Phylum Ciliophora

Clase Oligohymenophorea

Orden Sessilida

Familia Epistylididae

1. *Apiosoma* sp.

Phylum Cnidaria

Clase Myxozoa

Orden Bivalvulida

Familia Myxobolidae

2. *Henneguya* sp.

Phylum Platyhelminthes

Clase Trematoda

Orden Plagiorchiida

Familia Heterophyidae

3. Metacercaria Heterophyidae gen. sp. indet. 1

4. Metacercaria *Ascocotyle* aff. *nana*

Familia Cryptogonimidae

5. Metacercaria *Acanthostomum* sp.

Familia Haploporidae

6. *Saccocoelioides* aff. *octavus*

Familia Allocreadiidae

7. Aff. *Creptotrematina* sp.

Familia Derogenidae

8. *Genarchella* aff. *parva*

Familia Diplostomidae

9. Metacercaria Diplostomidae gen. sp. indet.

Clase Cestoda

Subclase Eucestoda

10. Metacestode gen. sp. indet.

Clase Monogenea

Orden Dactylogyroidea

Familia Dactylogyroidae

11. *Diaphorocleidus* sp. 2

12. *Diaphorocleidus* sp. 3

Phylum Nematoda

Orden Rhabditida

Familia Camallanidae

13. *Procamallanus* sp. 2

Orden Ascaridida

Familia Anisakidae

14. Larvas Anisakidae gen. sp. indet.

Phylum Arthropoda

Clase Copepoda

Orden Cyclopoida

Familia Lernaeidae

15. *Lernaea cyprinacea*

Familia Ergasilidae

16. *Tiddergasilus* sp.

Phylum Ciliophora Doflein, 1901

Clase Oligohymenophorea Puytorac, Batisse, Bohatier; Corliss, Deroux, Didier, Dragesco, Fryd-Versavel, Grain, Grolière, Hovasse, Iftode, Laval, Rogue, Savoie & Tuffrau, 1974

Subclase Peritrichia Stein, 1859

Orden Sessilida Stein, 1933

Familia Epistylididae Kahl, 1933

***Apiosoma* sp.**

Descripción (n=6, medidas en μm)

Solitarios y sésiles adheridos a las branquias. Cuerpo alargado con forma de copa que se estrecha gradualmente desde el disco del peristoma hasta el tallo, mostrando cierta flexibilidad y, por lo tanto, cierta variación en forma y tamaño. Los ejemplares variaron en longitud de 47.3 - 77.7 y en ancho de 18.3 - 43.4. El disco del peristoma está rodeado por tres filas de cilios gruesos. El macronúcleo tiene forma triangular con una longitud de 12.3 - 27.9 y ancho de 9 - 21.1. Micronúcleo no observado.

Sitio de infección: branquias

Localidades: A° El Pescado, A° Buñirigo, A° Juan Blanco

Comentarios

Los ciliados analizadas presentaron características y medidas muy similares a las halladas en *C. decemmaculatus* (Ver pág. 68).

Este hallazgo constituye la primera mención de especímenes del género *Apiosoma* parasitando las branquias de *P. rutilus* en arroyos pampeanos.

Phylum Cnidaria Hatschek, 1888

Clase Myxozoa Garssé, 1970

Orden Bivalvulida Shulman, 1959

Familia Myxobolidae Thelohan, 1892

***Henneguya* sp.**

Descripción (n=15, medidas en μm)

Mixosporas ovaladas. Longitud total 17.7 - 18.2, longitud del cuerpo 10.2 - 11.3, ancho del cuerpo 4.7 - 5.3, longitud de la cola 7 - 8.1. La longitud de las cápsulas polares fue de 4.7 - 5.1, mientras que su ancho fue 1.2 - 1.4 (Fig.3.3.3.1).

Sitio de infección: filamentos branquiales

Localidades: A° El Pescado, A° Buñirigo, A° Juan Blanco

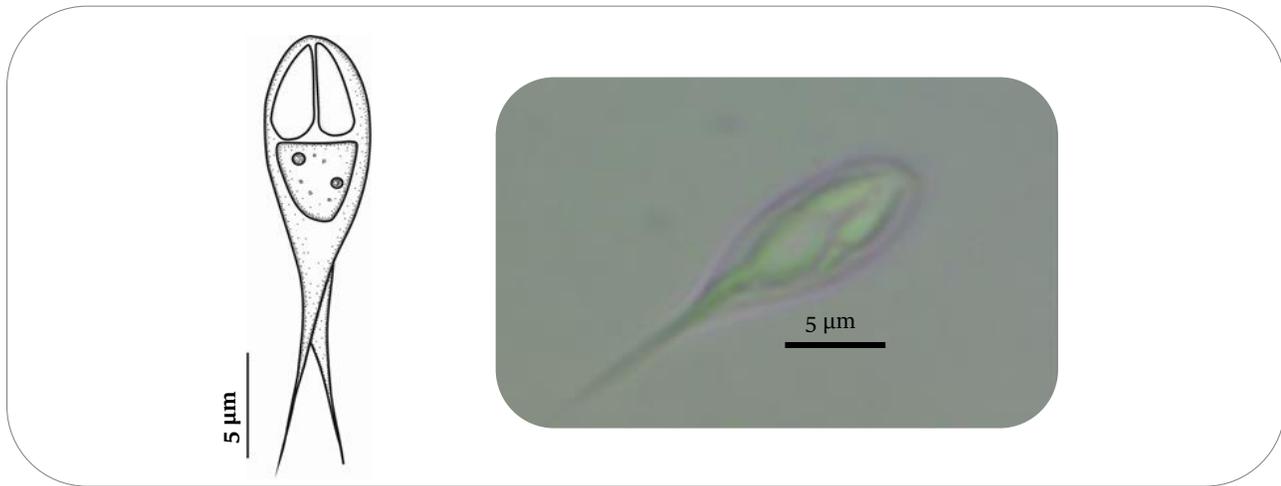


Fig.3.3.3.1. *Henneguya* sp.

Comentarios

Las características morfológicas de las mixosporas permitieron ubicarlas dentro del género *Henneguya* (Thélohan, 1892) por su forma elipsoide con una proyección caudal y por presentar cápsulas polares pares y elongadas (Lom & Dyková, 1992). Ciertas especies del género han sido identificadas como patógenas, capaces de inducir enfermedades como la deformación de las láminas branquiales en sus hospedadores. Se ha observado que estos efectos patógenos provocan pérdidas económicas notables en ciertos casos.

Este hallazgo representa el primer registro de *Henneguya* sp. para *P. rutilus* en arroyos de la región Pampeana. Futuros estudios sobre este grupo de organismos en la región permitirán demostrar sus mecanismos de dispersión y su ubicuidad en estos ecosistemas de agua dulce.

Phylum Platyhelminthes Gegenbaur, 1859

Clase Trematoda Rudolphi, 1808

Subclase Digenea Carus, 1863

Orden Plagiorchiida La Rue, 1957

Familia Heterophyidae Leiper, 1909

Metacercaria Heterophyidae gen. sp. indet. 1

Descripción (n=3, medidas en μm)

Quiste de forma oval pequeño y localizado en los filamentos branquiales 0.1 -0.15 de largo por 0.05 - 0.06 de ancho. La metacercaria se halla curvada en el interior del quiste y presenta movimientos activos. La metacercaria desenquistada mide 0.11 -0.29 de largo con la ventosa oral rodeada por una hilera simple de 17 a 20 espinas, con dos espinas centrales. El ciego digestivo es bifurcado y se prolonga hasta sobrepasar largamente la ventosa ventral. La vesícula excretora tiene forma de Y y se encuentra cargada de gránulos.

Sitio de infección: branquias

Localidades: A° El Pescado, A° Buñirigo, A° Juan Blanco

Comentarios

Las metacercarias analizadas presentaron características y medidas muy similares a las halladas en *C. decemmaculatus* y *C. interruptus* (Ver pág. 69 y 87).

Este hallazgo constituye la primera mención de especímenes de la familia Heterophyidae parasitando las branquias de *P. rutilus* en arroyos pampeanos.

Metacercaria Ascocotyle aff. nana Ransom, 1920 (Ver pag.88)

Descripción (n=4, medidas en μm)

Quiste ovalado a esférico, con una pared relativamente gruesa, 267 - 343 de diámetro. Ejemplares desenquistados con forma de pera, 373 - 493 de longitud y 137 - 168 de ancho. Superficie cubierta de espinas. Ventosa oral armada con 17 - 22 espinas, 32 -36 de largo y 21 - 29 de ancho. Faringe ovalada, 22 - 27 de longitud y 15 - 31 de

ancho. Ciego intestinal largo. Acetábulo esférico, 30 - 37 de longitud y 32 - 39 de ancho. Vejiga excretora en forma de X.

Sitio de infección: cerebro

Localidades: A° Buñirigo, A° Juan Blanco

Comentarios

Las metacercarias analizadas presentaron características y medidas muy similares a las halladas en *C. interruptus* (Ver pág. 89).

Este hallazgo constituye la primera mención de especímenes de *Ascocotyle* aff. *nana* parasitando el cerebro de *P. rutilus* en arroyos pampeanos.

Familia Cryptogonimidae Ward, 1917

***Acanthostomum* sp.** (Ver pag.77)

Descripción (n=5, medidas en μm)

Metacercaria con 20 - 22 espinas en la ventosa oral. Cuerpo desenquistado elongado de 152-189 de largo por 37 - 63 de ancho. Tegumento espinoso. Faringe de mayor longitud que la ventosa ventral (20 - 23). Los ciegos intestinales se extienden hasta la parte posterior del cuerpo. Acetábulo postecuatorial. Primordios de testículos y ovarios.

Sitio de infección: musculatura

Localidades: A° El Pescado, A° Buñirigo, A° Juan Blanco

Comentarios

Las metacercarias analizadas presentaron características y medidas muy similares a las halladas en *C. decemmaculatus* y *C. interruptus* (Ver pág. 77 y 90).

Este hallazgo constituye la primera mención de metacercarias del género *Acanthostomum* parasitando las branquias de *P. rutilus* en arroyos pampeanos.

Familia Haploporoidea Nicoll, 1914

Saccocoelioides* aff. *octavus Szidat, 1970

Descripción (n=3, medidas en μm)

Cuerpo 1.01 – 1.65 mm de largo, 0.21 – 0.39 mm de ancho. Tegumento espinoso. Ventosa oral 97–112 de largo, 98–115 de ancho. Ventosa ventral, 87 – 110 de largo, 90 – 110 de ancho, distante 255 – 498 de la extremidad anterior. Faringe 50 – 63 de largo, 41 – 67 de ancho. Ciegos intestinales con forma de saco, cortos, terminando cerca del ovario. Poro genital preacetabular. Un solo testículo ovalado, 93 – 195 de largo, 73 – 147 de ancho, al lado de la mitad posterior del cuerpo. Ovario redondeado, intercecal, pretesticular, 63 – 111 de largo, 41 – 113 de ancho. Vitelario no visible debido a la gran cantidad de huevos. Numerosos huevos, 85 – 109 de largo, 37 – 62 de ancho, algunos de con el miracidio desarrollado, que contiene pigmentos mancha ocular (Fig. 3.3.3.2).

Sitio de infección: ciegos

Localidades: A° El Pescado, A° Buñirigo, A° Juan Blanco

Comentarios

Las características morfológicas halladas son similares a las de *Saccocoelioides octavus*. El género *Saccocoelioides* Szidat, 1954 fue propuesto para albergar siete especies de trematodos digenéticos que presentan un vitelarium formado por folículos redondeados y grandes, distribuidos en campos laterales y que se extienden desde la región de la ventosa ventral hasta la región media posterior del cuerpo (Szidat, 1954). Overstreet & Curran (2005) consideraron que las especies de *Saccocoelioides* presentan una combinación de los siguientes rasgos: ciego intestinal en forma de saco pequeño o

moderadamente largo, que nunca termina cerca del final del cuerpo; mancha ocular concentrada o difusa y mancha ocular que contiene miracidio.

En Argentina, *Saccocoelioides octavus* Szidat, 1970 fue descrito a partir de especímenes recolectados en *Astyanax fasciatus* (Szidat, 1970). Lunaschi (2002) redescibió la especie y consideró a *S. bacilliformis* sinónimo de *S. octavus*, una propuesta seguida por Curran *et al.* (2018).

Este hallazgo representa el primer registro de *S. aff. octavus* para *P. rutilus*. Se recomiendan mayores análisis morfológicos y la secuenciación de la especie para poder realizar una correcta determinación.

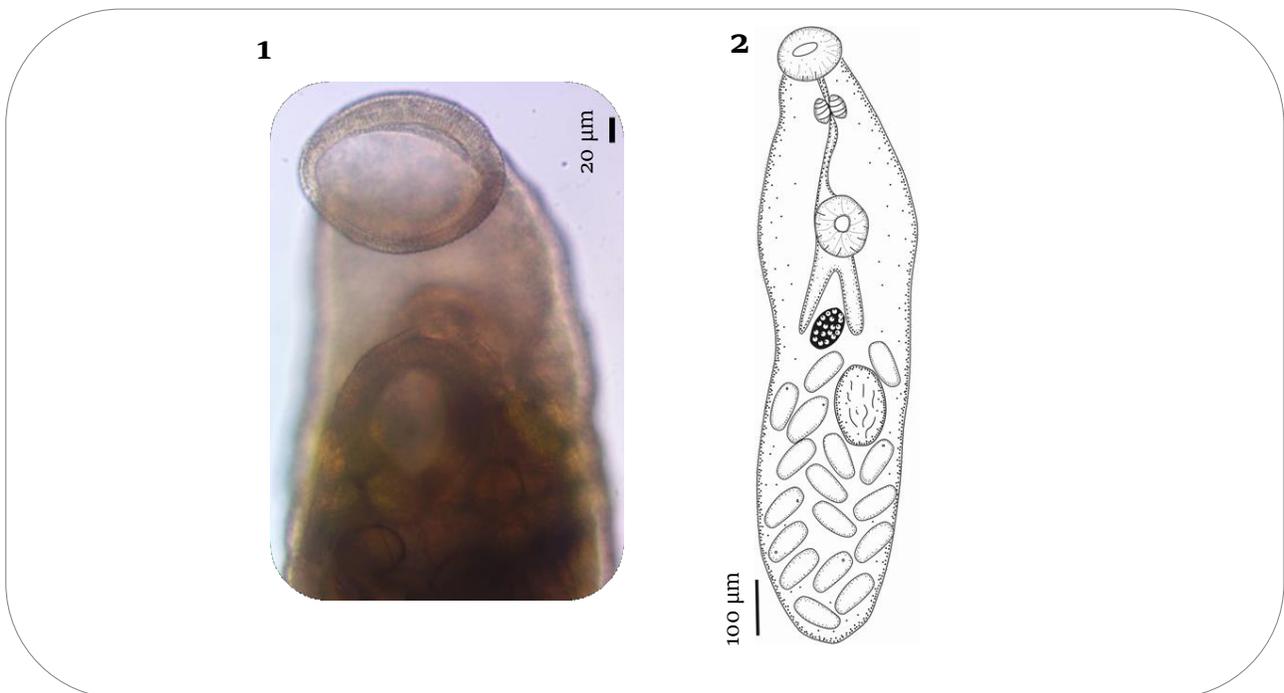


Fig. 3.3.3.2. *Saccocoelioides* aff. *octavus*
1. Detalle del extremo anterior. 2. Ejemplar in toto.

Familia Allocreadiidae Loss, 1902

Aff *Creptotrematina* sp.

Descripción (n=2, medidas en μm)

Cuerpo alargado a redondeado, dorsoventralmente aplanado, 0.83 – 1.15 mm de largo y 0.45 – 0.8 mm de ancho. No se observan restos de manchas oculares. La ventosa oral es subterminal, 160 – 172 de largo y 198 – 204 de ancho. No fue posible observar el acetábulo. Faringe ovoide, 37 – 43 de diámetro. No se observó la genitalia. Glándulas vitelinas extracecales y alargadas, desde los bordes de la ventosa oral hasta casi extremo posterior del cuerpo. Gran cantidad de huevos en todos los individuos, 46 – 52 de largo y 27 – 33 de ancho (Fig.3.3.3.3).

Sitio de infección: intestino

Localidades: A° El Pescado, A° Buñirigo, A° Juan Blanco

Comentarios

La familia Allocreadiidae Looss, 1902 se distribuye mundialmente y sus miembros son principalmente parásitos del tracto digestivo de peces de agua dulce (Caira & Bogéa, 2005). El género *Creptotrematina* Yamaguti, 1954 fue creado para incluir dos especies de alocreadidos originalmente descritos por Freitas (1941) como pertenecientes al género *Creptotrema* (Travassos, Artigas & Pereira, 1928) de Brasil y Argentina, como parásitos de peces caracidos: *Creptotrematina dissimilis* (Freitas, 1941) (Yamaguti, 1954) en *Tetragonopterus argenteus* en Brasil, y en *Astyanax bimaculatus* y *Astyanax eigenmanniorum* en Argentina; y *Creptotrematina dispar* (Freitas, 1941) (Manter, 1962) en *Triporthus paranensis* en Brasil y Argentina (Kohn *et al.*, 2007).

Las especies de *Creptotrematina* se caracterizan por la presencia de una ventosa ventral más grande que la ventosa oral, una gran cantidad de huevos pequeños y un

útero que se extiende hasta el extremo posterior del cuerpo y por tener una ventosa oral con un par de músculos ventrolaterales lóbulares (Caira & Bogéa, 2005).

Los ejemplares hallados en este hospedador fueron identificados como aff. *Creptotrematina* debido a las características asociadas a la ventosa oral, glándulas vitelinas y morfología de los huevos. Este hallazgo representa el primer registro de aff. *Creptotrematina* sp. para *P. rutilus*. Son necesarios mayores análisis morfológicos y la secuenciación de ejemplares provenientes de este hospedador.

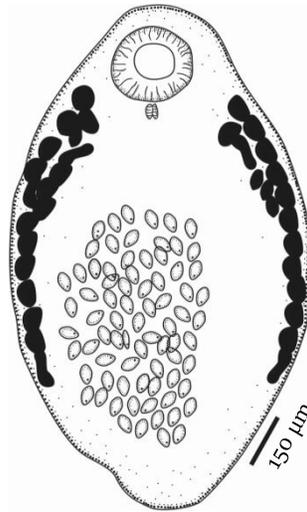


Fig.3.3.3.3. Aff. *Creptotrematina* sp. Ejemplar in toto.

Familia Derogenidae Nicoll, 1910

Genarchella* aff. *parva Travassos, Artigas & Pereira, 1928

Descripción (n=3, medidas en μm)

Cuerpo de 0.58 - 2.87 mm de largo y 0.14-0.67 mm de ancho. Ventosa oral, de 80 -153 de diámetro transversal y 79 - 193 de diámetro longitudinal. Acetábulo campaniforme, de 165 - 467 de abertura y 143 - 393 de profundidad. Faringe, de 43 - 97 de largo y 23 - 87 de ancho. Ciegos que alcanzan el borde anterior de las glándulas vitelínicas. Saco del sinus pequeño. Vesícula seminal sacciforme. Testículos

subsimétricos a diagonales, de 32 - 157 de ancho y 47 - 196 de largo. Ovario mediano de 46 - 146 de ancho y 41 - 137 de largo. Glándulas vitelinas macizas, ubicadas cerca de la terminación cecal; 27 - 153 de ancho y 41 - 213 de largo. Huevos de 37 - 43 por 14 - 23. Vesícula excretora en forma de Y (Fig.3.3.3.4).

Sitio de infección: intestino

Localidades: A° El Pescado, A° Buñirigo, A° Juan Blanco

Comentarios

En Argentina *G. parva* se halla registrada para *Oligosarcus* sp. (= *Acestrorhamphus* sp.) , *Oligosarcus jenynsii*, *O. hepsetus* , *Charax gibbosus*, *Salminus brasiliensis*, *Triportheus paranensis*, *Astyanax* sp., *A. bimaculatus*, *A. eigenmaniorum*, *A. fasciatus*, *Cheirodon interruptus*, *Hyphessobrycon meridionalis*, *Jenynsia lineata*, *Ageneiosus militaris*, *Auchenipterus nigripinnis*, *A. osteomystax* (= *A. nuchalis*), *Leporinus obtusidens*, *Loricariichthys anus*, *Luciopimelodus pati*, *Pimelodus albicans*, *P. argenteus*, *P. maculatus*, *P. ornatus* , *Pseudoplatystoma corruscans* , *Pimelodella gracilis*, *Pimelodella mucosa*, *Rhamdia quelen* (= *R. sapo*)(Ostrowski de Núñez et al., 2020).

Los ejemplares hallados fueron identificados como *G. aff. parva* debido a las características asociadas a la ventosa oral, acetábulo, longitud de los ciegos, gónadas y glándulas vitelínicas. Este hallazgo representa el primer registro de *G. aff. parva* para *P. rutilus*. Se deben realizar mayores análisis morfológicos y la secuenciación de ejemplares provenientes de este hospedador.

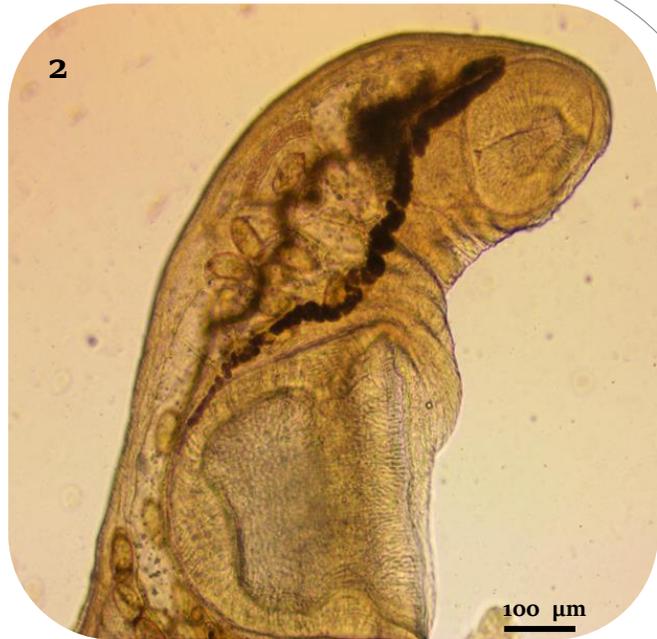
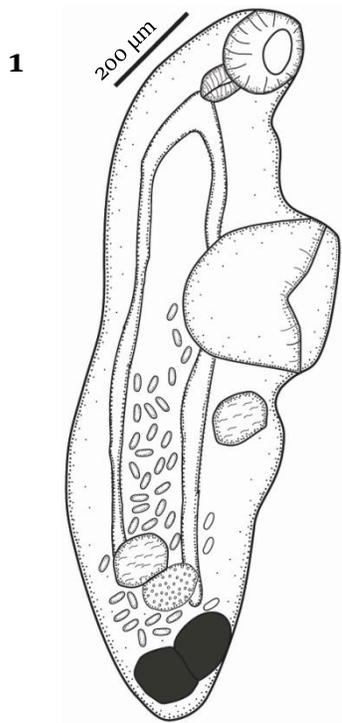


Fig.3.3.3.4. *Genarchella* aff. *parva*. 1. Ejemplar in toto. 2. Detalle del extremo anterior. 3. Detalle del extremo posterior. 4. Huevos.

Familia Diplostomidae Poirier, 1886

Metacercaria Diplostomidae gen. sp. indet.

Descripción (n=5, medidas en μm)

Quiestes negros solitarios o agrupados de entre 0.2 - 0.3 mm de diámetro. Compuestos de dos partes: la externa, producida por el hospedador, más gruesa y muy pigmentada y la interna, de origen parásita. La metacercaria llena completamente el quiste, posee una constricción que divide el cuerpo en dos regiones bien definidas, anterior y posterior. 343 - 451 de largo, 32 - 97 de ancho máximo. Región anterior en forma de hoja, extremos posteriores en forma de copa, 163 - 186 de largo, 84 - 96 de ancho. Región posterior, 132 - 200 de largo, 50 - 102 de ancho máximo. Ventosa oral subterminal, 30 - 42 de diámetro. Acetábulo muscular, 15 - 27 de diámetro. Órgano tribocítico bien desarrollado, posterior al acetábulo, de 27 - 51 de diámetro. No se pudo observar la continuación de los ciegos intestinales a partir del acetábulo. (Fig.3.3.3-5).

Sitio de infección: músculo, piel, escamas

Localidades: A° El Pescado, A° Buñirigo, A° Juan Blanco

Comentarios

Los ejemplares hallados fueron identificados como metacercarias Diplostomidae gen. sp. idet. debido a la presencia de un cuerpo bipartito, tamaño de la faringe y presencia de órgano tribocítico. En América del Sur numerosos estudios registran metacercarias identificadas como *Neascus* sp. o *Posthodiplostomum* sp. (Carvalho *et al.*, 2008, 2010, 2012; Tavares Dias *et al.*, 2011, 2014, 2017; Santos & Tavares-Dias, 2017; Tavares-Dias & Oliveira, 2017; Lacerda *et al.*, 2017)

El vínculo entre los estadios larvarios encontrados en moluscos y peces con los respectivos parásitos adultos se ve obstaculizado por la alta variabilidad morfológica de estos parásitos y por la falta de secuencias de ADN para las especies sudamericanas.

Estos impedimentos pueden resolverse integrando enfoques morfológicos, experimentales y moleculares.

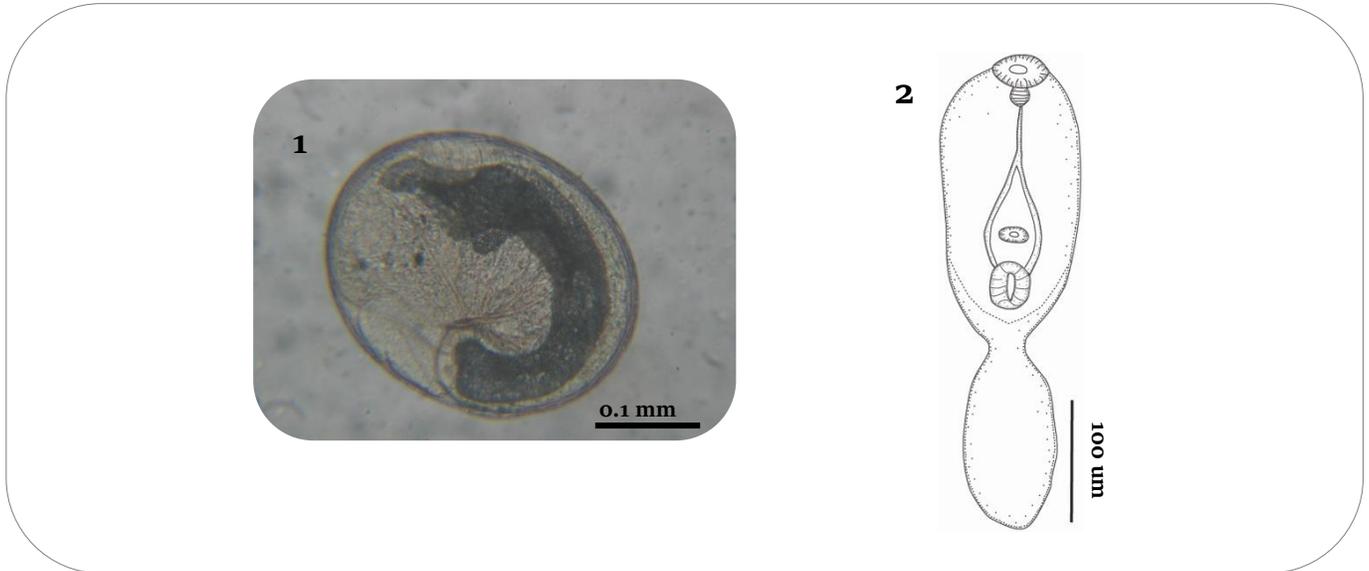


Fig.3.3.3.5. Metacercaria Diplostomidae gen. sp. indet. **1.** Metacercaria enquistada. **2.** Ejemplar in toto.

Clase Cestoda

Metacestode gen. sp. indet.

Descripción (n=10, medidas en μm)

Estadio larval con una pared delgada doble, una de las cuales estaría asociada a una membrana de reacción del hospedador. Diámetro de 459 - 545. Presentan 4 ventosas de 111 - 133 de diámetro. Se observaron gran cantidad de gránulos grisáceos asociados a productos de excreción.

Sitio de infección: mesenterio

Localidades: A° El Pescado, A° Buñirigo, A° Juan Blanco

Comentarios

Las metacestodes analizados presentaron características y medidas muy similares a las halladas en *C. decemmaculatus* y *C. interruptus* (Ver pág. 81 y 94).

Clase Monogenea Van Beneden, 1858

Orden Dactylogyroidea Bychowsky, 1973

Familia Dactylogyroidae Bychowsky, 1933

***Diaphorocleidus* sp. 2**

Descripción (n=10, medidas en μm)

Cuerpo, 370.2 (234 - 561.9) de largo; 124.9 (96.1 - 162) de ancho, tegumento fino y liso. Margen cefálico con lóbulos moderadamente desarrollados, glándulas cefálicas indistintas. Dos pares de manchas oculares. Faringe esférica de 25.6 (21.2 - 31) de diámetro; esófago corto, bifurcado en dos ciegos intestinales. Haptor subhexagonal 71.2 (51.2 - 97.6) de largo, 73.9 (51 - 94.5) de ancho. Anchor ventral 29.27 (24.8 - 33.28) de largo, 16.6 (16 - 22.1) de ancho, raíces bien desarrolladas, tallo y punta curvos, filamento de anclaje presente. Anchor dorsal 20.5 (14.8 - 24.3) de largo, 10.9 (8.9 - 15.6) de ancho, raíces anchas y bien desarrolladas, tallo y punta curvados, filamento de anclaje presente. Barra ventral 22.6 (21 - 34.5) de longitud, 4.5 (4.1 - 5.5) de ancho medio, robusto y ligeramente en forma de V. Barra dorsal 33.5 (31.9 - 41.6) de largo, 2.7 (2.1 - 3.2) de ancho mediano, ancho en forma de U, extremos expandidos. Siete pares de ganchos marginales. Órgano copulador masculino en forma de tubo enrollado, base redondeada con dos anillos circulares; pieza accesoria compuesta por dos subunidades en forma de pinza. Gónadas intercecales, superpuestas. Vagina esclerotizada, que comprende un tubo delicado dilatado en la porción distal. Oviducto, ootipo, útero y ovario no observados. Vitelario esparcido por todo el cuerpo (Fig.3.3.3.6).

Sitio de infección: filamentos branquiales

Localidades: A° El Pescado, A° Buñirigo, A° Juan Blanco

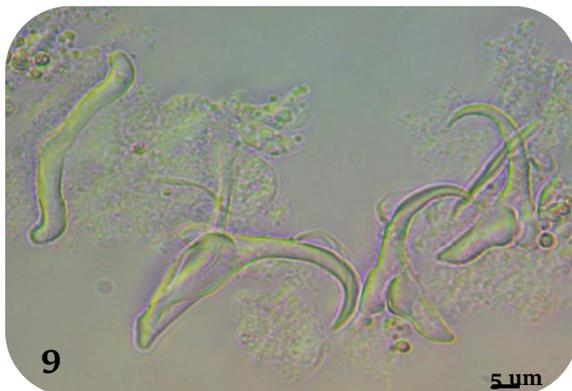
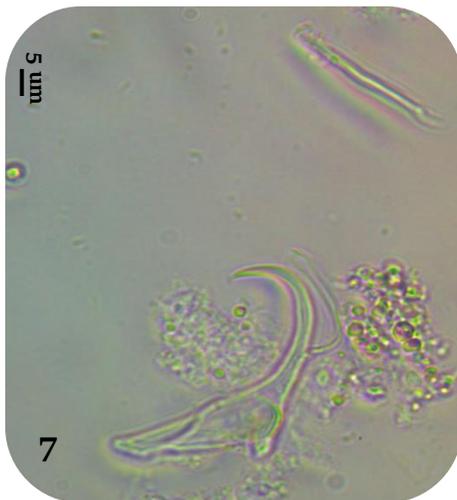
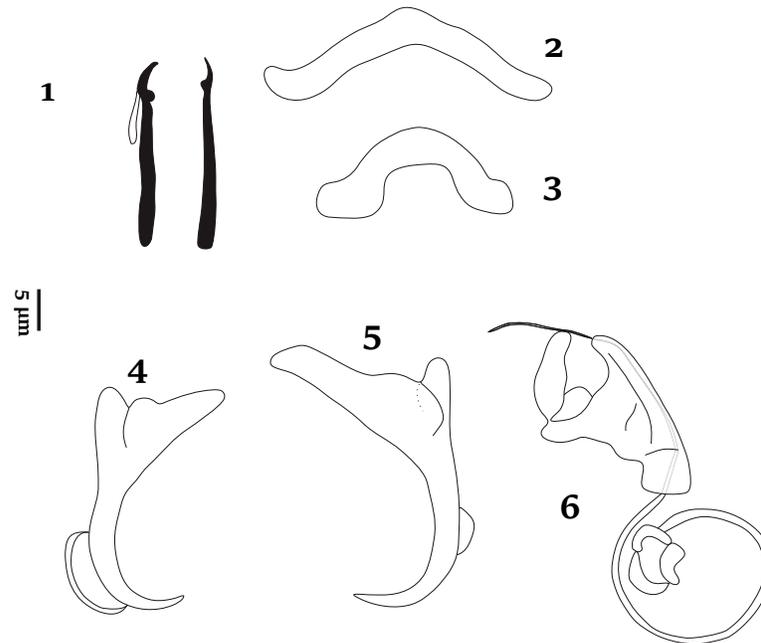


Fig.3.3.3.6. *Diaphorocleidus* sp. 2.
1. Ganchos marginales. 2. Barra dorsal. 3. Barra ventral. 4. Anchor dorsal. 5. Anchor ventral. 6. Órgano copulador. 7. Fotografía de anchor ventral. 8. Fotografía de barra ventral. 9. Fotografía con barra dorsal y anchors.

***Diaphorocleidus* sp. 3**

Descripción (n=12, medidas en μm)

Cuerpo, 270.2 (171.5–361,9) de largo; 114.1 (56.3–132) de ancho, tegumento fino y liso. Margen cefálico con lóbulos moderadamente desarrollados, glándulas cefálicas indistintas. Dos pares de ojos. Faringe esférica; esófago corto, bifurcado en dos ciegos intestinales. Haptor subhexagonal 31,2 (22,2–67,6) de largo, 43,1 (41–64,5) de ancho. Anchor ventral 38.9 (29.8–43.1) de largo, 10.3 (9.1–12,3) de ancho, raíces cortas, tallo y punta curvos, filamento de anclaje presente. Anchor dorsal 11.4 (10.8–14.2) de largo, 6.9 (5.6–7.6) de ancho, tallo y punta curvados, sin filamento de anclaje. Barra ventral 27,6 (24.5–31,2) de longitud, 3,2 (2,9–4,5) de ancho medio, robusto y ligeramente en forma de V. Barra dorsal 23,5 (21,9–32,5) de largo, 2,4 (2,2–3,3) de ancho mediano. Siete pares de ganchos marginales. Órgano copulador masculino en forma de tubo enrollado, base redondeada con dos anillos circulares; pieza accesoria compuesta por dos subunidades en forma de pinza. Gónadas intercecales, superpuestas. Vagina, oviducto, ootipo, útero y ovario no observados. Vitelario esparcido por todo el cuerpo (Fig.3.3.3.7).

Sitio de infección: filamentos branquiales

Localidades: A° El Pescado, A° Juan Blanco

Comentarios

Diaphorocleidus sp. 2 y *Diaphorocleidus* sp. 3 fueron ubicados dentro del género *Diaphorocleidus* principalmente por la morfología del órgano copulador masculino. Los ejemplares hallados fueron diferenciados principalmente por la morfología de los haptors ventrales y dorsales, barra ventral y dorsal y de los ganchos marginales. A su vez se observaron diferencias en la morfología del órgano copulador, pero debido a su compleja morfología no se pudieron hacer mayores inferencias sobre dichas estructuras. Rossin *et al.* (2017) resalta la importancia de realizar reconstrucciones en tres dimensiones de este órgano copulador para evitar errores de interpretación morfológicos y taxonómicos en monogéneos Dactilógíridos.

En Argentina se han registrado aproximadamente 50 especies pertenecientes a más de 20 géneros de la familia Dactylogyridae. Estos registros constituyen la base para describir nuevas especies para la región Pampeana evidenciando la gran diversidad por descubrir.

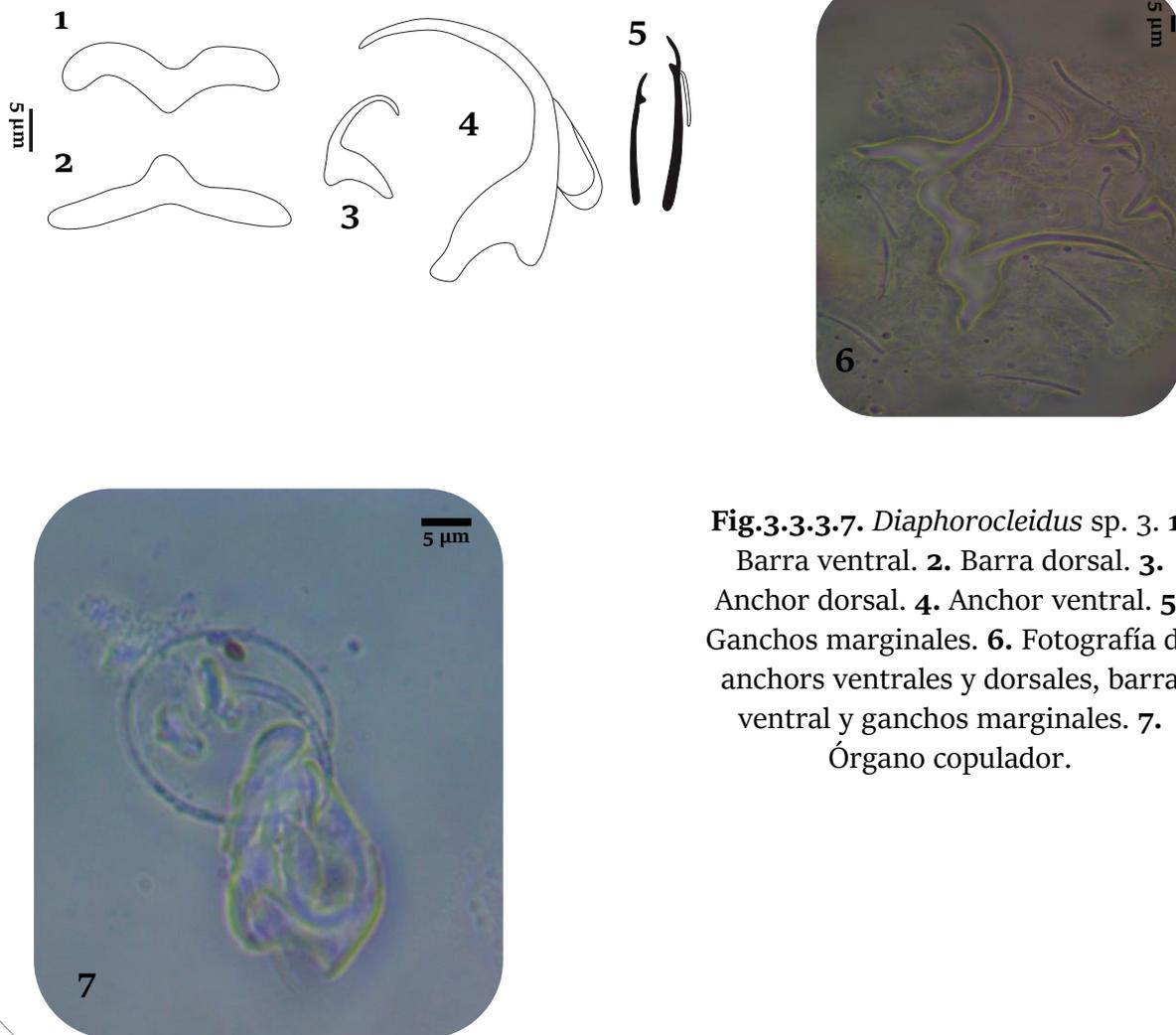


Fig.3.3.3.7. *Diaphorocleidus* sp. 3. **1.** Barra ventral. **2.** Barra dorsal. **3.** Anchor dorsal. **4.** Anchor ventral. **5.** Ganchos marginales. **6.** Fotografía de anchors ventrales y dorsales, barra ventral y ganchos marginales. **7.** Órgano copulador.

Phylum Nematoda

Orden Rhabditida Chitwood, 1933

Familia Camallanidae Railliet & Henry, 1915

***Procamallanus* sp.2**

Descripcion (n=2 ♂ n=1 ♀, medidas en µm)

Adultos en vida rojizos, con estrías cuticulares transversales.

Machos. Cuerpo 3.2 – 6 mm de largo, 0.12–0.21 mm de ancho. Cápsula bucal 32.1 – 46 de largo, 43 – 63.2 de ancho, con 13–17 espirales internas. Anillo basal 12 – 14.1 de largo, 13.1 – 19 de ancho. Esófago muscular 256 – 443.2 de largo, 27.2 – 55 de ancho; esófago glandular 0.87 – 1.12 mm de largo, 0.04 – 0.07 mm de ancho. Papilas caudales: 3 pares preanales y 3 pares postanales. Espículas, 68 – 72 de largo. Cola 123 – 140.2 de longitud.

Hembras. Cuerpo 9.2 – 12.1 mm de largo, 0,22–0,41 mm de ancho. Cápsula bucal 39.2 – 76 de largo, 63 – 81.2 de ancho, con 13–17 espirales internas. Esófago muscular 336 – 429 de largo, 35.2 – 71 de ancho; esófago glandular 1.47 – 2.11 mm de largo, 0.14 – 0.17 mm de ancho. Cola 31 – 123 de largo. Vulva no observada. (Fig.3.3.3.8).

Resumen

Sitio de infección: intestino

Localidades: A° El Pescado, A° Buñirigo, A° Juan Blanco

Comentarios

Las especies neotropicales de *Procamallanus* pertenecen a los subgéneros *Procamallanus* Baylis, 1923, *Spirocamallanus* y *Denticamallanus* Moravec y Thatcher, 1997 (Moravec, 1998; Luque, *et al.*, 2011). A su vez el subgénero *Spirocamallanus* se

caracteriza por presentar una cápsula oral con espirales internas en ambos sexos (Moravec & Sey, 1988).

Los nematodos se hallaron en el estómago y en las regiones anterior y porciones medias del intestino delgado de *P. rutilus* podrían ser similares en morfología a *Procamallanus (Spirocamallanus) hilarii* basándose en las claves taxonómicas propuestas por Rodríguez *et al.* (1991) y Moravec (1998) debido a similitudes en las medidas de los órganos. Se deben realizar mayores análisis morfológicos y la secuenciación de los ejemplares hallados en *P. rutilus* para poder realizar una correcta determinación de los ejemplares provenientes de este hospedador.

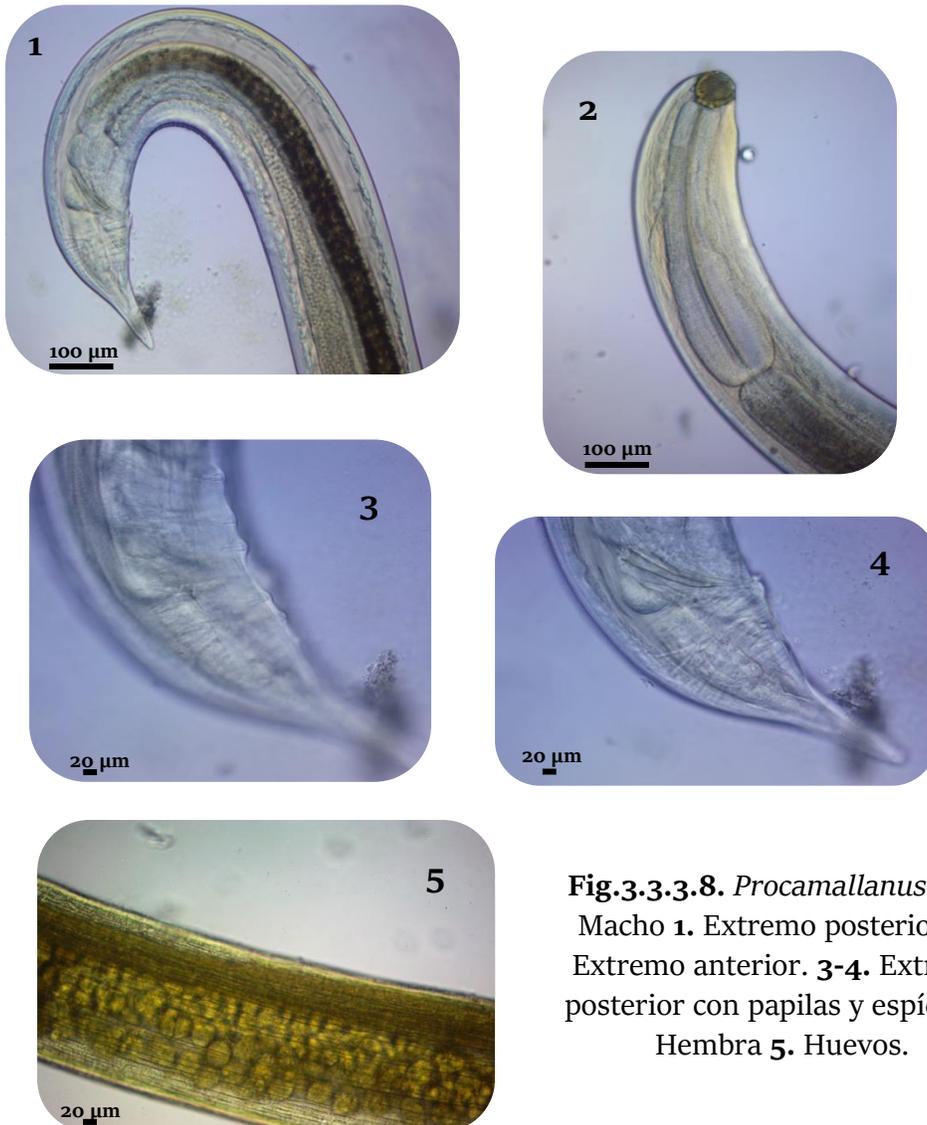


Fig.3.3.3.8. *Procamallanus* sp.2.
Macho **1.** Extremo posterior. **2.**
Extremo anterior. **3-4.** Extremo
posterior con papilas y espículas.
Hembra **5.** Huevos.

Familia Anisakidae Railliet & Henry, 1912

Larvas Anisakidae gen. sp. indet.

Descripción (n=3, medidas en μm)

Larvas de estadio L3. Cuerpo, 1.32 - 3.70 mm de largo y 63 - 198 de ancho. Cutícula con estrías transversales. Extremo anterior con un diente que se proyecta antero-ventralmente. Esófago 187 - 391 de largo y 9 - 27 de ancho. Ventrículo 20 - 71 (19, 39 ± 12) de largo y 25 - 52 (19, 36 ± 7.81) de ancho. Apéndice ventricular. Ciego intestinal, 69 - 182 de largo y 19 - 47 de ancho (Fig.3.3.3.9).

Sitio de infección: enquistados en la mucosa intestinal y en los mesenterios

Localidades: A° El Pescado, A° Juan Blanco

Comentarios

Los ejemplares hallados fueron identificados dentro de la familia Anisakidae por poseer un diente cuticular, esófago ensanchado posteriormente y por la presencia de ventrículo y apéndice ventricular (Moravec, 1998). No fue posible visualizar la posición del poro excretor, característica indispensable para diferenciar a los géneros de esta familia (Cheng, 1982).

Este hallazgo permite dar a conocer un nuevo registro en la provincia de Buenos Aires donde *P. rutilus* se halla parasitado por larvas del tercer estadio de la familia Anisakidae.

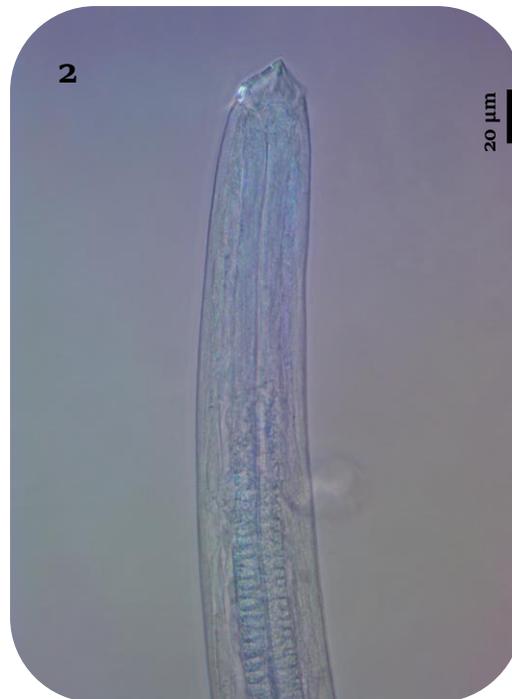
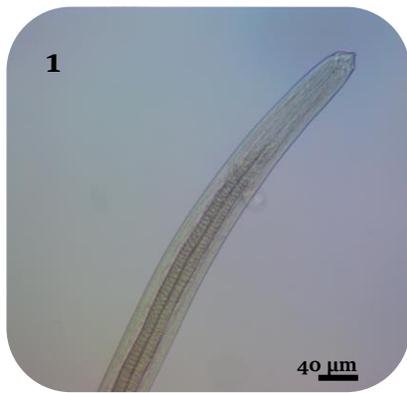


Fig.3.3.3.9. Larvas L3 Anisakidae gen. sp. indet. **1-2.** Extremo anterior. **3.** Extremo posterior.

Phylum Arthropoda von Siebold, 1848

Subphylum Crustacea Brünnich, 1772

Clase Copepoda Milne Edwards, 1840

Orden Cyclopoida Burmeister, 1834

Familia Lernaeidae Cobbold, 1879

***Lernaea cyprinacea* Linnaeus, 1758**

Descripción y Comentarios (n=3)

Cuerpo dividido en cefalosoma, cuello y tronco. Cefalosoma con cuatro procesos de anclaje. Cefalotórax de contorno esférico y protruye de la superficie del cefalosoma. Anténulas, antenas, maxilas y maxilípedos en el cefalotórax. Las características morfológicas mencionadas permitieron determinar a este copépodo como *Lernaea cyprinacea*.

Las ejemplares analizadas presentaron características y medidas muy similares a las halladas en *C. interruptus* (Ver pág. 100).

Este hallazgo constituye la primera mención de especímenes de *L. cyprinacea* parasitando a *P. rutilus* en arroyos pampeanos.

Sitio de infección: superficie

Localidades: A° El Pescado, A° Juan Blanco

Familia Ergasilidae

***Tiddergasilus* sp.**

Descripción (n=6, medidas en μm)

Hembra Adulta. La longitud del cuerpo desde el margen anterior del prosoma hasta el margen caudal del rami es de 650.7 - 780,2 (702.1) (n=7). Cuerpo conformado por prosoma y urosoma (Fig.3.3.3.10). El prosoma consiste de un cefalosoma no inflado unido parcialmente al primer segmento pedígero, seguido por tres somitos libres. El cefalotórax es largo, casi tres veces su ancho; con anténulas y antenas visibles en vista dorsal. El urosoma está conformado por el 5to somito pedígero, un somito genital doble y 3 somitos abdominales libres. El somito genital doble posee forma de barril, más ancho que largo. Los somitos libres abdominales son casi iguales en largo. El somito anal es bipartido. El rami caudal es más largo que ancho, cada ramus está armado con una seta interna larga, una seta media larga y 2 setas más pequeñas.

La anténula está formada por 6 segmentos y se hace más estrecha hacia la región distal de la misma. Está armada con setas simples (s); la fórmula setal desde el segmento

proximal hasta el distal es la siguiente: 1s, 10s, 5s, 4s, 2s, 5s. La antena es pequeña y robusta, con una coxabase y un endopodio de 3 segmentos y una garra terminal. La membrana entre la coxabase y el primer segmento no está inflada. El primer segmento con una sensila pequeña en el margen interno. El 2do segmento más angosto y casi 3 veces más corto que el 1er segmento y carece de sensilas. El tercer segmento es pequeño seguido por una garra robusta y curvada (formando un ángulo cercano a 90°). Las piezas bucales no se observaron en su totalidad. Las patas nadadoras son 4, todas son birramosas y comprenden de un protopodio con 2 segmentos: una coxa y una base. La armadura de las patas se detalla en la Tabla 3.3.3.

Sitio de infección: branquias

Localidades: A° El Pescado, A° Buñirigo, A° Juan Blanco

	Coxa	Base	Exópodo	Endópodo
Pata 1	0-0	0-1	I-0; 0-1; II-5*	0-1; II-5
Pata 2	0-0	0-01	I-0; 0-1; I-6	0-1; I-5
Pata 3	0-0	0-01	I-0; 0-1; I-6	0-1; I-5
Pata 4	0-0	0-1	0-0; I-5	0-1; I-3

Tabla 3.3.3. Armadura de las patas nadadoras (1-4) de la especie *Tiddergasilus* n. sp. Los números romanos representan la cantidad de espinas y los números arábigos la de setas.

Comentarios

De acuerdo a Boxshall & Defaye (2008), la región Neotropical alberga una alta riqueza de ergasílicos, con más de 60 especies registradas de agua dulce. Sin embargo, el conocimiento acerca de estos copépodos en la región es incompleta y es de esperar que el número de especies descritas aumente a medida que aumenten los estudios (Suárez-Morales & Santana-Piñeros, 2008; Muriel-Hoyos *et al.*, 2015).

El género *Tiddergasilus* (Marques & Boeger, 2018) es un taxón hermano a las especies del género *Ergasilus* (Nordmann, 1832) en la región Neotropical (Mendes Marques & Boeger, 2018). De acuerdo a los autores, la combinación de las siguientes características se consideran diagnósticas del género *Tiddergasilus*: (1) pata I con un endópodo con 2 segmentos, (2) espinas presentes en el exópodo de la pata II, (3) anténula con 6 segmentos, (4) antena pequeña y robusta con el 2do segmento muy corto y una garra corta y curvada con una muesca en el margen interior y (5) endópodo de la pata IV con 2 segmentos. Todas las características mencionadas, fueron observadas en los ejemplares de *P. rutilus* analizados. Actualmente existen 2 especies pertenecientes a este género, *T. inheringi* y *T. bipartitus* descrito este último, para la especie *Astyanax lacustris* (Bravin Narciso *et al.*, 2022).

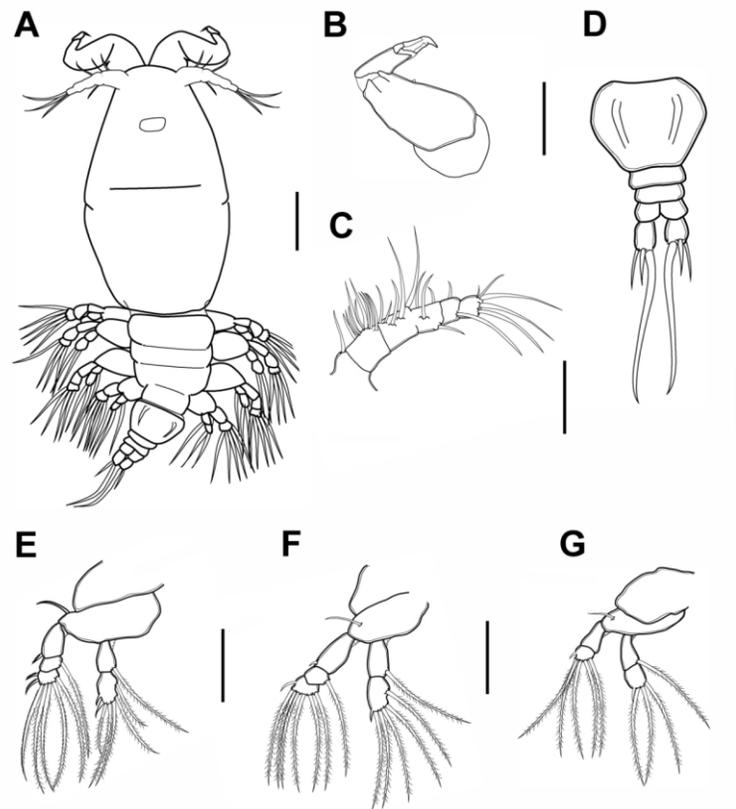


Fig.3.3.3.10. *Tiddergasilus* sp. **A.** Hembra adulta, vista dorsal; **B.** Antena; **C.** Anténula; **D.** Urosoma; **E.** Pata I; **F.** Pata II y **G.** Pata IV. Las barras representan las siguientes medidas: **A.:** 100 μm y **B-G:** 50 μm . (Ilustraciones cortesía Waicheim (2023)).

3.4 CARACTERIZACIÓN GENERAL DE TAXA PARASITARIOS

En el presente estudio, a fin de categorizar a los taxa como autogénicos o alogénicos, se consideraron las investigaciones existentes sobre las distintas modalidades de ciclo de vida que presentan las especies parásitas de *C. decemmaculatus*, *C. interruptus* y *P. rutilus*. En los casos en que no se halló bibliografía específica se tuvieron en cuenta los estudios realizados en especies/taxa relacionadas.

Considerando los ciclos de vida monoxenos/heteroxenos pudimos agrupar los taxa parasitarios en dos grupos. Los taxa monoxenos estuvieron representados por aquellos parásitos pertenecientes al Phylum Ciliophora (Lom & Dyková 1992), Phylum Cnidaria (Lom & Dyková 1992), Clase Monogenea del Phylum Platyhelminthes (Marcotegui, 2011) y Phylum Arthropoda (Morales-Serna & de León, 2012). Por otro lado, los taxa heteroxenos fueron aquellos pertenecientes a la Clase Trematoda y Clase Cestoda del Phylum Platyhelminthes, Phylum Acanthocephala y Phylum Nematoda (Drago, 2017; Anderson, 2000).

Phylum Ciliophora

- *Trichodina* sp. Los miembros pertenecientes a este género presentan un ciclo de vida autogénico debido a que la transmisión se produce por contacto directo con otros hospedadores del mismo cuerpo de agua o por natación activa de los tricodínidos entre hospedadores (Blazhekovikj-Dimovska & Stojanovski, 2020).

- *Apiosoma* sp. Los miembros pertenecientes a este género tienen ciclos de vida directos sobre sus hospedadores, por lo tanto presentan un ciclo de vida autogénico (Kvach *et al.*, 2017).

Phylum Cnidaria

- *Henneguya* sp. Los miembros pertenecientes a este género tienen ciclos de vida directos sobre sus hospedadores, por lo tanto presentan un ciclo de vida autogénico (Sobecka & Słomińska, 2007).

Phylum Platyhelminthes

- Metacercarias de la Familia Heterophyidae (*Metacercaria Heterophyidae* gen. sp. indet. 1-2; *Pygidiopsis* sp.; *Ascocotyle* aff. *nana*). Las metacercarias pertenecientes a esta familia alcanzan la madurez sexual en aves ictiófagas y en mamíferos, por lo tanto presentan un ciclo de vida alogénico (Lunaschi *et al.*, 2007a, 2007b).
- aff. *Posthodiplostomum nanum*. Las metacercarias pertenecientes a la familia Diplostomidae suelen tener como hospedador definitivo a un ave o mamífero (Gibson *et al.*, 2002). Lunaschi *et al.* (2007b) resumen las aves acuáticas hospedadoras definitivas de *P. nanum*: *Butorides striata*, *Ixobrychus involucris*, *Ardea alba*, *A. alba egretta* y *Plegadis chihi*. Por lo tanto, estas metacercarias presentan un ciclo de vida alogénico.
- *Acanthostomum* sp. Los miembros pertenecientes a este género alcanzan la madurez sexual en peces y en reptiles acuáticos (Ostrowski de Núñez, 1999; Ostrowski de Núñez *et al.*, 2020). Por lo tanto, estas metacercarias presentan un ciclo de vida autogénico.
- *Stephanoprora* sp. . Los miembros pertenecientes a este género alcanzan la madurez sexual en aves acuáticas (Ostrowski de Núñez & Quintana, 2008; Lunaschi *et al.*, 2007b). Por lo tanto, estas metacercarias presentan un ciclo de vida alogénico.
- *Saccocoelioides kirchneri*; *Saccocoelioides* sp.; *Saccocoelioides* aff. *octavus*. Los integrantes del género *Saccocoelioides* son parásitos frecuentes de peces y en ellos alcanzan la madurez sexual (Thatcher, 1978). En nuestro país se han hallado ejemplares adultos en numerosas especies de peces de aguas continentales (Ostrowski de Núñez *et al.*, 2020). Por lo tanto podemos inferir que los especímenes de *Saccocoelioides* sp. hallados presentan un ciclo de vida autogénico.
- *Genarchella* aff. *parva*. Los integrantes del género *Genarchella* son parásitos frecuentes de peces y en ellos alcanzan la madurez sexual (Gibson *et al.*, 2002). Ostrowski de Núñez *et al.* (2020) resumen un gran número de peces parasitados por *Genarchella parva*, por lo tanto presenta un ciclo de vida autogénico.

- *Aff Creptotrematina* sp. Los integrantes de la familia Allocreadiidae utilizan como hospedadores definitivos a los peces (Jones *et al.*, 2005). Ostrowski de Núñez *et al.* (2020) resumen los peces parasitados por especies del género *Creptotrematina*, por lo que presentan un ciclo de vida autogénico.

- Metacercaria de la Familia Diplostomidae (Metacercaria Diplostomidae gen. sp. idet.). Las metacercarias pertenecientes a esta familia alcanzan la madurez sexual en aves y mamíferos (Gibson *et al.*, 2002). Lunaschi *et al.* (2007b) resumen las aves parasitados por especies de esta familia, por lo que presentan un ciclo de vida alogénico.

- Metacestodes. Los cestodes son exclusivamente endoparásitos en el tracto digestivo de todos los grupos de vertebrados (principalmente en el intestino), mientras que las larvas (metacestodes) se encuentran en diferentes órganos y cavidades corporales de invertebrados y vertebrados (Scholz & Salgado-Maldonado, 2001). En Sudamérica hay un elevado número de registros de larvas no identificadas y por lo tanto se desconoce su hospedador definitivo, es por ello que en el presente trabajo no podemos afirmar si corresponden a taxa autogénicos o alogénicos.

- *Diaphorocleidus* sp. Los monogeneos completan su ciclo de vida en el hospedador acuático que parasitan (Santos-Bustos *et al.*, 2018). Por lo tanto, el género *Diaphorocleidus* presenta un ciclo de vida autogénico.

Phylum Acanthocephala

- *Wolffhugelia matercula*. Han sido reportadas hembras grávidas en *C. decemmaculatus* y *J. lineata* (Mañé Garzón & Dei-Cas, 1974; Lunaschi & Drago, 1995; Drago 1997). Por lo tanto, *W. matercula* presenta un ciclo de vida autogénico.

Phylum Nematoda

- *Procamallanus* sp. Los integrantes del género *Procamallanus* alcanzan la madurez sexual en peces y anfibios (Moravec, 1998). Ramallo & Ailán-Choke (2022) resumen los

peces parasitados por especies de este género, por lo que presentan un ciclo de vida autogénico.

- Anisakidae gen. sp. indet. En ambientes continentales, los adultos de esta familia completan su ciclo de vida en aves ictiófagas (Moravec, 1998). Drago *et al.* (2020) resumen las aves parasitadas por especies de esta familia, por lo que presentan un ciclo de vida alogénico.

Phylum Arthropoda

- *Lernaea cyprinacea*. Los especímenes de *L. cyprinacea* alcanzan la madurez sexual en peces y completan su ciclo dentro del ambiente acuático (Raissy & Ansari, 2012). Por lo tanto, *L. cyprinacea* presenta un ciclo de vida autogénico.

- *Tiddergasilus* sp. Los especímenes pertenecientes al género *Tiddergasilus* alcanzan la madurez sexual en peces y completan su ciclo dentro del ambiente acuático (Mirandola & Vieira, 2022). Por lo tanto, *Tiddergasilus* presenta un ciclo de vida autogénico.

En las tablas 3.4.1-3 se presenta un resumen de los taxa parasitarios de *C. decemmaculatus*, *C. interruptus* y *P. rutilus* caracterizados según sus ciclos de vida.

Taxa	Tipo de Ciclo de Vida	
	Según el número de hospedadores	Según el hospedador definitivo
<i>Trichodina</i> sp.	monoxeno	autogénico
<i>Apiosoma</i> sp.	monoxeno	autogénico
Metacercaria Heterophyidae 1	heteroxeno	alogénico
Metacercaria Heterophyidae 2	heteroxeno	alogénico
<i>Pygidiopsis</i> sp.	heteroxeno	alogénico
aff. <i>P. nanum</i>	heteroxeno	alogénico
<i>Acanthostomum</i> sp.	heteroxeno	autogénico
<i>Stephanoprora</i> sp.	heteroxeno	alogénico
<i>S.kirchneri</i>	heteroxeno	autogénico
Metacestode	heteroxeno	-
<i>Wolffhugelia matercula</i>	heteroxeno	autogénico

3.4.1. Modalidad de infección de los parásitos registrados en *C.decemmaculatus*.

Taxa	Tipo de Ciclo de Vida	
	Según el número de hospedadores	Según el hospedador definitivo
Metacercaria Heterophyidae 1	heteroxeno	alogénico
Metacercaria Heterophyidae 2	heteroxeno	alogénico
<i>Ascocotyle</i> aff. <i>nana</i>	heteroxeno	alogénico
<i>Acanthostomum</i> sp.	heteroxeno	autogénico
<i>Saccocoelioides</i> sp.	heteroxeno	autogénico
Metacestode	heteroxeno	-
<i>Diaphorocleidus</i> sp.1	monoxeno	autogénico
<i>Procamallanus</i> sp. 1	heteroxeno	autogénico
<i>Lernaea cyprinacea</i>	monoxeno	autogénico

3.4.2. Modalidad de infección de los parásitos registrados en *C.interruptus*.

Taxa	Tipo de Ciclo de Vida	
	Según el número de hospedadores	Según el hospedador definitivo
<i>Apiosoma</i> sp.	monoxeno	autogénico
<i>Henneguya</i> sp.	monoxeno	autogénico
Metacercaria Heterophyidae 1	heteroxeno	alogénico
<i>Ascocotyle</i> aff. <i>nana</i>	heteroxeno	alogénico
<i>Acanthostomum</i> sp.	heteroxeno	autogénico
<i>Saccocoelioides</i> aff. <i>octavus</i>	heteroxeno	autogénico
Aff. <i>Creptotrematina</i> sp.	heteroxeno	autogénico
<i>Genarchella</i> aff. <i>parva</i>	heteroxeno	autogénico
Metacercaria Diplostomidae	heteroxeno	alogénico
Metacestode	heteroxeno	-
<i>Diaphorocleidus</i> sp. 2	monoxeno	autogénico
<i>Diaphorocleidus</i> sp. 3	monoxeno	autogénico
<i>Procamallanus</i> sp. 2	heteroxeno	autogénico
Anisakidae gen. sp. indet.	heteroxeno	alogénico
<i>Lernaea cyprinacea</i>	monoxeno	autogénico
<i>Tiddergasilus</i> sp.	monoxeno	autogénico

3.4.3. Modalidad de infección de los parásitos registrados en *P.rutilus*.

CAPÍTULO 4
ANÁLISIS DE LAS POBLACIONES PARASITARIAS

4.1 INTRODUCCIÓN

Los parásitos de peces abarcan una amplia variedad de grupos taxonómicos y están presentes en prácticamente todos los ecosistemas. Establecen relaciones obligadas con los organismos que los hospedan, influenciando aspectos como la fisiología, la morfología, la reproducción y el comportamiento. Su presencia también proporciona información sobre la distribución y la estructura poblacional del hospedador (Cantatore & Timi, 2015).

En ecología parasitaria se han definido diferentes niveles de análisis con el fin de comprender la estructura y dinámica de las poblaciones y comunidades parásitas (Bush *et al.*, 1997). El motivo por el cual algunas especies de peces presentan una mayor prevalencia de parásitos que otras constituye un aspecto crucial dentro del campo de la ecología de peces (Luque & Poulin, 2008).

Los parásitos en general se caracterizan por poseer una distribución espacial agregada en la cual se hallan distribuidos de forma no uniforme en el espacio, donde típicamente pocos hospedadores exhiben una alta intensidad parasitaria mientras que los demás presentan pocos o ningún individuo parásito (Poulin, 1998a). La distribución estadística que representa a este tipo de disposición espacial es la binomial negativa (Morales & Pino, 1987; Poulin, 1998a).

Con el propósito de examinar y comprender la configuración y el funcionamiento de las poblaciones de helmintos se han definido tres niveles de análisis: el nivel infrapoblacional incluye a todos los individuos de una especie parásita en un individuo hospedador en un tiempo específico. El nivel de población componente es definida como todos los individuos de una especie parásita dentro de una población de una especie hospedadora. El nivel de suprapoblación incluye a todas las infrapoblaciones de una especie parásita, en todas sus etapas de desarrollo, incluyendo sus fases de vida libre, en las poblaciones de las especies hospedadoras en un espacio y tiempo particular (Bush *et al.*, 1997).

4.2 METODOLOGÍA

Con fines comparativos, y considerando los resultados expuestos en el Capítulo 2, se agruparon los datos de machos y hembras de cada hospedador para estudiar las poblaciones parasitarias de *C. decemmaculatus*, *C. interruptus* y *P. rutilus* analizando separadamente los datos provenientes de los distintos muestreos estacionales a partir de los índices parasitológicos según Bush *et al.* (1997):

Prevalencia (P): número de hospedadores parasitados por una especie parásita (o taxón) sobre el total de hospedadores examinados. Usualmente se expresa como porcentaje.

Intensidad (I): número de individuos de una especie parásita particular hallados en un único hospedador parasitado.

Intensidad media (IM): número total de parásitos de una especie determinada sobre el total de hospedadores parasitados.

Abundancia (A): número de individuos de una especie parásita en un único hospedador. A diferencia de la intensidad, incluye a los hospedadores no parasitados en los que la abundancia es igual a 0.

Abundancia media (AM): número de individuos parásitos sobre el número de hospedadores analizados.

Para aquellos taxones en donde únicamente se pudo registrar su presencia/ausencia, debido a que fueron tratados como no contables (microparásitos, monogéneos y larvas de cestodos), solamente se calculó la prevalencia.

Con el fin de conocer si existen variaciones entre los diferentes muestreos para cada estación y especie de hospedador se utilizó el Test de Fisher para comparar las prevalencias parasitarias. Cuando el nivel de significancia fue <0.05 se realizaron comparaciones múltiples a posteriori utilizando la corrección de Bonferroni con el fin de

determinar entre que grupos se hallaban las diferencias significativas. Para evaluar las abundancias parasitarias se utilizó el Test de U de Mann-Witney.

A continuación se agruparon todos los muestreos correspondientes a cada arroyo y se utilizó el coeficiente de correlación de rangos de Spermán (r_s), con un nivel de significancia de 0.01, para evaluar las asociaciones entre la talla del hospedador (LT) e índice de Fulton (IK) y el número de parásitos. Este coeficiente de correlación es un test no paramétrico que permite establecer el grado de asociación entre dos variables mediante el valor de r_s que oscila entre -1 y +1 (Morales & Pino, 1987; Siegel, 1990).

Tanto los test estadísticos como la correlación fueron llevados a cabo en aquellas especies parásitas con prevalencias >10% en al menos uno de los muestreos para cada estación.

Para los análisis estadísticos se utilizó el software RStudio ver. 4.2.1 (2022) y PAST ver.3.4.14.

4.3 RESULTADOS

4.3.1 *Cnesterodon decemmaculatus*

4.3.1.1 *Trichodina* sp.

Este género presentó fluctuaciones a lo largo del año para cada arroyo (Tabla 4.3.1.1.1, Fig. 4.3.1.1.1). Los resultados obtenidos del test de Fisher se presentan en la Tabla 4.3.1.2.

	N	A° Rodríguez	N	A° El Pescado	N	A° Buñirigo	N	A° J.Blanco
Otoño '18	56	21.4	44	0	28	0	0	0
Invierno '18	47	0	29	13.8	26	69.2	49	0
Primavera '18	51	70.6	50	36	34	23.5	30	30
Verano '19	45	93.3	36	0	34	0	27	40.7
Otoño'19	44	4.5	44	0	21	0	38	0
Invierno '19	46	0	40	5	34	26.5	37	0
Primavera '19	44	47.7	29	10.3	32	0	43	25.6
Verano '20	58	68.9	43	2.3	30	0	42	19.04

Tabla 4.3.1.1.1. Prevalencias estacionales de *Trichodina* sp. (N=hospedadores analizados)

	A° Rodríguez	A° El Pescado	A° Buñirigo	A° J.Blanco
Otoño '18 - Invierno '18	*	*	**	NS
Invierno '18-Primavera '18	**	NS	NS	**
Primavera '18- Verano '19	NS	**	*	NS
Verano '19- Otoño'19	**	NS	NS	**
Otoño'19- Invierno '19	NS	NS	*	NS
Invierno '19- Primavera '19	**	NS	**	**
Primavera '19- Verano '20	NS	NS	NS	NS

Tabla 4.3.1.1.2. Niveles de significancia del test de Fisher entre prevalencias estacionales de *Trichodina* sp. (NS= no significativo; * p<0.05; **p<0.01)

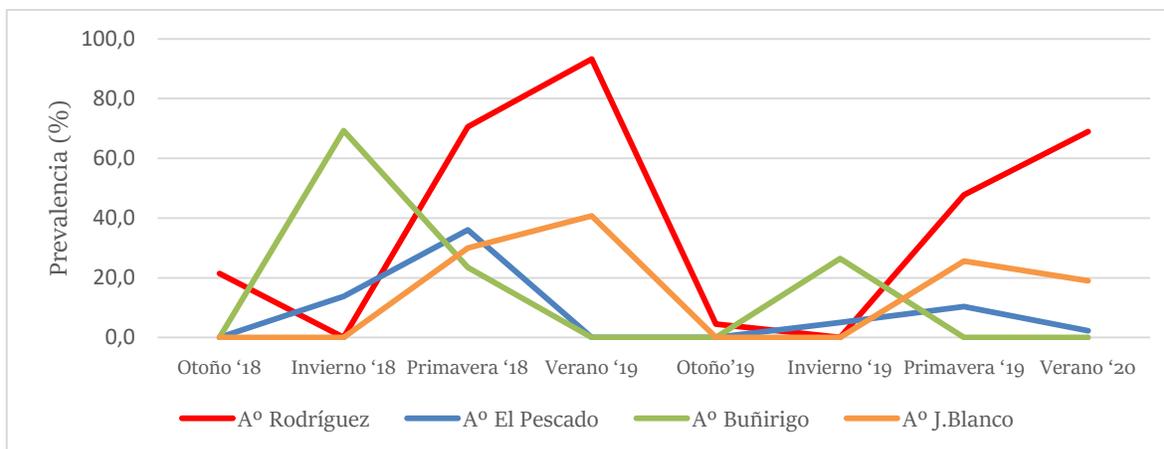


Fig. 4.3.1.1. Prevalencias estacionales de *Trichodina* sp.

4.3.1.2 *Apiosoma* sp.

En el A°Rodríguez las prevalencias fueron máximas en primavera, mientras que en el A° El Pescado y Buñirigo la especie se presentó únicamente en otoño. En el A° Juan Blanco no se halló *Apiosoma* sp. (Tabla 4.3.1.2.1., Fig. 4.3.1.2.1.). Los resultados obtenidos del test de Fisher se presentan en la Tabla 4.3.1.2.2.

	N	A° Rodríguez	N	A° El Pescado	N	A° Buñirigo
Otoño '18	56	1.8	44	21.4	28	7.1
Invierno '18	47	0	29	0	26	0
Primavera '18	51	17.6	50	0	34	0
Verano '19	45	0	36	0	34	0
Otoño'19	44	2.2	44	22.7	21	0
Invierno '19	46	0	40	0	34	0
Primavera '19	44	25	29	0	32	0
Verano '20	58	1.7	43	0	30	0

Tabla 4.3.1.2.1. Prevalencias estacionales de *Apiosoma* sp. (N=hospedadores analizados)

	A° Rodríguez	A° El Pescado	A° Buñirigo
Otoño '18 - Invierno '18	NS	*	NS
Invierno '18-Primavera '18	**	NS	NS
Primavera '18- Verano '19	**	NS	NS
Verano '19- Otoño'19	NS	**	NS
Otoño'19- Invierno '19	NS	**	NS
Invierno '19- Primavera '19	**	NS	NS
Primavera '19- Verano '20	**	NS	NS

Tabla 4.3.1.2.2. Niveles de significancia del test de Fisher entre prevalencias estacionales de *Apiosoma* sp. (NS= no significativo; * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$)

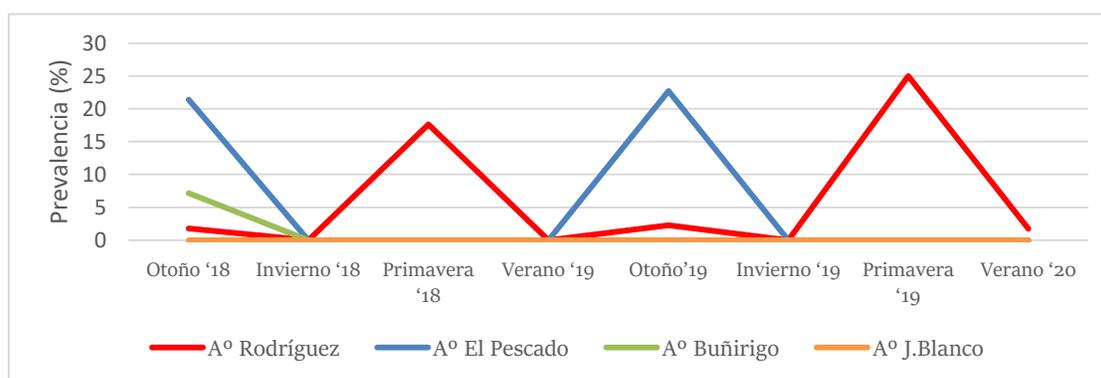


Fig. 4.3.1.2.1. Prevalencias estacionales de *Apiosoma* sp.

4.3.1.3 Metacercaria Heterophyidae gen. sp. indet. 1

Esta especie se halló esporádicamente durante el período de muestreo. Se puede visualizar un patrón estacional en el A° Rodríguez. La mayor intensidad media se registró en verano del 2020 para el A° Buñirigo (Fig. 4.3.1.3.1.).

Los resultados obtenidos del test de Fisher y del test U de Mann-Witney se presentan en la Tabla 4.3.1.3.1.

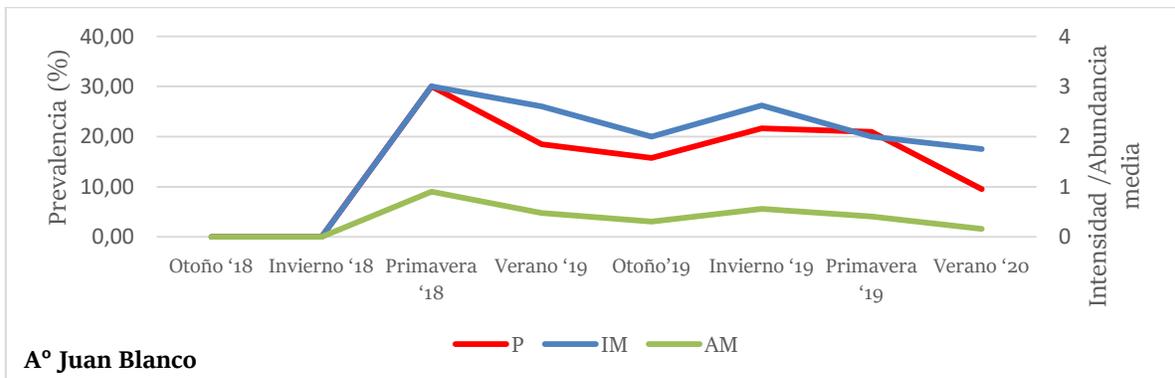
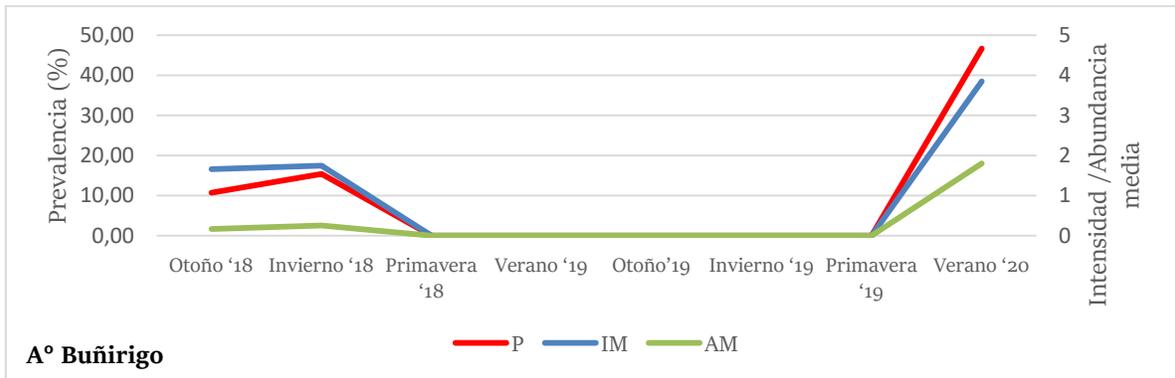
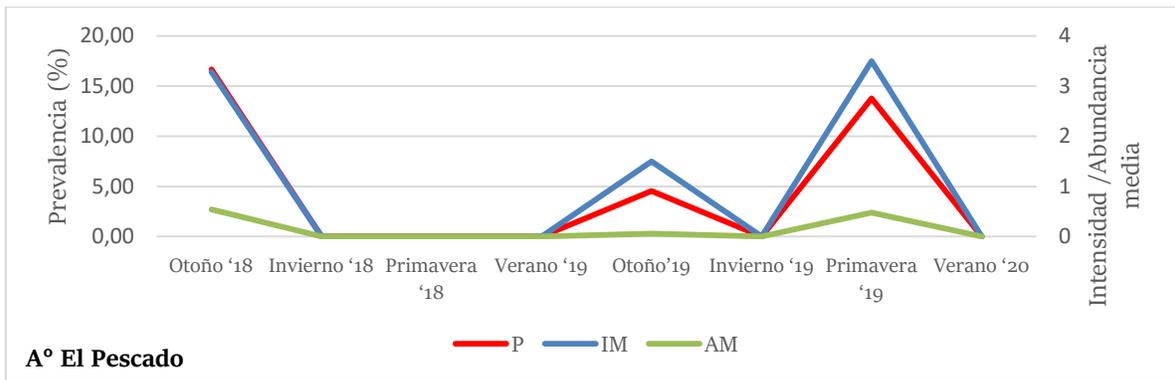
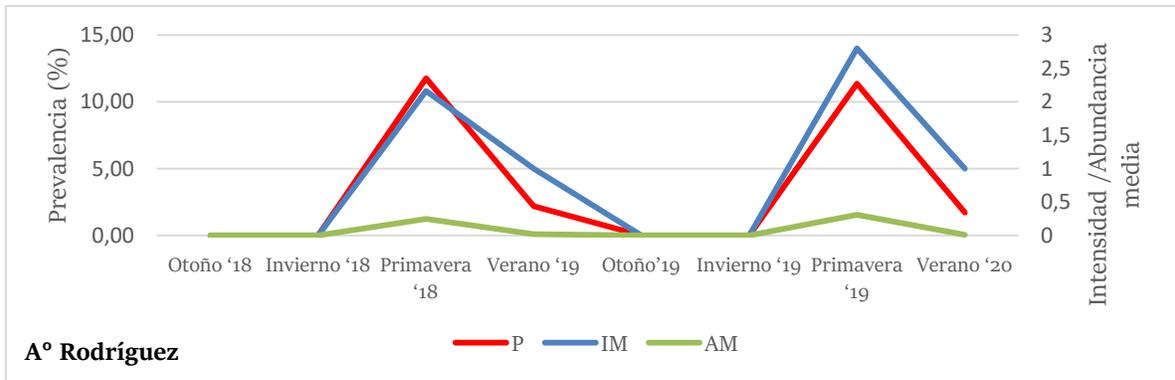


Fig. 4.3.1.3.1. Prevalencia, intensidad y abundancia media estacional de *Heterophyidae* gen. sp. indet. 1.

	A° Rodríguez		A° El Pescado		A° Buñirigo		A° J. Blanco	
	P	AM	P	AM	P	AM	P	AM
Otoño '18 - Invierno '18	NS	NS	*	NS	NS	NS	-	-
Invierno '18-Primavera '18	NS	*	NS	NS	*	NS	**	**
Primavera '18- Verano '19	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Verano '19- Otoño'19	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Otoño'19- Invierno '19	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Invierno '19- Primavera '19	NS	*	*	NS	NS	NS	NS	NS
Primavera '19- Verano '20	NS	*	*	NS	**	*	NS	NS

Tabla 4.3.1.3.1. Niveles de significancia del test de Fisher y del test U de Mann-Whitney en Heterophyidae gen. sp. indet. 1. (NS= no significativo; * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$. P=prevalencia; AM=abundancia media).

El test de Spearman detectó una correlación baja y significativa entre el número de metacercarias y la longitud del hospedador ($r_s = 0.12$, $p = 0.01$) en el A° Rodríguez. Por otro lado, no detectó una correlación significativa entre el número de metacercarias y la longitud del hospedador en el A° El Pescado ($r_s = 0.02$, $p = 0.6$), A° Buñirigo ($r_s = 0.04$, $p = 0.4$) y A° Juan Blanco ($r_s = -0.001$, $p = 0.9$). Para el índice de Fulton las correlaciones no fueron significativas en ninguno de los sitios de estudio: A° Rodríguez ($r_s = 0.07$, $p = 0.1$), A° El Pescado ($r_s < 0.01$, $p = 0.8$), A° Buñirigo ($r_s = -0.02$, $p = 0.7$) y A° Juan Blanco ($r_s = 0.07$, $p = 0.2$).

4.3.1.4 Metacercaria Heterophyidae gen. sp. indet. 2

Los mayores valores de prevalencia se detectaron en primavera para los A° Rodríguez, El Pescado y Buñirigo. En cambio, en el A° Juan Blanco la mayor prevalencia fue en verano del 2019. En cuanto a las intensidades medias, el mayor valor fue de 11.3 en el A° Rodríguez (Fig. 4.3.1.4.1.).

Los resultados obtenidos del test de Fisher y del test U de Mann-Witney se presentan en la Tabla 4.3.1.4.1.

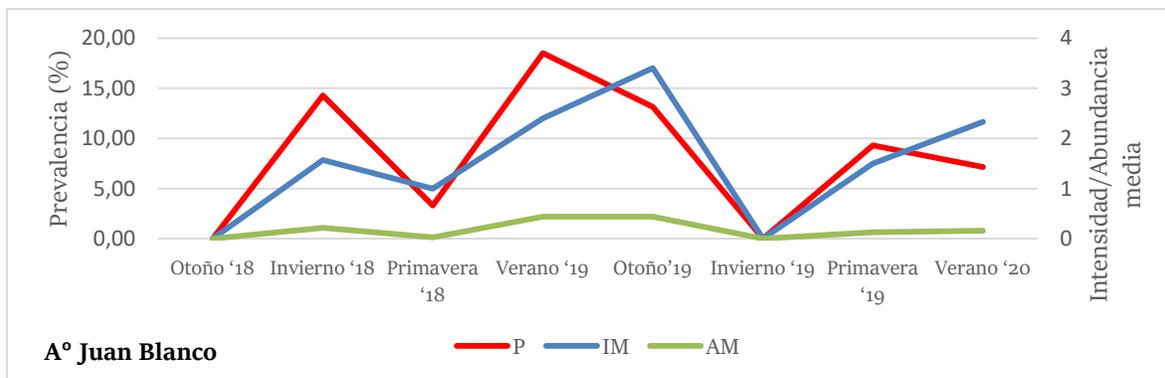
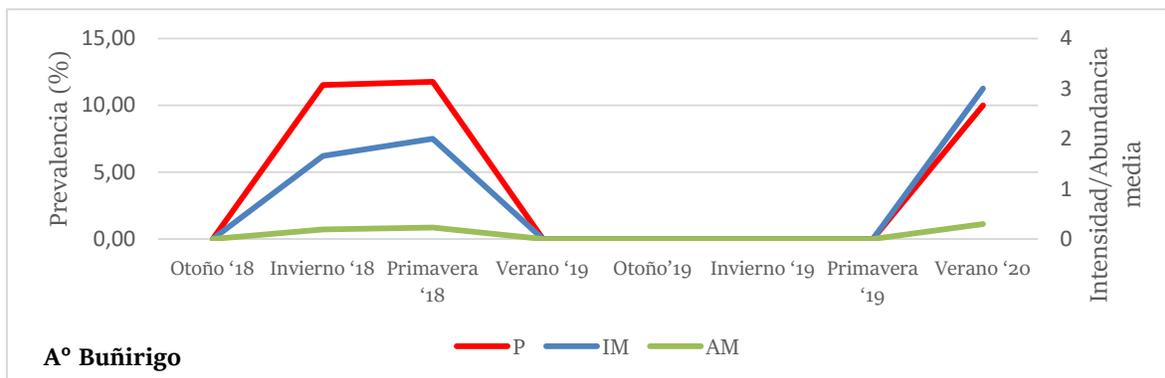
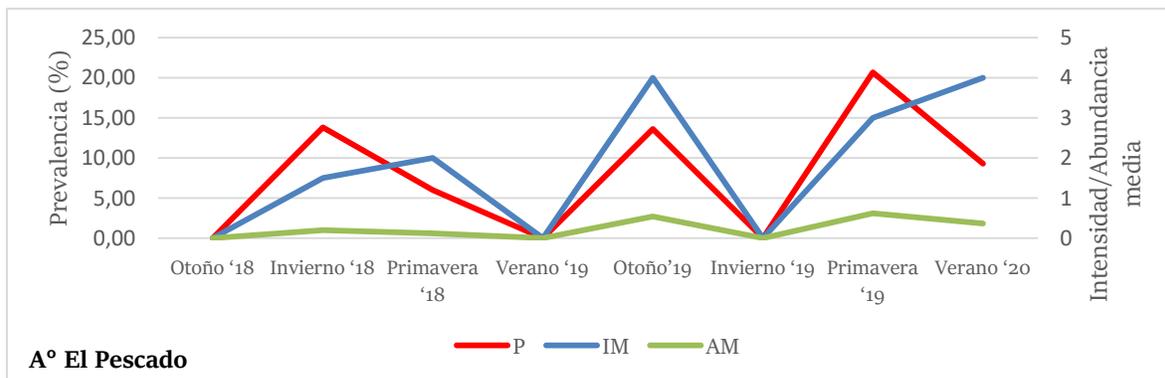
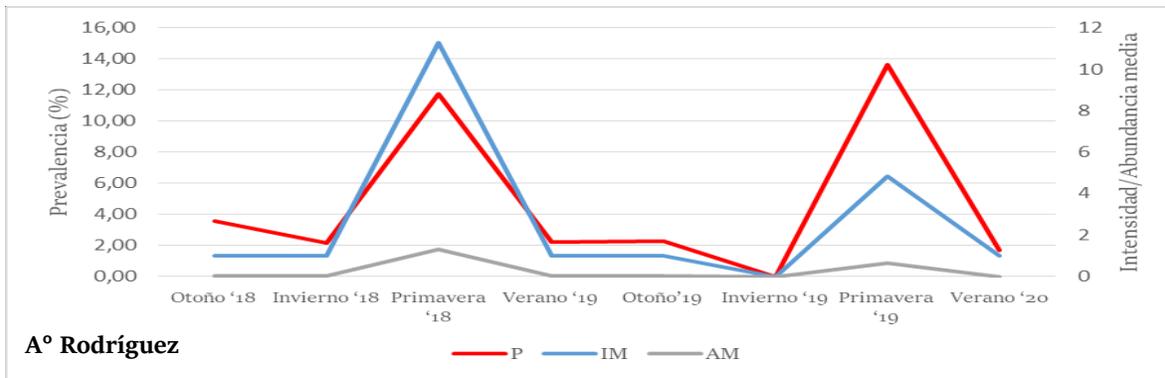


Fig. 4.3.1.4.1. Prevalencia, intensidad y abundancia media estacional de *Heterophyidae* gen. sp. indet. 2.

	A° Rodríguez		A° El Pescado		A° Buñirigo		A° J. Blanco	
	P	AM	P	AM	P	AM	P	AM
Otoño '18 - Invierno '18	NS	NS	*	NS	NS	NS	-	NS
Invierno '18-Primavera '18	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Primavera '18- Verano '19	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Verano '19- Otoño'19	NS	NS	*	NS	NS	NS	NS	NS
Otoño'19- Invierno '19	NS	NS	*	NS	NS	NS	NS	NS
Invierno '19- Primavera '19	*	NS	**	NS	NS	NS	NS	NS
Primavera '19- Verano '20	*	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS

Tabla 4.3.1.4.1. Niveles de significancia del test de Fisher y del test U de Mann-Whitney en Heterophyidae gen. sp. indet. 2 (NS= no significativo; * p<0.05; **p<0.01. P=prevalencia; AM=abundancia media)

El test de Spermán no detectó una correlación significativa entre el número de metacercarias y la longitud del hospedador para el A° Rodríguez ($r_s=0.18$, $p=0.08$), A° El Pescado ($r_s=0.03$, $p=0.5$), A° Buñirigo ($r_s=0.04$, $p=0.5$) y A° Juan Blanco ($r_s=0.009$, $p=0.8$). A su vez, se detectó una correlación significativa entre el número de metacercarias y el índice de Fulton para el A° Rodríguez ($r_s=0.12$, $p=0.01$) y A° El Pescado ($r_s=-0.13$, $p=0.01$). Por último, las correlaciones no fueron significativas entre el número de metacercarias y el índice de Fulton para el A° Buñirigo ($r_s=0.04$, $p=0.4$) y A° Juan Blanco ($r_s=0.08$, $p=0.1$).

4.3.1.5 Metacercaria *Pygidiopsis* sp.

Las metacercarias mostraron dinámicas estacionales distintas en los diferentes arroyos. Las mayores prevalencias se registraron en verano del 2020 para el A° Rodríguez, en primavera del 2018 para el A° El Pescado, en invierno del 2018 para el A° Buñirigo y otoño del 2019 para el A° Juan Blanco (Fig. 4.3.1.5.1.).

Los resultados obtenidos del test de Fisher y del test U de Mann-Witney se presentan en la Tabla 4.3.1.5.1.

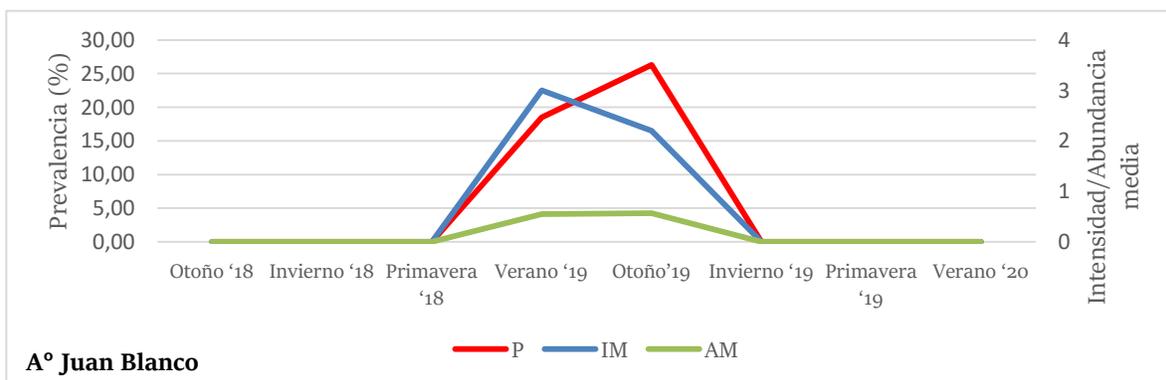
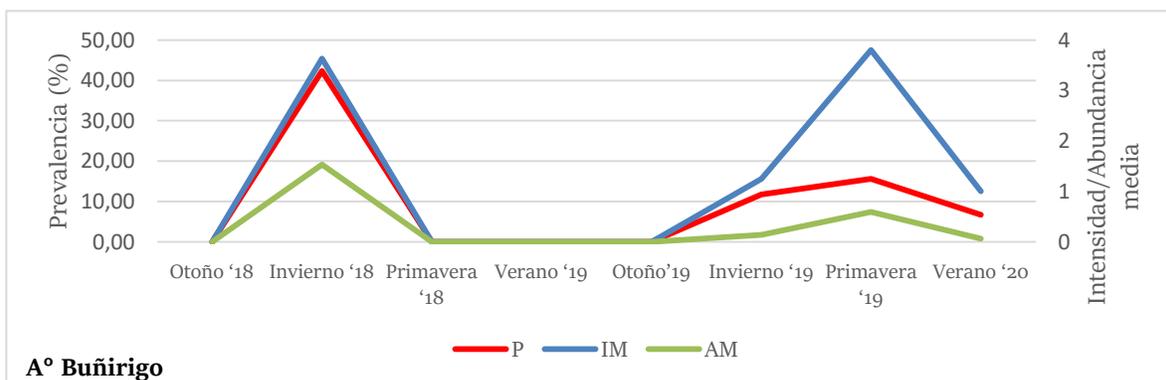
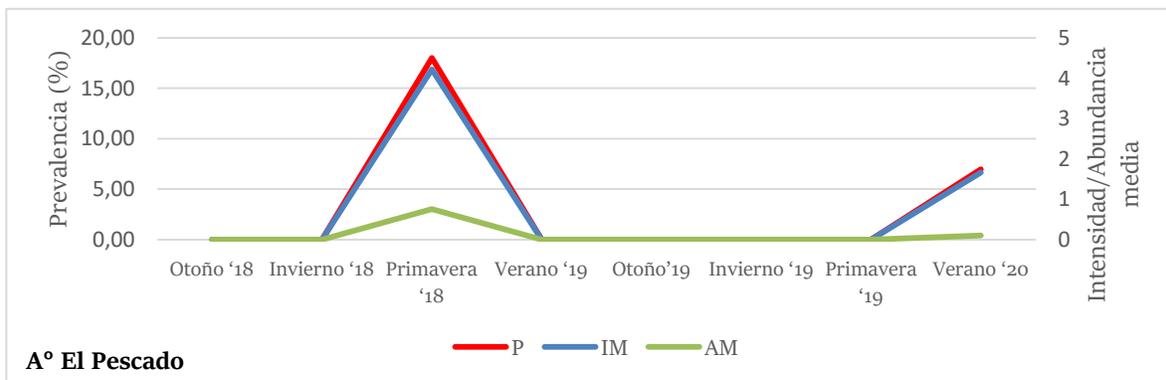
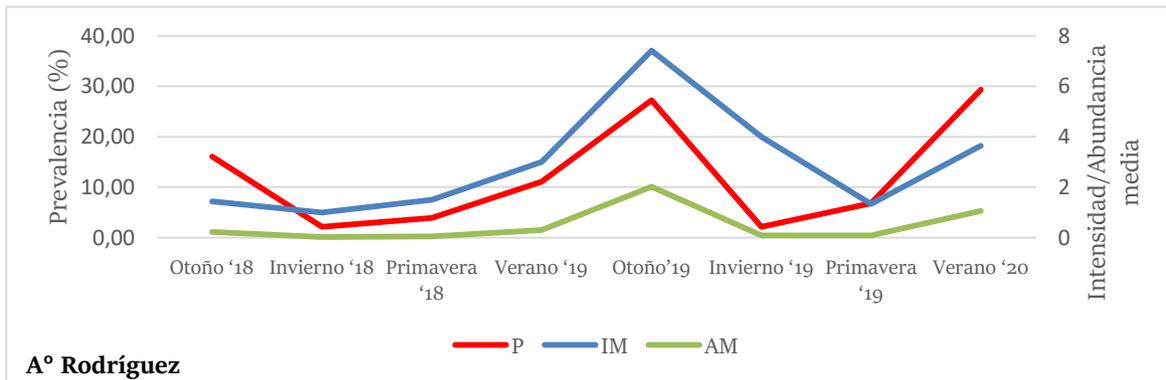


Fig. 4.3.1.5.1. Prevalencia, intensidad y abundancia media estacional de *Pygidiopsis* sp.

	A° Rodríguez		A° El Pescado		A° Buñirigo		A° J. Blanco	
	P	AM	P	AM	P	AM	P	AM
Otoño '18 - Invierno '18	*	*	NS	NS	**	**	-	-
Invierno '18-Primavera '18	NS	NS	*	NS	*	**	NS	NS
Primavera '18- Verano '19	NS	NS	**	NS	NS	NS	*	NS
Verano '19- Otoño'19	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Otoño'19- Invierno '19	**	**	NS	NS	NS	NS	**	*
Invierno '19- Primavera '19	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Primavera '19- Verano '20	*	**	NS	NS	NS	NS	NS	NS

Tabla 4.3.1.5.1. Niveles de significancia del test de Fisher y del test U de Mann-Whitney en *Pygidiopsis* sp. (NS= no significativo; * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$. P=prevalencia; AM=abundancia media)

El test de Spearman no detectó una correlación significativa entre el número de metacercarias y la longitud del hospedador para el A° Rodríguez ($r_s = -0.01$, $p = 0.03$), A° Buñirigo ($r_s = -0.19$, $p = 0.03$), A° El Pescado ($r_s = 0.08$, $p = 0.11$) y A° Juan Blanco ($r_s = 0.05$, $p = 0.3$). Por otro lado, no se detectó una correlación significativa entre el número de metacercarias y el índice de Fulton: A° Rodríguez ($r_s = -0.06$, $p = 0.2$), A° El Pescado ($r_s = -0.03$, $p = 0.5$), A° Buñirigo ($r_s = 0.02$, $p = 0.7$) y A° Juan Blanco ($r_s = 0.05$, $p = 0.3$).

4.3.1.6 Metacercaria aff. *Posthodiplostomum nanum*

Las metacercarias mostraron dinámicas estacionales distintas en los diferentes arroyos y no se hallaron presentes en el A° Juan Blanco (Fig. 4.3.1.6.1.). En el A° Rodríguez se observaron las prevalencias máximas en primavera. En cambio, en el A° El Pescado se observaron dos prevalencias máximas correspondientes a invierno del 2018 y verano del 2019. Por último, en el A° Buñirigo se detectó una alta prevalencia parasitaria en el período otoño-invierno del 2019.

Los resultados obtenidos del test de Fisher y del test U de Mann-Witney se presentan en la Tabla 4.3.1.6.1.

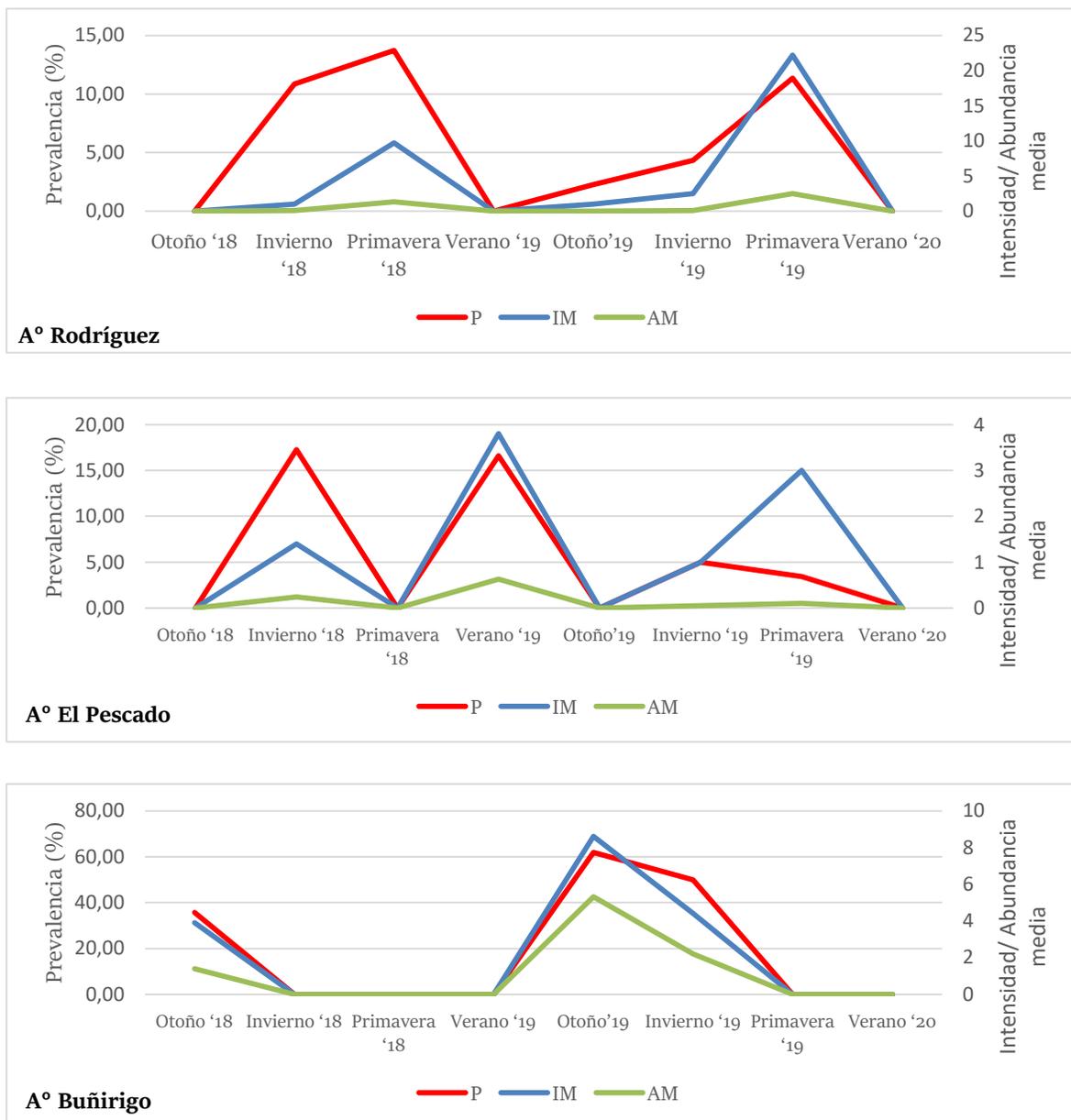


Fig. 4.3.1.6.1. Prevalencia, intensidad y abundancia media estacional de aff. *P.nanum*.

El test de Serman detectó una correlación significativa entre el número de metacercarias y la longitud del hospedador para el A° El Pescado ($r_s=0.16$, $p<0.01$). Para el A° Buñirigo ($r_s=0.11$, $p=0.08$) y el A° Rodríguez ($r_s=0.1$, $p=0.03$) la correlación no fue significativa. A su vez, no se detectó una correlación significativa entre el número de

metacercarias y el índice de Fulton para el A° Rodríguez ($r_s = <0.1$, $p = 0.9$), A° El Pescado ($r_s = 0.1$, $p = 0.07$) y A° Buñirigo ($r_s = 0.1$, $p = 0.1$).

	A° Rodríguez		A° El Pescado		A° Buñirigo	
	P	AM	P	AM	P	AM
Otoño '18 - Invierno '18	**	NS	**	NS	**	*
Invierno '18-Primavera '18	NS	NS	**	NS	NS	NS
Primavera '18- Verano '19	**	NS	**	NS	NS	NS
Verano '19- Otoño'19	NS	NS	**	NS	**	**
Otoño'19- Invierno '19	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Invierno '19- Primavera '19	NS	NS	NS	NS	**	**
Primavera '19- Verano '20	**	NS	NS	NS	NS	NS

Tabla 4.3.1.6.1. Niveles de significancia del test de Fisher y del test de Mann-Whitney en aff. *P.nanum* (NS= no significativo; * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$. P=prevalencia; AM=abundancia media)

4.3.1.7 Metacercaria *Acanthostomum* sp.

Las metacercarias mostraron dinámicas estacionales distintas en los diferentes arroyos (Fig. 4.3.1.7.1.).

Los resultados obtenidos del test de Fisher y del test U de Mann-Witney se presentan en la Tabla 4.3.1.7.1.

El test de Serman no detectó una correlación significativa entre el número de metacercarias y la longitud del hospedador para ninguno de los sitios muestreados: A° Rodríguez ($r_s = 0.06$, $p = 0.19$), A° El Pescado ($r_s = 0.01$, $p = 0.9$), A° Buñirigo ($r_s = -0.11$, $p = 0.8$) y A° Juan Blanco ($r_s = -0.004$, $p = 0.9$). A su vez, no detectó una correlación significativa entre el número de metacercarias y el índice de Fulton: A° Rodríguez ($r_s = 0.06$, $p = 0.2$), A° El Pescado ($r_s = 0.07$, $p = 0.2$), A° Buñirigo ($r_s = <0.01$, $p = 0.8$) y A° Juan Blanco ($r_s = 0.03$, $p = 0.7$).

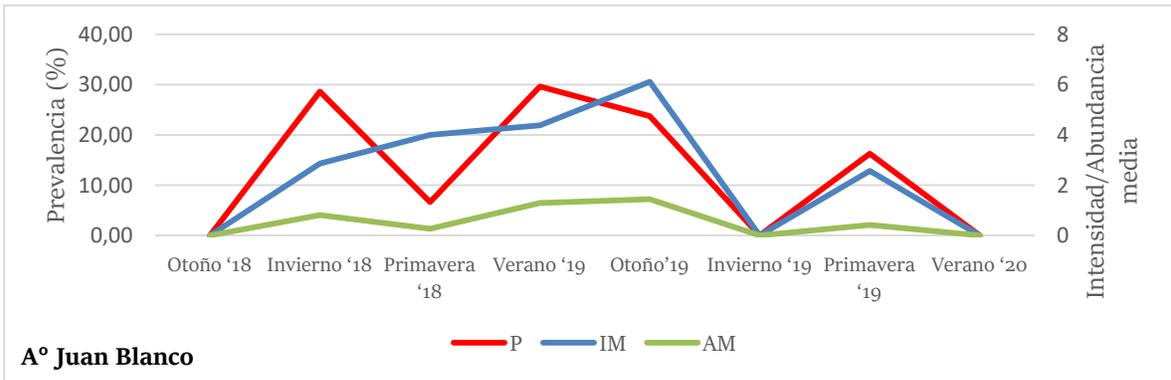
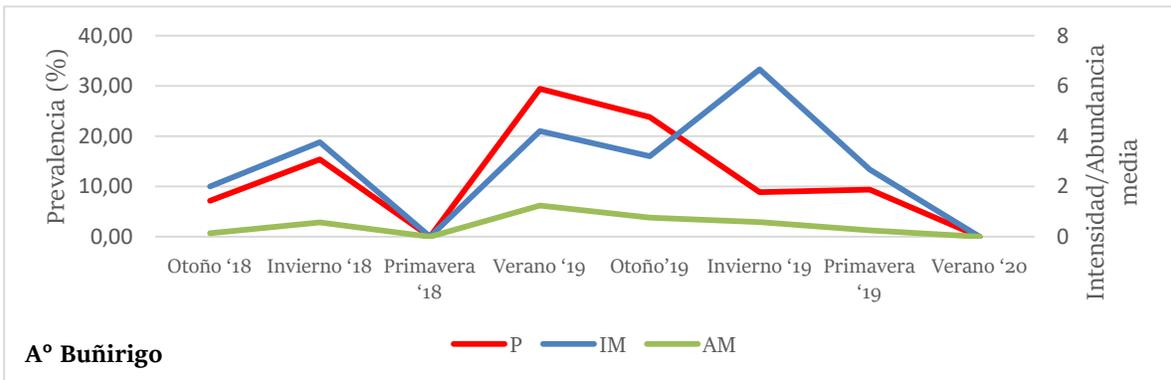
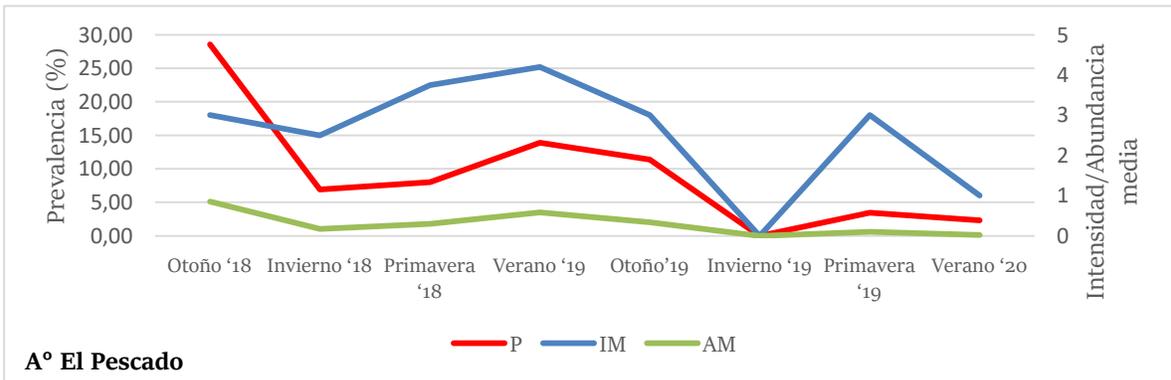
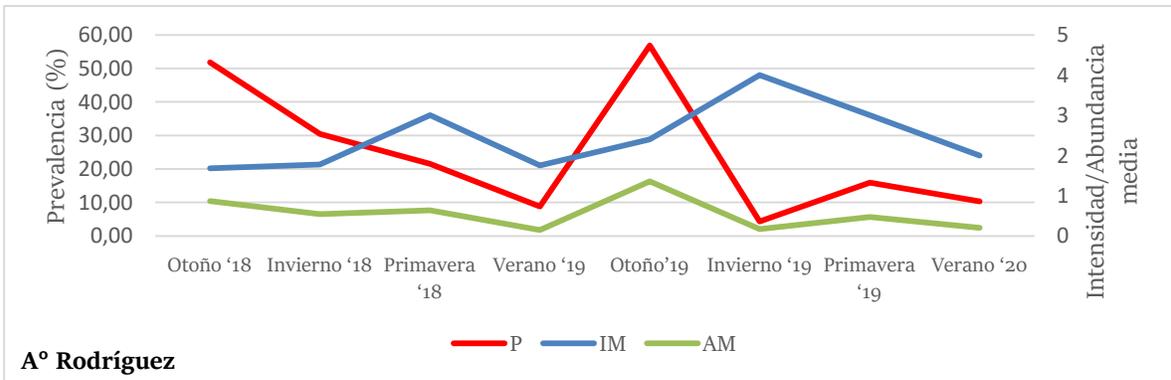


Fig. 4.3.1.7.1. Prevalencia, intensidad y abundancia media estacional de *Acanthostomum* sp.

	A° Rodríguez		A° El Pescado		A° Buñirigo		A° J. Blanco	
	P	AM	P	AM	P	AM	P	AM
Otoño '18 - Invierno '18	*	**	*	NS	NS	NS	-	-
Invierno '18-Primavera '18	NS	NS	NS	NS	*	NS	*	NS
Primavera '18- Verano '19	NS	NS	NS	NS	**	*	*	NS
Verano '19- Otoño'19	**	**	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Otoño'19- Invierno '19	**	**	NS	NS	NS	NS	**	*
Invierno '19- Primavera '19	NS	NS	NS	NS	NS	NS	**	NS
Primavera '19- Verano '20	NS	NS	NS	NS	NS	NS	*	NS

Tabla 4.3.1.7.1. Niveles de significancia del test de Fisher y del test U de Mann-Whitney en *Acanthostomum* sp. (NS= no significativo; * p<0.05; **p<0.01. P=prevalencia; AM=abundancia media)

4.3.1.8 Metacercaria *Stephanoprora* sp.

Las metacercarias mostraron dinámicas estacionales distintas en los diferentes arroyos (Fig. 4.3.1.8.1.).

Los resultados obtenidos del test de Fisher y del test U de Mann-Witney se presentan en la Tabla 4.3.1.8.1.

	A° Rodríguez		A° El Pescado		A° Buñirigo		A° J. Blanco	
	P	AM	P	AM	P	AM	P	AM
Otoño '18 - Invierno '18	**	**	NS	NS	*	NS	-	-
Invierno '18-Primavera '18	**	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Primavera '18- Verano '19	NS	NS	NS	NS	NS	NS	*	NS
Verano '19- Otoño'19	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Otoño'19- Invierno '19	**	**	**	NS	NS	NS	**	*
Invierno '19- Primavera '19	**	**	*	NS	NS	NS	**	**
Primavera '19- Verano '20	NS	NS	NS	NS	**	NS	*	NS

Tabla 4.3.1.8.1. Niveles de significancia del test de Fisher y del test U de Mann-Whitney en *Stephanoprora* sp. (NS= no significativo; * p<0.05; **p<0.01. P=prevalencia; AM=abundancia media)

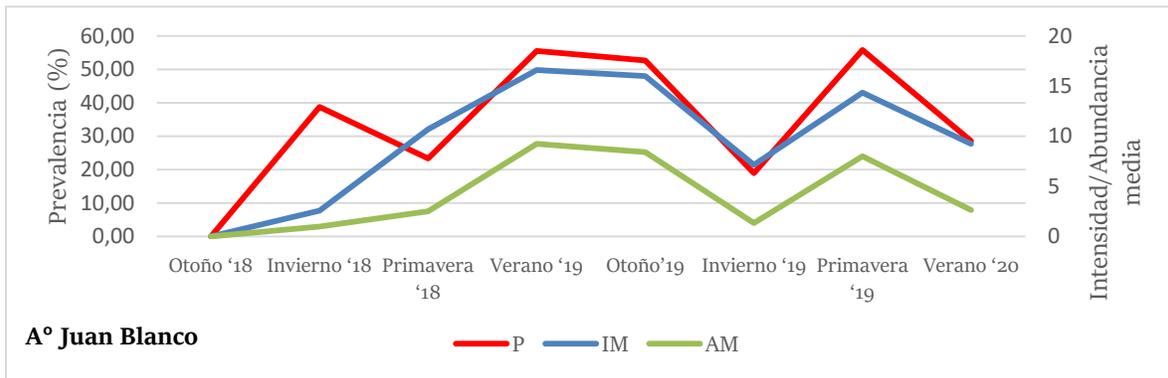
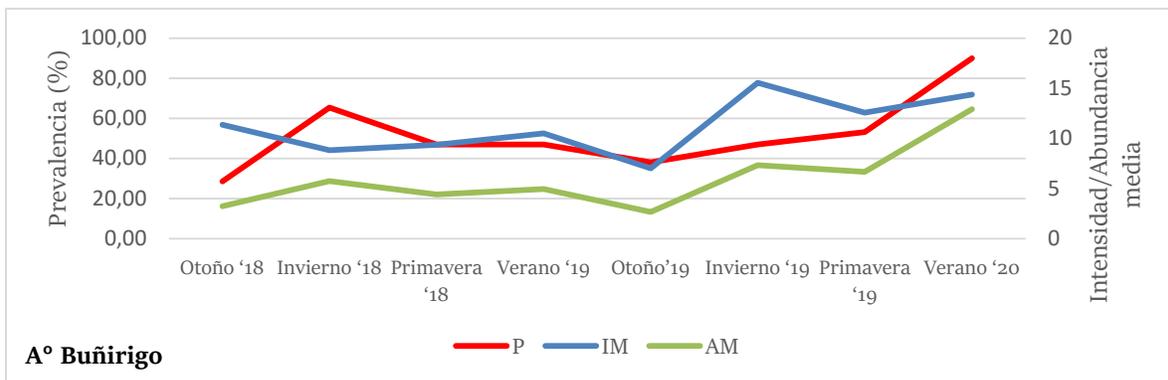
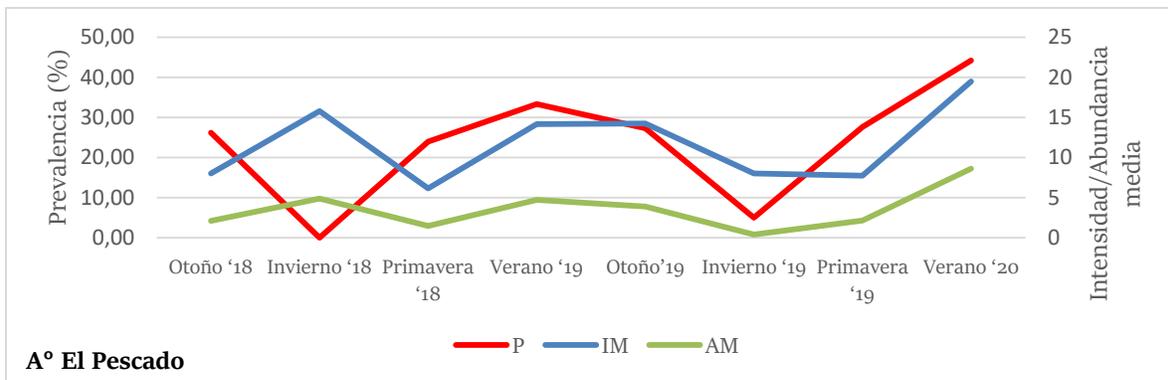
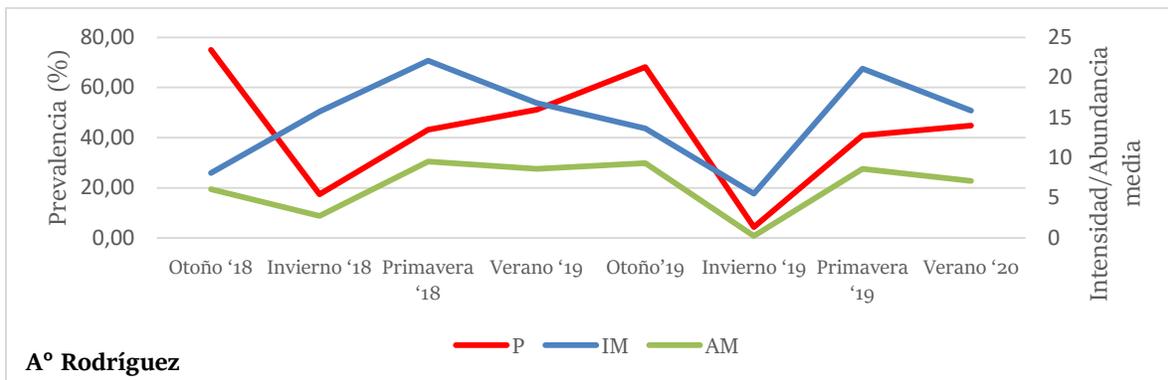


Fig. 4.3.1.8.1. Prevalencia, intensidad y abundancia media estacional de *Stephanoprora* sp.

El test de Spearman no detectó una correlación significativa entre el número de metacercarias y la longitud del hospedador en el A° Rodríguez ($r_s = -0.01$, $p = 0.8$), A° El Pescado ($r_s = 0.04$, $p = 0.4$) y A° Juan Blanco ($r_s = 0.12$, $p = 0.04$). Sin embargo, las correlaciones fueron significativas en el A° Buñirigo ($r_s = 0.18$, $p < 0.01$). A su vez se detectó una correlación significativa entre el número de metacercarias y el índice de Fulton en el A° Rodríguez ($r_s = 0.2$, $p < 0.01$). Lo contrario se observó para los A° El Pescado ($r_s = 0.09$, $p = 0.1$), A° Buñirigo ($r_s = 0.1$, $p = 0.1$) y A° Juan Blanco ($r_s = 0.1$, $p = 0.1$).

4.3.1.9 *Saccocoeloides kirchneri*

Saccocoeloides kirchneri mostró dinámicas estacionales distintas en los diferentes arroyos (Fig. 4.3.1.9.1.). En el A° El Pescado se halló *S. kirchneri* solo en primavera del 2018 con una prevalencia de 6%.

Los resultados obtenidos del test de Fisher y del test U de Mann-Witney se presentan en la Tabla 4.3.1.9.1.

El test de Spearman no detectó una correlación significativa entre el número de adultos de *S. kirchneri* y la longitud del hospedador para ninguno de los sitios muestreados: A° Rodríguez ($r_s = -0.06$, $p = 0.2$), A° El Pescado ($r_s = -0.01$, $p = 0.7$), A° Buñirigo ($r_s = 0.07$, $p = 0.2$) y A° Juan Blanco ($r_s = 0.06$, $p = 0.2$). A su vez no se detectó una correlación significativa entre el número de adultos de *S. kirchneri* y el índice de Fulton en el A° Rodríguez ($r_s = 0.5$, $p = 0.3$), A° El Pescado ($r_s = -0.03$, $p = 0.4$), A° Buñirigo ($r_s = -0.04$, $p = 0.4$) y A° Juan Blanco ($r_s = 0.6$, $p = 0.3$).

	A° Rodríguez		A° Buñirigo		A° J. Blanco	
	P	AM	P	AM	P	AM
Otoño '18 - Invierno '18	NS	NS	NS	NS	-	-
Invierno '18-Primavera '18	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Primavera '18- Verano '19	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Verano '19- Otoño'19	**	NS	NS	NS	NS	NS
Otoño'19- Invierno '19	**	NS	NS	NS	**	NS
Invierno '19- Primavera '19	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Primavera '19- Verano '20	**	NS	**	**	NS	NS

Tabla 4.3.1.9.1. Niveles de significancia del test de Fisher y del test de Mann-Whitney en *S. kirchneri* (NS= no significativo; * p<0.05; **p<0.01. P=prevalencia; AM=abundancia media)

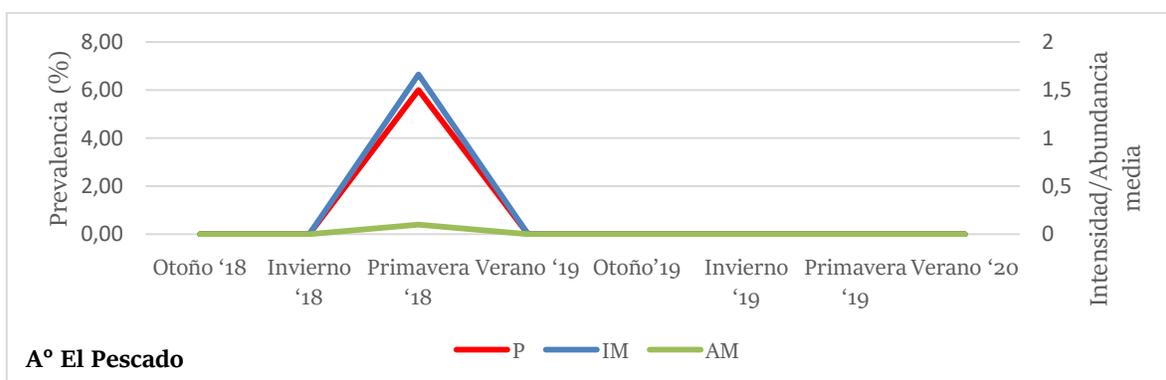
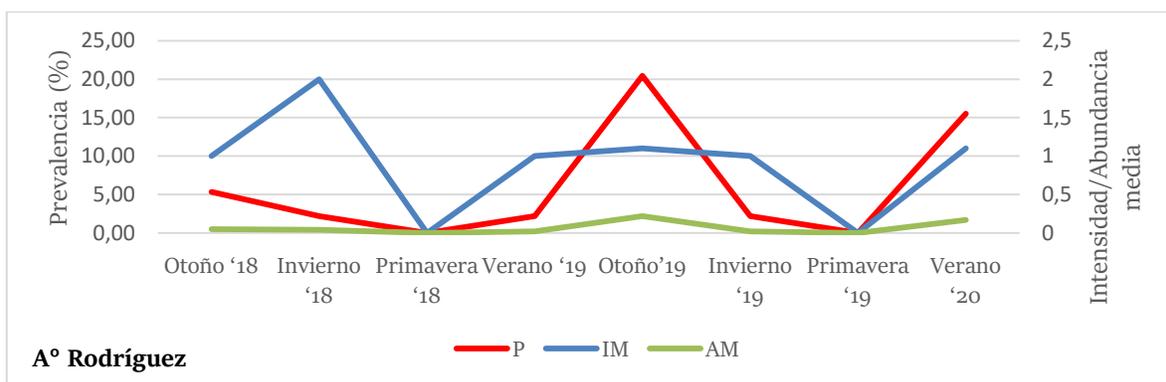




Fig. 4.3.1.9.1. Prevalencia, intensidad y abundancia media estacional de *S. kirchneri*.

4.3.1.10 Metacestode gen. sp. indet.

Este taxa presentó fluctuaciones particulares a lo largo del año en el A° Rodríguez y A° El Pescado donde los mayores valores se registraron en verano del 2019 e invierno del 2018 respectivamente. En líneas generales se visualizó un patrón similar en los A° Buñirigo y A° Juan Blanco (Tabla 4.3.1.10.1, Fig. 4.3.1.10.1).

Los resultados obtenidos del test de Fisher se presentan en la Tabla 4.3.1.10.2.

	N	A° Rodríguez	N	A° El Pescado	N	A° Buñirigo	N	A° J.Blanco
Otoño '18	56	1.78	44	9.5	28	0	0	31.6
Invierno '18	47	21.7	29	62.1	26	38.4	49	22.4
Primavera '18	51	31.3	50	42	34	50	30	36.6
Verano '19	45	75.5	36	25	34	41.1	27	33.3
Otoño'19	44	0	44	31.8	21	42.8	38	0
Invierno '19	46	26.1	40	35	34	5.8	37	29.8
Primavera '19	44	20.4	29	13.7	32	9.3	43	37.2
Verano '20	58	74.1	43	6.9	30	26.6	42	26.2

Tabla 4.3.1.10.1 Prevalencias estacionales de metacestoda. (N=hospedadores analizados)

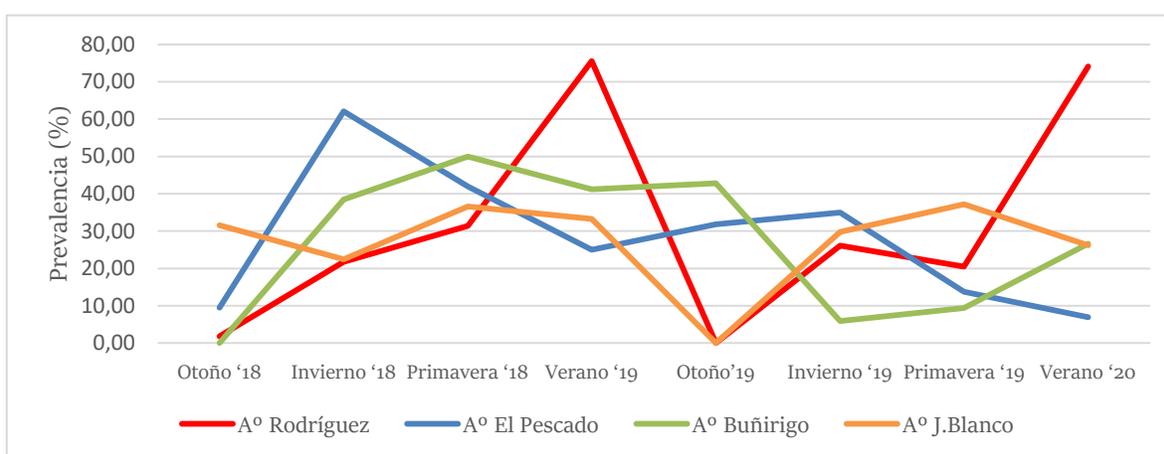


Fig. 4.3.1.10.1 Prevalencias estacionales de metacestoda.

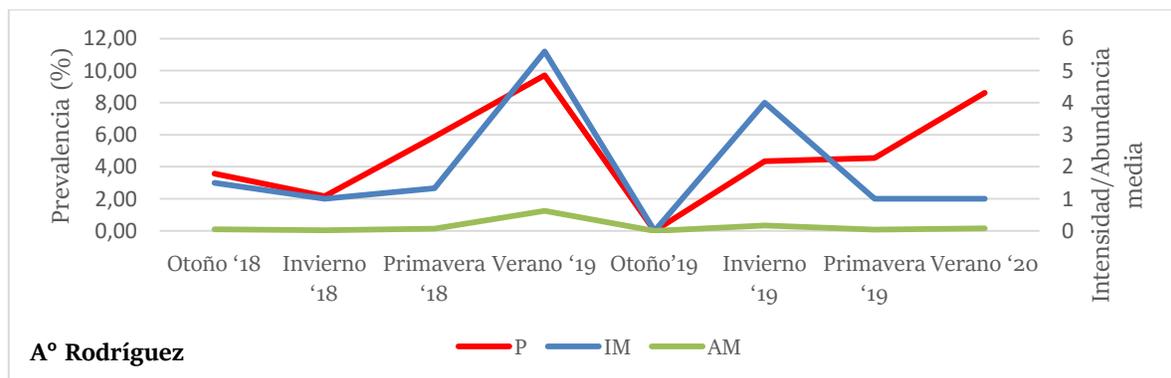
	A° Rodríguez	A° El Pescado	A° Buñirigo	A° J.Blanco
Otoño '18 - Invierno '18	**	**	**	-
Invierno '18-Primavera '18	NS	NS	NS	NS
Primavera '18- Verano '19	**	NS	NS	NS
Verano '19- Otoño'19	**	NS	NS	NS
Otoño'19- Invierno '19	**	NS	**	NS
Invierno '19- Primavera '19	NS	NS	NS	NS
Primavera '19- Verano '20	**	NS	NS	NS

Tabla 4.3.1.10.2. Niveles de significancia del test de Fisher entre prevalencias estacionales de metacestoda. (NS= no significativo; * p<0.05; **p<0.01)

4.3.1.11 *Wolffhugelia matercula*

Los adultos de *Wolffhugelia matercula* no se hallaron con prevalencias superiores al 10% en ninguno de los arroyos. En el A° Rodríguez se observaron las prevalencias máximas en los meses de verano y la mayor intensidad media en verano del 2019. En el A° El Pescado se observaron picos máximos de prevalencia en los meses de otoño y primavera del 2019. Para el A° Buñirigo la prevalencia máxima ocurrió en primavera del 2019, y por último, en el A° Juan Blanco los meses de verano expusieron valores superiores (Fig. 4.3.1.11.1).

El test de Serman no detectó una correlación significativa entre el número de adultos de *W. matercula* y la longitud del hospedador para ninguno de los sitios muestreados: A° Rodríguez ($r_s=-0.01$, $p=0.9$), A° El Pescado ($r_s=0.05$, $p=0.3$), A° Buñirigo ($r_s=-0.03$, $p=0.6$) y A° Juan Blanco ($r_s=-0.06$, $p=0.9$). A su vez, no se detectó una correlación significativa entre el número de adultos de *W. matercula* y el índice de Fulton para ninguno de los sitios muestreados: A° Rodríguez ($r_s=0.09$, $p=0.05$), A° El Pescado ($r_s=-0.03$, $p=0.5$), A° Buñirigo ($r_s=0.06$, $p=0.8$) y A° Juan Blanco ($r_s=0.03$, $p=0.6$).



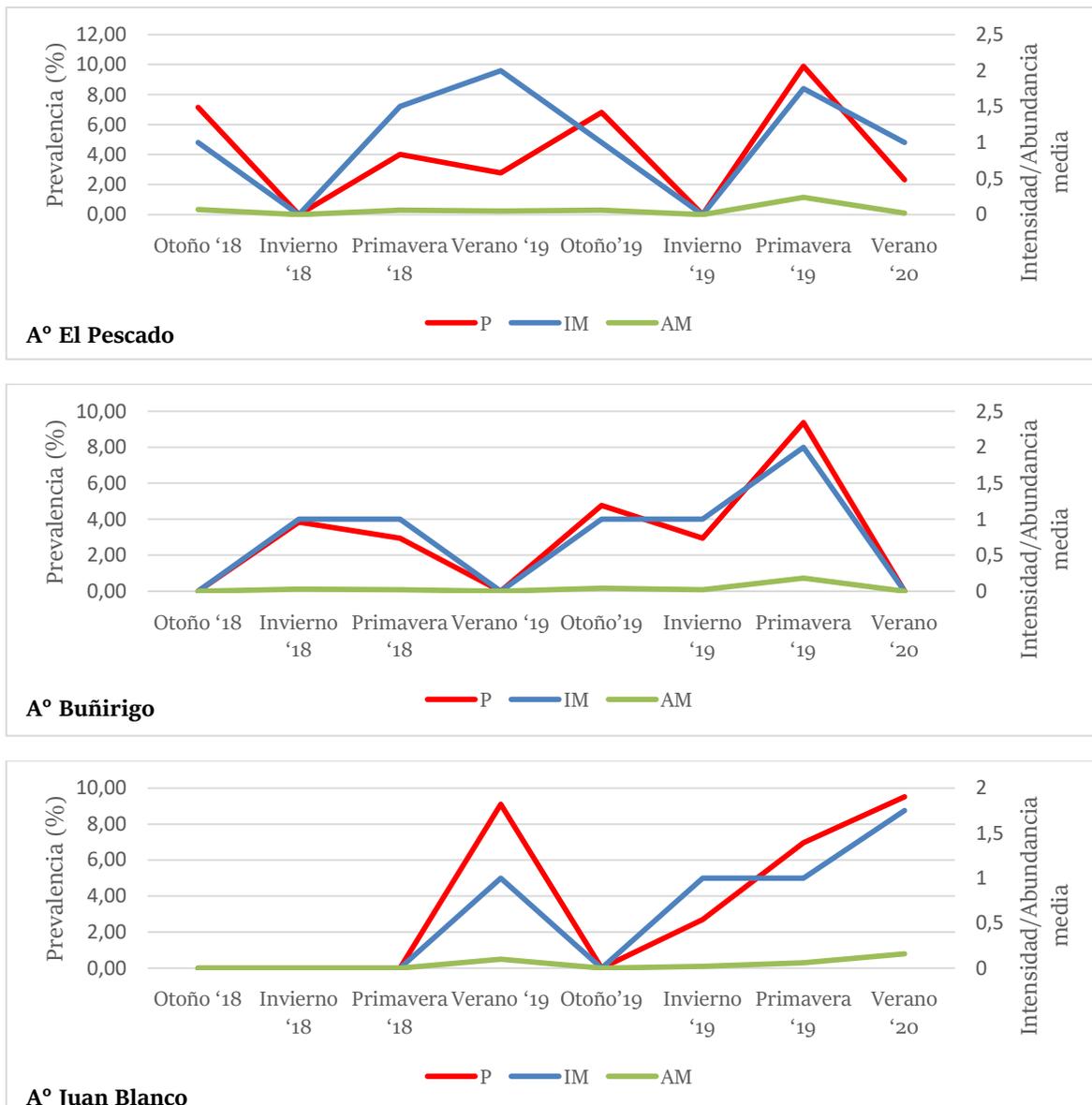


Fig. 4.3.1.11.1. Prevalencia, intensidad y abundancia media estacional de *W. matercula*.

4.3.2 *Cheirodon interruptus*

4.3.2.1 *Metacercaria Heterophyidae* gen. sp. indet. 1

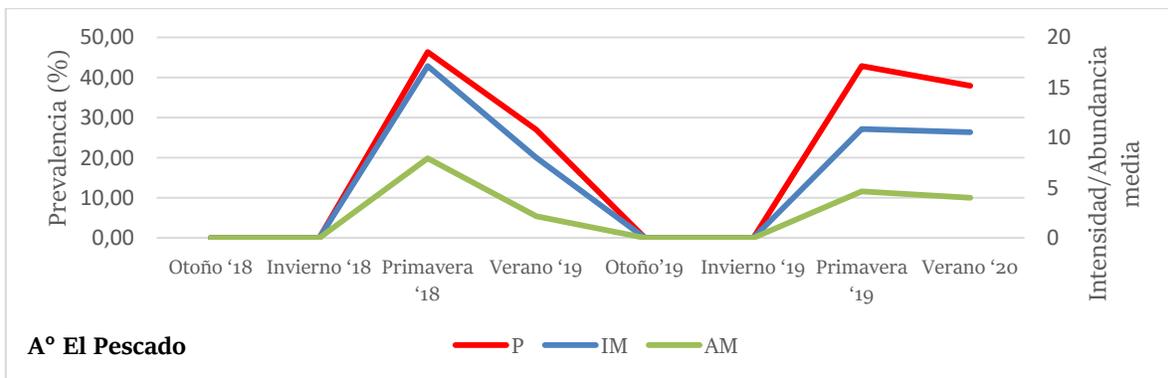
Los índices poblacionales mostraron patrones distintos entre los arroyos (Fig. 4.3.2.1.1).

Los resultados obtenidos del test de Fisher y del test U de Mann-Witney se presentan en la Tabla 4.3.2.1.1.

El test de Spermán no detectó correlaciones significativas entre el número de metacercarias y la longitud del hospedador: A° El Pescado ($r_s=0.12$, $p=0.05$), A° Buñirigo ($r_s=0.11$, $p=0.1$) y A° Juan Blanco ($r_s=0.05$, $p=0.3$). A su vez, no se detectaron correlaciones significativas entre el número de metacercarias y el índice de Fulton: A° El Pescado ($r_s=0.06$, $p=0.2$), A° Buñirigo ($r_s=-0.03$, $p=0.6$) y A° Juan Blanco ($r_s=-0.04$, $p=0.4$).

	A° El Pescado		A° Buñirigo		A° J.Blanco	
	P	AM	P	AM	P	AM
Otoño '18 - Invierno '18	NS	NS	**	*	NS	NS
Invierno '18-Primavera '18	**	**	NS	NS	NS	NS
Primavera '18- Verano '19	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Verano '19- Otoño'19	**	*	NS	NS	NS	NS
Otoño'19- Invierno '19	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Invierno '19- Primavera '19	**	**	NS	NS	NS	NS
Primavera '19- Verano '20	NS	NS	NS	NS	NS	NS

Tabla 4.3.2.1.1. Niveles de significancia del test de Fisher y U de Mann-Witney entre prevalencias estacionales de Heterophyidae gen. sp. indet. 1 (NS= no significativo; * $p<0.05$; ** $p<0.01$)



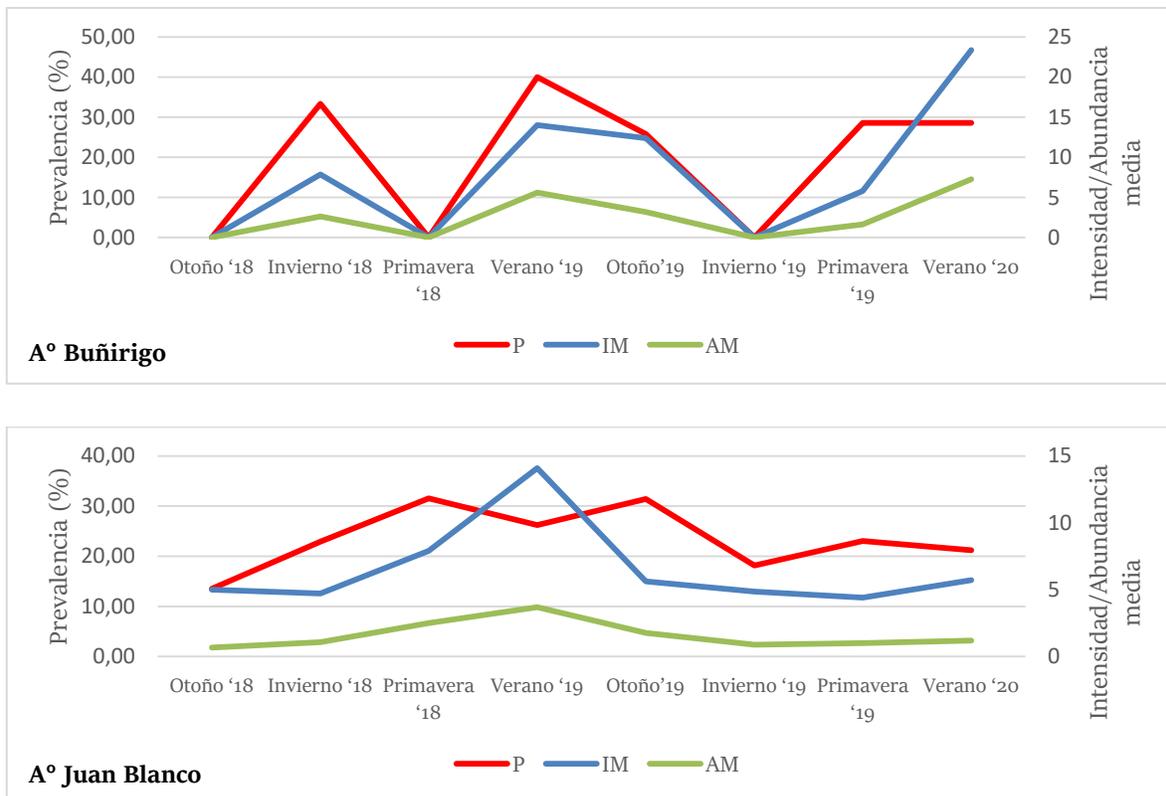


Fig. 4.3.2.1.1. Prevalencia, intensidad y abundancia media estacional de *Heterophyidae* gen. sp. indet. 1

4.3.2.2 *Metacercaria Heterophyidae* gen. sp. indet. 2

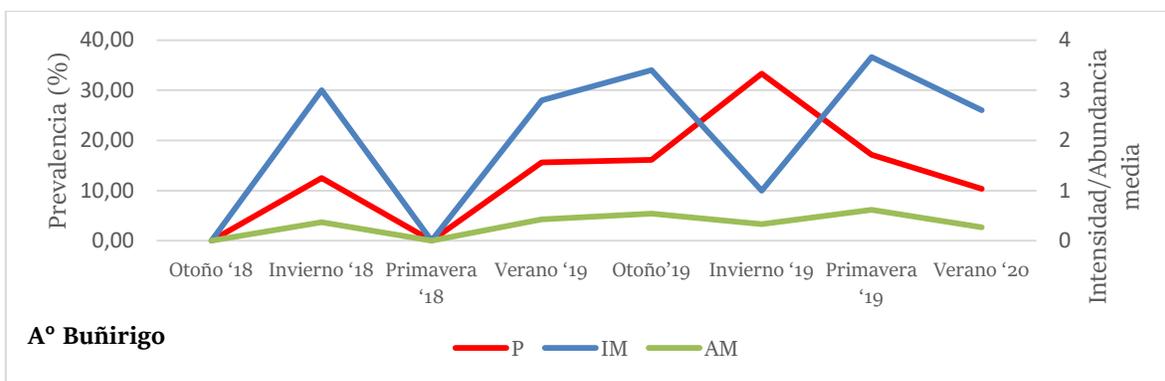
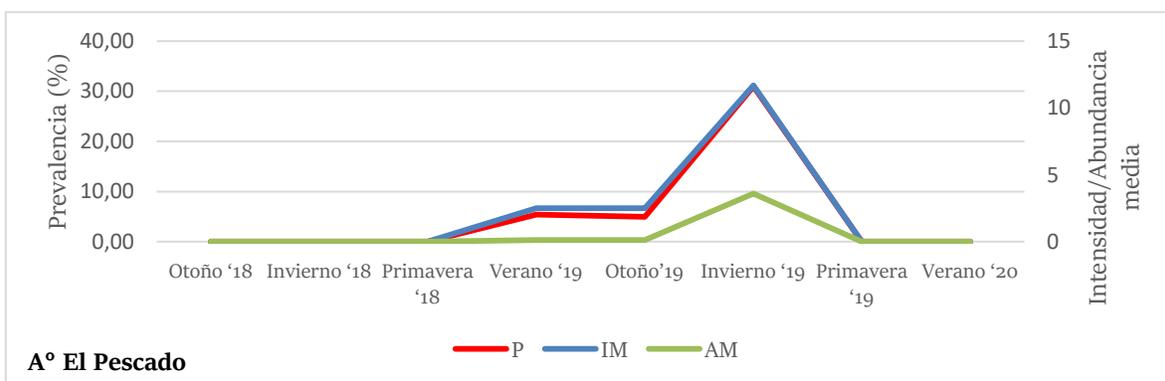
Los índices poblacionales mostraron patrones muy distintos entre los arroyos (Fig. 4.3.2.2.1).

Los resultados obtenidos del test de Fisher y del test U de Mann-Witney se presentan en la Tabla 4.3.2.2.1.

El test de Spearman no detectó correlaciones significativas entre el número de metacercarias y la longitud del hospedador: A° El Pescado ($r_s=0.06$, $p=0.3$), A° Buñirigo ($r_s=0.11$, $p=0.1$) y A° Juan Blanco ($r_s=0.008$, $p=0.8$). A su vez, no se detectaron correlaciones significativas entre el número de metacercarias y el índice de Fulton: A° El Pescado ($r_s=-0.03$, $p=0.6$), A° Buñirigo ($r_s=-0.01$, $p=0.8$) y A° Juan Blanco ($r_s=-0.01$, $p=0.7$).

	A° El Pescado		A° Buñirigo		A° J. Blanco	
	P	AM	P	AM	P	AM
Otoño '18 - Invierno '18	NS	NS	NS	NS	*	NS
Invierno '18-Primavera '18	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Primavera '18- Verano '19	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Verano '19- Otoño'19	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Otoño'19- Invierno '19	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Invierno '19- Primavera '19	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Primavera '19- Verano '20	NS	NS	NS	NS	NS	NS

Tabla 4.3.2.2.1. Niveles de significancia del test de Fisher y Mann-Witney entre prevalencias estacionales de Heterophyidae gen. sp. indet. 2 (NS= no significativo; * p<0.05; **p<0.01)



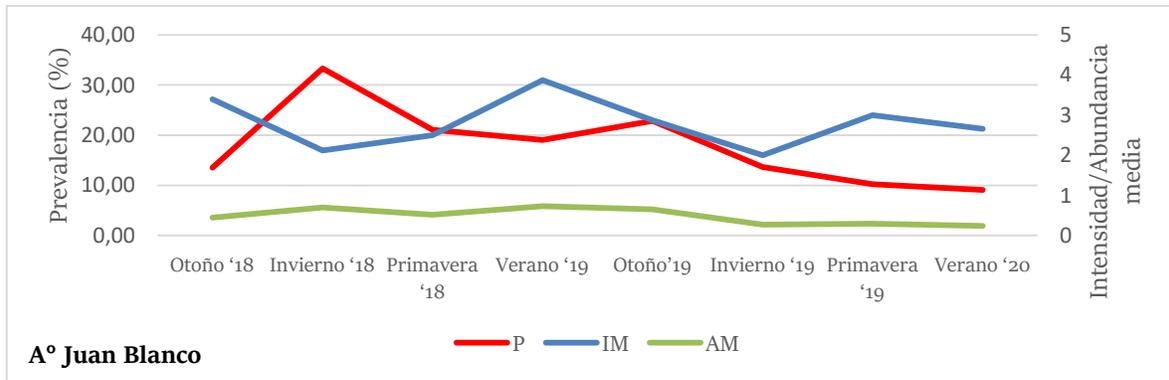


Fig. 4.3.2.2.1. Prevalencia, intensidad y abundancia media estacional de *Heterophyidae* gen. sp. indet. 2

4.3.2.3 *Metacercaria Ascocotyle aff. nana*

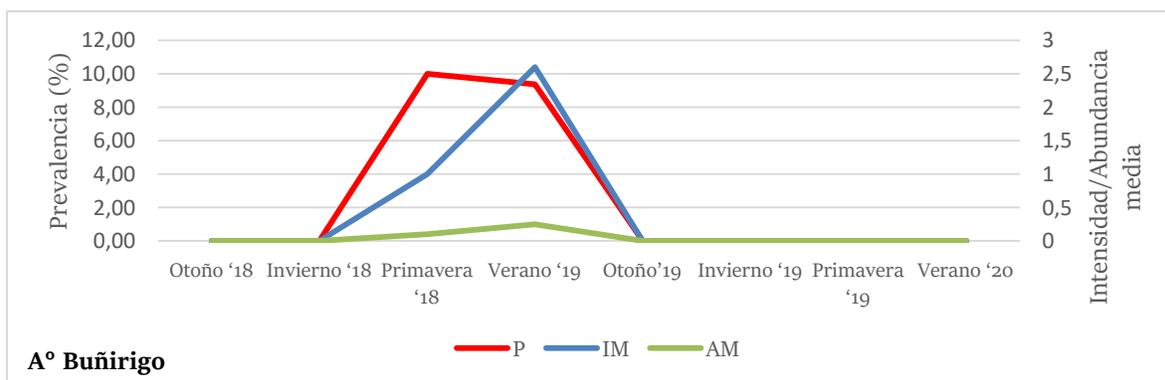
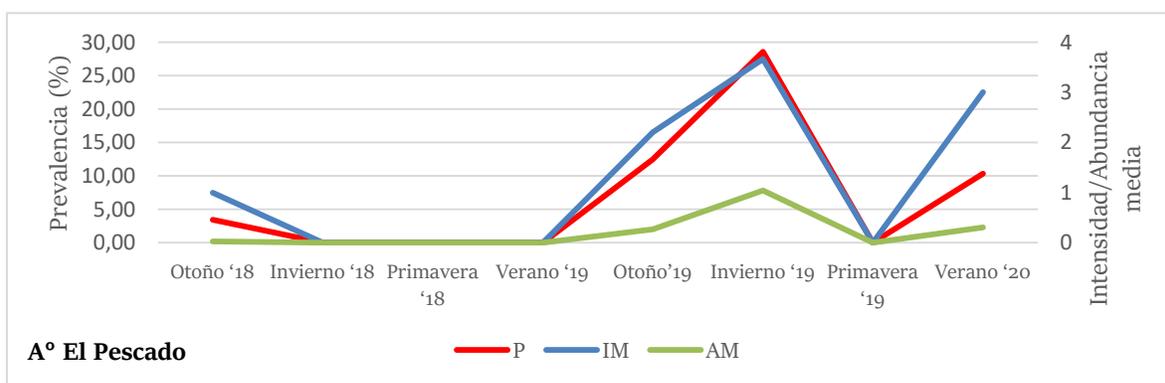
Los índices poblacionales mostraron patrones distintos entre los arroyos (Fig. 4.3.2.3.1).

Los resultados obtenidos del test de Fisher y del test U de Mann-Witney se presentan en la Tabla 4.3.2.3.1; el A° Buñirigo fue excluido debido a que sus prevalencias no superaron el 10%.

El test de Spearman no detectó correlaciones significativas entre el número de metacercarias y la longitud del hospedador: A° El Pescado ($r_s = -0.07$, $p = 0.2$), A° Buñirigo ($r_s = 0.03$, $p = 0.6$) y A° Juan Blanco ($r_s = 0.06$, $p = 0.2$). A su vez, se detectó una correlación significativa entre el número de metacercarias y el índice de Fulton en el A° El Pescado ($r_s = 0.16$, $p < 0.01$), lo contrario ocurrió para los A° Buñirigo ($r_s = -0.08$, $p = 0.2$) y Juan Blanco ($r_s = -0.08$, $p = 0.1$).

	A° El Pescado		A° J. Blanco	
	P	AM	P	AM
Otoño '18 - Invierno '18	NS	NS	NS	NS
Invierno '18-Primavera '18	NS	NS	NS	NS
Primavera '18- Verano '19	NS	NS	*	NS
Verano '19- Otoño'19	NS	NS	*	NS
Otoño'19- Invierno '19	NS	NS	NS	NS
Invierno '19- Primavera '19	**	NS	NS	NS
Primavera '19- Verano '20	NS	NS	*	NS

Tabla 4.3.2.3.1. Niveles de significancia del test de Fisher y Mann-Witney entre prevalencias estacionales de *A. aff. nana*. (NS= no significativo; * p<0.05; **p<0.01)



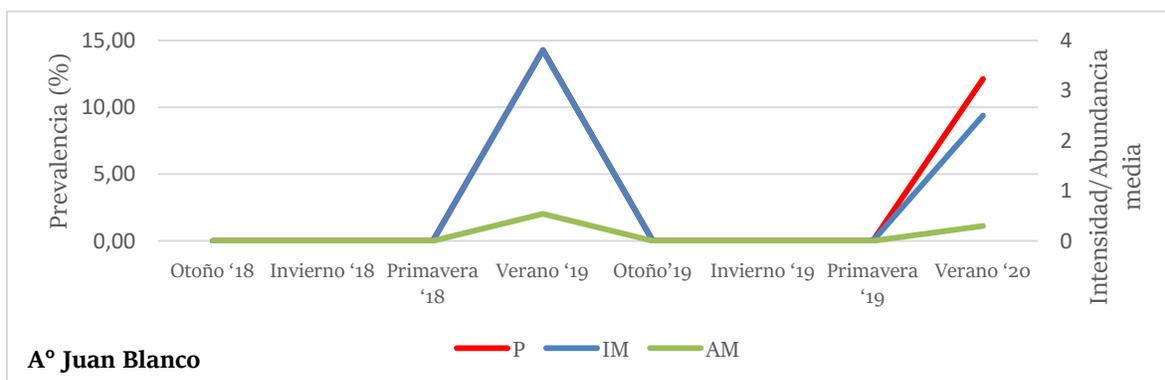


Fig. 4.3.2.3.1. Prevalencia, intensidad y abundancia media estacional de *A. aff. nana*

4.3.2.4 *Acanthostomum* sp.

Los índices poblacionales mostraron patrones muy distintos entre los arroyos (Fig. 4.3.2.4.1).

Los resultados obtenidos del test de Fisher y del test U de Mann-Witney se presentan en la Tabla 4.3.2.4.1.

El test de Spermán no detectó correlaciones significativas entre el número de metacercarias y la longitud del hospedador: A° El Pescado ($r_s=0.08$, $p=0.1$), A° Buñirigo ($r_s=0.05$, $p=0.4$) y A° Juan Blanco ($r_s=0.08$, $p=0.1$). A su vez, no se observaron correlaciones significativas entre el número de metacercarias y el índice de Fulton: A° El Pescado ($r_s=-0.01$, $p=0.8$), A° Buñirigo ($r_s=0.02$, $p=0.7$) y A° Juan Blanco ($r_s=-0.02$, $p=0.7$).

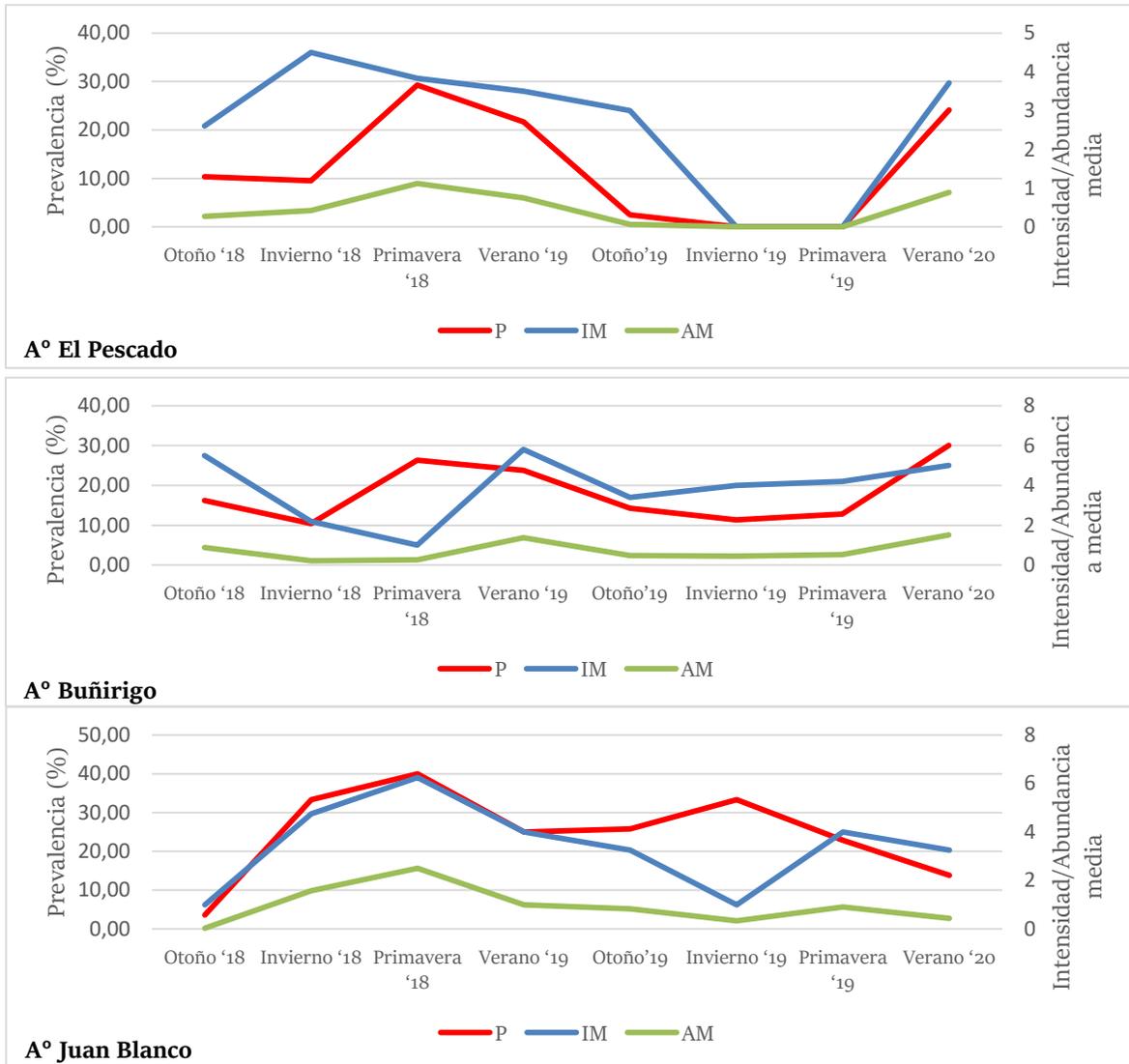


Fig. 4.3.2.4.1. Prevalencia, intensidad y abundancia media estacional de *Acanthostomum* sp.

	A° El Pescado		A° Buñirigo		A° J. Blanco	
	P	AM	P	AM	P	AM
Otoño '18 - Invierno '18	NS	NS	**	NS	NS	NS
Invierno '18-Primavera '18	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Primavera '18- Verano '19	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Verano '19- Otoño'19	*	NS	NS	NS	NS	NS
Otoño'19- Invierno '19	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Invierno '19- Primavera '19	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Primavera '19- Verano '20	**	NS	NS	NS	NS	NS

Tabla 4.3.2.4.1. Niveles de significancia del test de Fisher y U de Mann-Witney entre prevalencias estacionales de *Acanthostomum* sp. (NS= no significativo; * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$)

4.3.2.5 *Saccocoelioides* sp.

Saccocoelioides sp. no se halló con prevalencias superiores al 10% en ninguno de los arroyos. Las dinámicas estacionales fueron muy variables y en el período de invierno 2018 - invierno 2019 no se registró para el A° Juan Blanco (Fig. 4.3.2.5.1).

El test de Spearman no detectó una correlación significativa entre el número de adultos de *Saccocoelioides* sp. y la longitud del hospedador para ninguno de los sitios muestreados: A° El Pescado ($r_s = 0.06$, $p = 0.3$), A° Buñirigo ($r_s = 0.11$, $p = 0.1$) y A° Juan Blanco ($r_s = 0.07$, $p = 0.1$). A su vez se detectó una correlación significativa entre el número de adultos de *Saccocoelioides* sp. y el índice de Fulton para el A° Juan Blanco ($r_s = -0.1$, $p < 0.01$), al contrario de lo observado en el A° El Pescado ($r_s = -0.06$, $p = 0.2$) y A° Buñirigo ($r_s = -0.03$, $p = 0.6$).

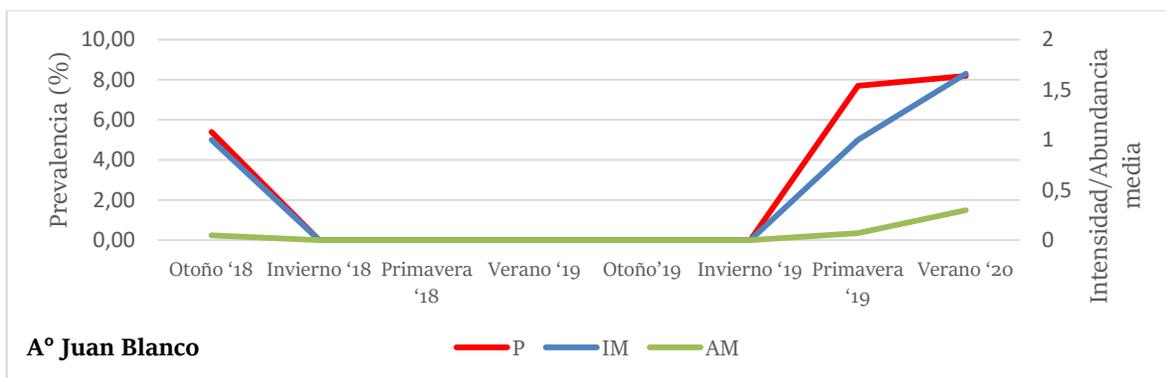
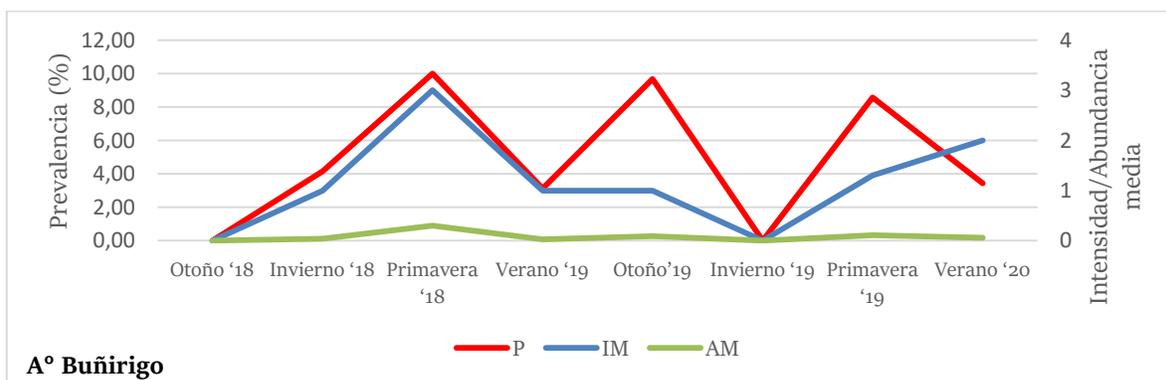
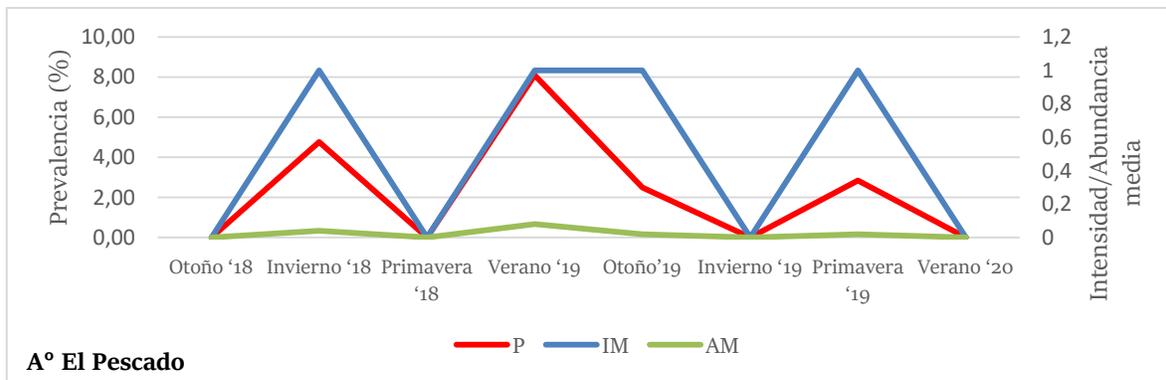


Fig. 4.3.2.5.1. Prevalencia, intensidad y abundancia media estacional de *Saccocoelioides* sp.

4.3.2.6 Metacestode gen. sp. indet.

Esta taxa presentó fluctuaciones particulares a lo largo del año en los arroyos. En líneas generales se visualizó un patrón similar en los A° El Pescado y Juan Blanco (Tabla 4.3.2.6.1, Fig. 4.3.2.6.1). Los resultados obtenidos del test de Fisher se presentan en la Tabla 4.3.2.6.2.

	N	A° El Pescado	N	A° Buñirigo	N	A° J.Blanco
Otoño '18	29	17.2	28	21.4	37	13.5
Invierno '18	21	38.1	24	29.1	48	14.6
Primavera '18	41	24.4	10	50	38	44.7
Verano '19	37	35.1	32	46.9	42	69.04
Otoño'19	40	17.5	31	22.6	35	42.8
Invierno '19	43	0	3	100	44	27.3
Primavera '19	35	22.8	35	34.3	39	30.7
Verano '20	29	27.6	29	48.3	33	42.4

Tabla 4.3.2.6.1 Prevalencias estacionales de metacestoda. (N=hospedadores analizados)

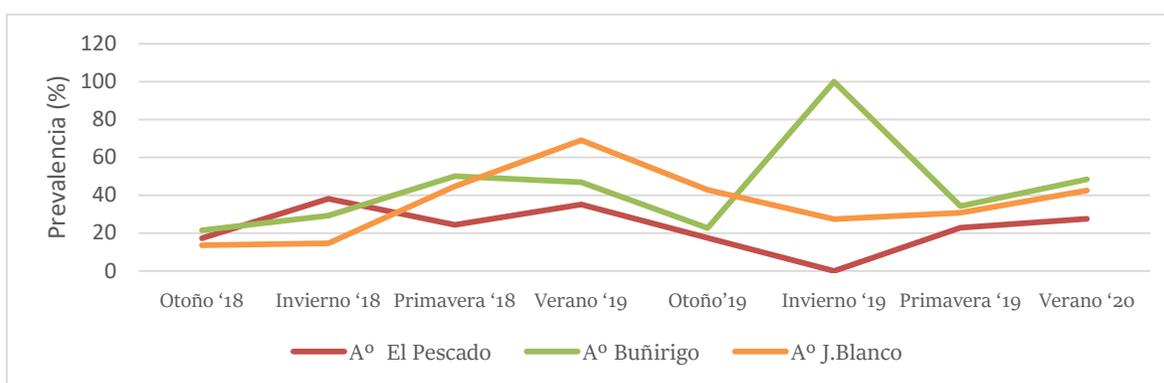


Fig. 4.3.2.6.1 Prevalencias estacionales de metacestoda.

	A° El Pescado	A° Buñirigo	A° J.Blanco
Otoño '18 - Invierno '18	NS	NS	NS
Invierno '18-Primavera '18	NS	NS	**
Primavera '18- Verano '19	NS	NS	*
Verano '19- Otoño'19	NS	NS	*
Otoño'19- Invierno '19	**	NS	NS
Invierno '19- Primavera '19	**	NS	NS
Primavera '19- Verano '20	NS	NS	NS

Tabla 4.3.2.6.2 Niveles de significancia del test de Fisher entre prevalencias estacionales de metacestoda. (NS= no significativo; * p<0.05; **p<0.01)

4.3.2.7 *Diaphorocleidus* sp.1

Esta especie presentó fluctuaciones similares a lo largo del año en los arroyos. En líneas generales se visualizó un patrón de aumento entre los meses comprendidos entre primavera - verano, para los meses de otoño e invierno solo se halló presente en el A° Juan Blanco (Tabla 4.3.2.7.1, Fig. 4.3.2.7.1).

Los resultados obtenidos del test de Fisher se presentan en la Tabla 4.3.2.7.2.

	N	A° El Pescado	N	A° Buñirigo	N	A° J.Blanco
Otoño '18	29	0	28	0	37	18.9
Invierno '18	21	0	24	0	48	6.2
Primavera '18	41	24.4	10	70	38	57.9
Verano '19	37	40.5	32	34.4	42	97.6
Otoño '19	40	0	31	0	35	20
Invierno '19	43	0	3	0	44	0
Primavera '19	35	22.8	35	54.3	39	30.7
Verano '20	29	44.8	29	48.3	33	72.7

Tabla 4.3.2.7.1 Prevalencias estacionales de *Diaphorocleidus* sp.1. (N=hospedadores analizados)

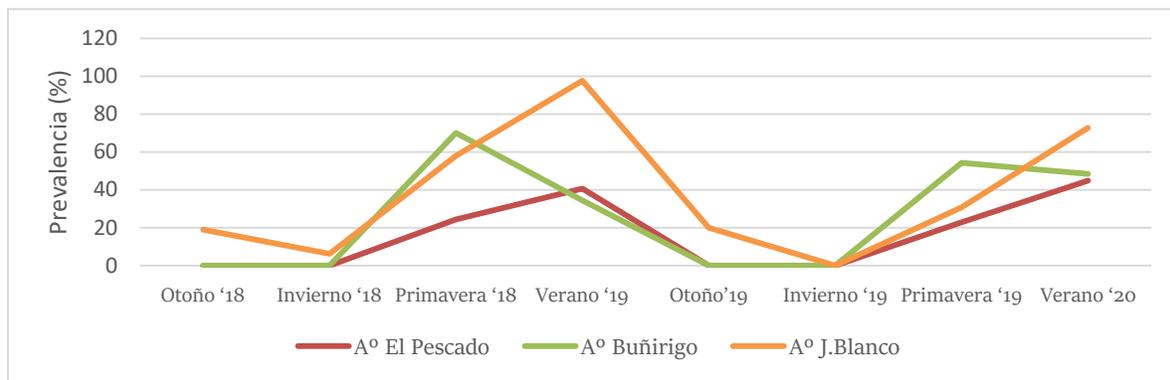


Fig. 4.3.2.6.1 Prevalencias estacionales de *Diaphorocleidus* sp.1

	A° El Pescado	A° Buñirigo	A° J. Blanco
Otoño '18 - Invierno '18	NS	NS	NS
Invierno '18-Primavera '18	NS	**	**
Primavera '18- Verano '19	NS	NS	**
Verano '19- Otoño'19	**	**	**
Otoño'19- Invierno '19	NS	NS	**
Invierno '19- Primavera '19	**	NS	**
Primavera '19- Verano '20	NS	NS	**

Tabla 4.3.2.7.2 Niveles de significancia del test de Fisher entre prevalencias estacionales de *Diaphorocleidus* sp.1 (NS= no significativo; * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$)

4.3.2.8 *Procamallanus* sp.1

Procamallanus sp.1 no se halló con prevalencias superiores al 10% en ninguno de los arroyos. Las dinámicas estacionales fueron muy similares en prevalencias en los meses de verano y primavera, en el A° Juan Blanco no se registró la especie (Fig. 4.3.2.8.1).

El test de Spermán no detectó una correlación significativa entre el número de *Procamallanus* sp.1 y la longitud del hospedador para ninguno de los sitios muestreados: A° El Pescado ($r_s = 0.06$, $p = 0.3$) y A° Buñirigo ($r_s = 0.11$, $p = 0.1$). A su vez, no se observó una correlación significativa entre el número de *Procamallanus* sp.1 y el índice de Fulton para el A° El Pescado ($r_s = 0.06$, $p = 0.2$) y A° Buñirigo ($r_s < 0.01$, $p = 0.9$).



Fig. 4.3.2.8.1. Prevalencia, intensidad y abundancia media estacional de *Procamallanus* sp.1.

4.3.2.9 *Lernaea cyprinacea*

Los índices poblacionales mostraron patrones distintos entre los arroyos (Fig. 4.3.2.9.1).

Los resultados obtenidos del test de Fisher y del test U de Mann-Witney se presentan en la Tabla 4.3.2.9.1.

El test de Sperman no detectó correlaciones significativas entre el número de *L. cyprinacea* y la longitud del hospedador: A° El Pescado ($r_s=0.008$, $p=0.8$), A° Buñirigo ($r_s=0.01$, $p=0.8$), A° Juan Blanco ($r_s=0.13$, $p=0.1$). A su vez, no se detectaron correlaciones significativas entre el número de *L. cyprinacea* y el índice de Fulton: A° El Pescado ($r_s=0.01$, $p=0.7$), A° Buñirigo ($r_s=0.02$, $p=0.7$), A° Juan Blanco ($r_s=0.1$, $p=0.2$).

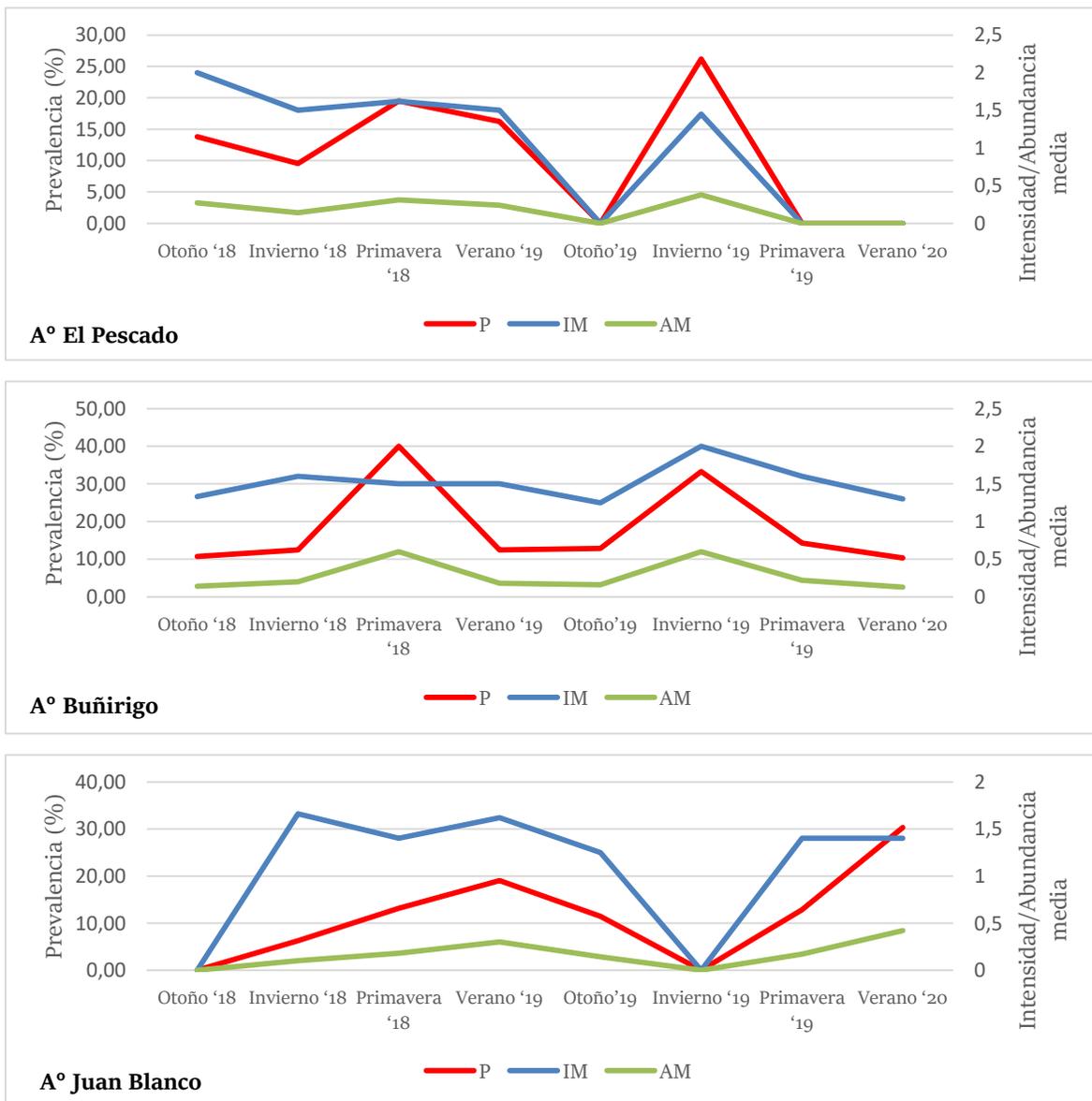


Fig. 4.3.2.9.1. Prevalencia, intensidad y abundancia media estacional de *L. cyprinacea*.

	A° El Pescado		A° Buñirigo		A° J.Blanco	
	P	AM	P	AM	P	AM
Otoño '18 - Invierno '18	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Invierno '18-Primavera '18	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Primavera '18- Verano '19	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Verano '19- Otoño'19	**	NS	NS	NS	NS	NS
Otoño'19- Invierno '19	**	NS	NS	NS	*	NS
Invierno '19- Primavera '19	**	NS	NS	NS	*	NS
Primavera '19- Verano '20	NS	NS	NS	NS	NS	NS

Tabla 4.3.2.9.1. Niveles de significancia del test de Fisher y Mann-Witney entre prevalencias estacionales de *L. cyprinacea* (NS= no significativo; * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$)

4.3.3 *Psalidodon rutilus*

4.3.3.1 *Apiosoma* sp.

Esta especie presentó fluctuaciones similares a lo largo del año en los tres arroyos estudiados. En líneas generales se hallaron las mayores prevalencias en las estaciones de primavera y verano (Tabla 4.3.3.1.1, Fig. 4.3.3.1.1).

Los resultados obtenidos del test de Fisher se presentan en la Tabla 4.3.3.1.2.

	N	A° El Pescado	N	A° Buñirigo	N	A° J.Blanco
Otoño '18	37	0	27	0	37	16.2
Invierno '18	38	0	33	0	48	0
Primavera '18	33	27.3	26	11.5	38	7.3
Verano '19	35	37.1	27	22.2	42	12.5
Otoño'19	33	0	14	0	35	11.4
Invierno '19	25	0	33	0	44	0
Primavera '19	31	41.9	28	10.7	39	41.1
Verano '20	38	10.5	36	16.6	33	0

Tabla 4.3.3.1.1. Prevalencias estacionales de *Apiosoma* sp. (N=hospedadores analizados)

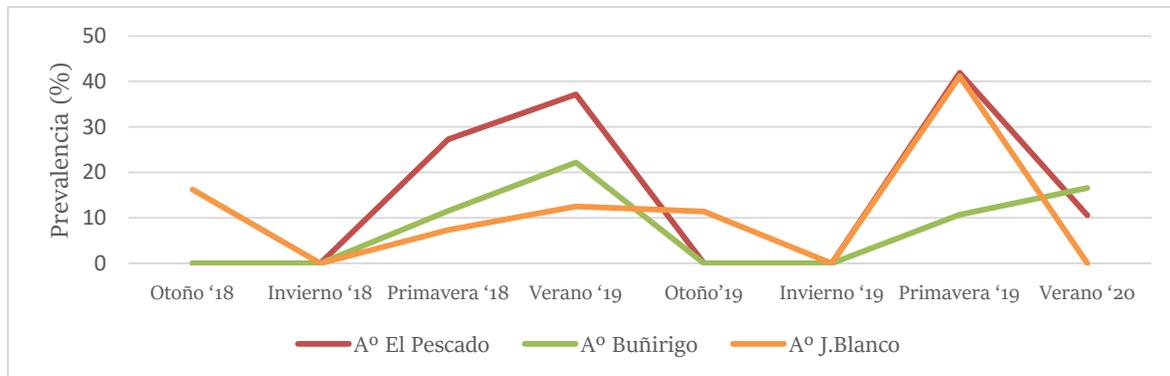


Fig. 4.3.3.1.1. Prevalencias estacionales de *Apiosoma* sp.

	A° El Pescado	A° Buñirigo	A° J. Blanco
Otoño '18 - Invierno '18	NS	NS	**
Invierno '18-Primavera '18	**	NS	NS
Primavera '18- Verano '19	NS	NS	NS
Verano '19- Otoño'19	**	NS	NS
Otoño'19- Invierno '19	NS	NS	NS
Invierno '19- Primavera '19	**	NS	**
Primavera '19- Verano '20	**	NS	**

Tabla 4.3.3.1.2. Niveles de significancia del test de Fisher entre prevalencias estacionales de *Apiosoma* sp. (NS= no significativo; * p<0.05; **p<0.01)

4.3.3.2 *Henneguya* sp.

Henneguya sp. presentó fluctuaciones similares a lo largo del año en los A° El Pescado y A° Juan Blanco. En líneas generales se hallaron las mayores prevalencias en las estaciones de primavera y verano, a excepción del período invierno 2019 – verano 2020 para el A° Juan Blanco. En los A° Buñirigo y Juan Blanco las prevalencias no superaron el 10%, y en el primero solo se registró la especie en los meses de otoño (Tabla 4.3.3.2.1, Fig. 4.3.3.2.1).

Los resultados obtenidos del test de Fisher se presentan en la Tabla 4.3.3.2.2.

	N	A° El Pescado	N	A° Buñirigo	N	A° J. Blanco
Otoño '18	37	21.6	27	7.4	37	8.1
Invierno '18	38	0	33	0	48	0
Primavera '18	33	9.1	26	0	38	7.3
Verano '19	35	8.6	27	0	42	6.2
Otoño'19	33	0	14	7.1	35	2.8
Invierno '19	25	16	33	0	44	0
Primavera '19	31	6.4	28	0	39	0
Verano '20	38	13.1	36	0	33	0

Tabla 4.3.3.2.1. Prevalencias estacionales de *Henneguya* sp. (N=hospedadores analizados)

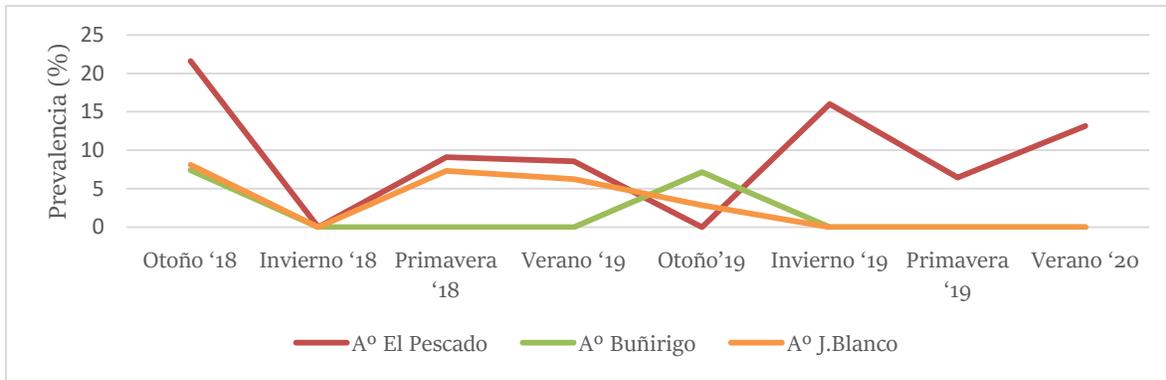


Fig. 4.3.3.2.1. Prevalencias estacionales de *Henneguya* sp.

	A° El Pescado
Otoño '18 - Invierno '18	**
Invierno '18-Primavera '18	NS
Primavera '18- Verano '19	NS
Verano '19- Otoño'19	NS
Otoño'19- Invierno '19	*
Invierno '19- Primavera '19	NS
Primavera '19- Verano '20	NS

Tabla 4.3.3.2.2. Niveles de significancia del test de Fisher entre prevalencias estacionales *Henneguya* sp. (NS= no significativo; * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$)

4.3.3.3 *Metacercaria* *Heterophyidae* gen. sp. indet. 1

Los índices poblacionales mostraron patrones distintos en los arroyos (Fig. 4.3.3.2.1).

Los resultados obtenidos del test de Fisher y del test U de Mann-Witney se presentan en la Tabla 4.3.3.3.1.

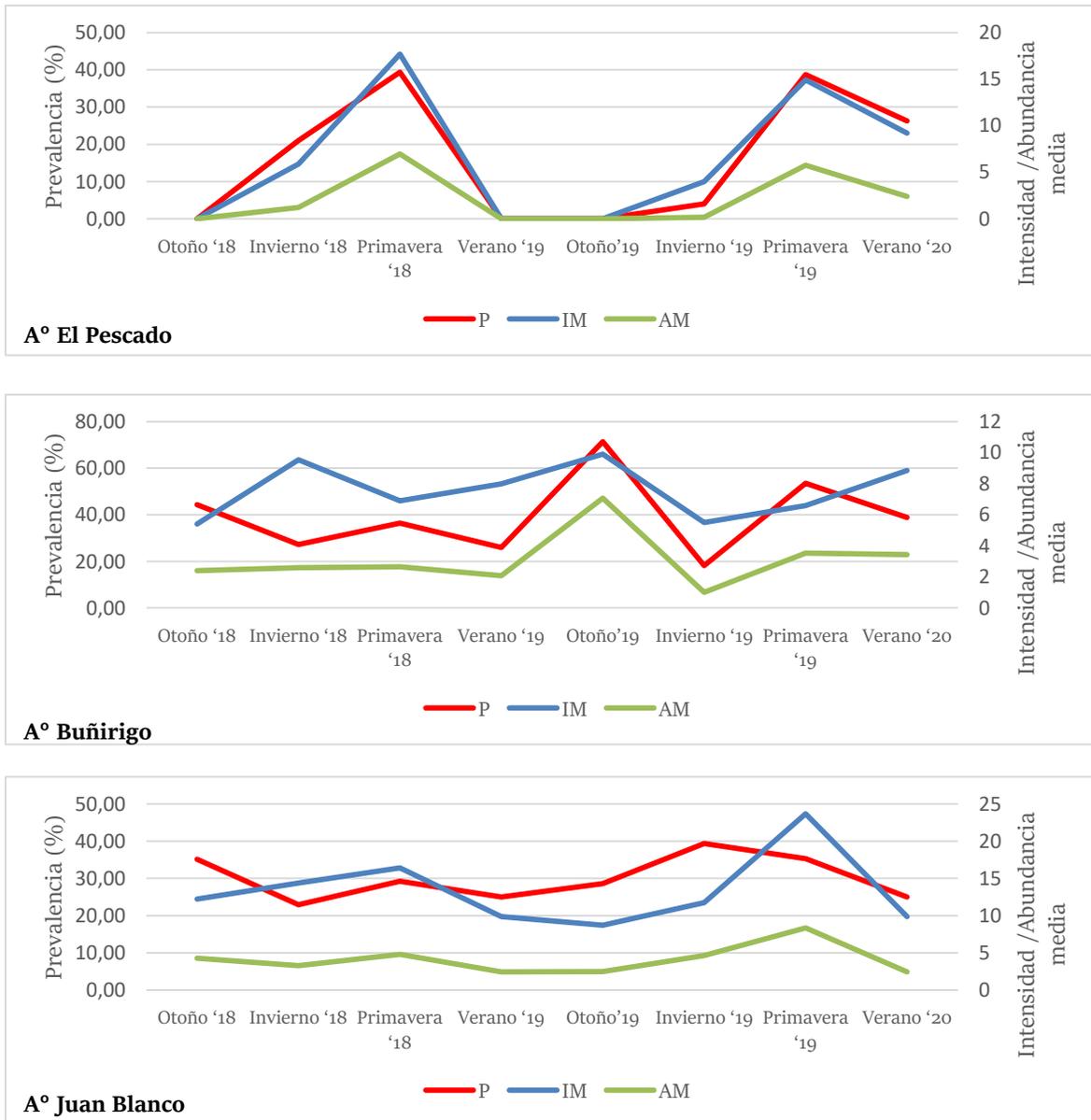


Fig. 4.3.3.3.1. Prevalencia, intensidad y abundancia media estacional de *Heterophyidae* gen. sp. indet. 1.

	A° El Pescado		A° Buñirigo		A° J. Blanco	
	P	AM	P	AM	P	AM
Otoño '18 - Invierno '18	**	NS	NS	NS	NS	NS
Invierno '18-Primavera '18	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Primavera '18- Verano '19	**	**	NS	NS	NS	NS
Verano '19- Otoño'19	NS	NS	**	NS	NS	NS
Otoño'19- Invierno '19	NS	NS	**	**	NS	NS
Invierno '19- Primavera '19	**	NS	**	NS	NS	NS
Primavera '19- Verano '20	NS	NS	NS	NS	NS	NS

Tabla 4.3.3.3.1. Niveles de significancia del test de Fisher y del test U de Mann-Whitney en Heterophyidae gen. sp. indet. 1. (NS= no significativo; * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$. P=prevalencia; AM=abundancia media)

El test de Serman detectó correlaciones significativas entre el número de metacercarias y la longitud del hospedador para el A° El Pescado ($r_s = 0.25$, $p < 0.01$), no así para el A° Buñirigo ($r_s = 0.04$, $p = 0.5$) y A° Juan Blanco ($r_s = 0.01$, $p = 0.7$). A su vez, se detectó una correlación significativa entre el número de metacercarias y el índice de Fulton en el A° Buñirigo ($r_s = -0.15$, $p = 0.01$), no así en los A° El Pescado ($r_s = 0.03$, $p = 0.6$) y Juan Blanco ($r_s = -0.08$, $p = 0.1$).

4.3.3.4 *Metacercaria Ascocotyle aff. nana*

Los índices poblacionales mostraron patrones distintos en los arroyos (Fig. 4.3.3.4.1). En el A° El Pescado la especie no fue registrada.

Los resultados obtenidos del test de Fisher y del test U de Mann-Witney se presentan en la Tabla 4.3.3.4.1.

El test de Serman no detectó correlaciones significativas entre el número de metacercarias y la longitud del hospedador: A° Buñirigo ($r_s = -0.03$, $p = 0.6$) y A° Juan Blanco ($r_s = 0.04$, $p = 0.4$). A su vez, no se observaron correlaciones significativas entre el

número de metacercarias y el índice de Fulton: A° Buñirigo ($r_s=-0.04$, $p=0.5$) y A° Juan Blanco ($r_s=0.07$, $p=0.2$).

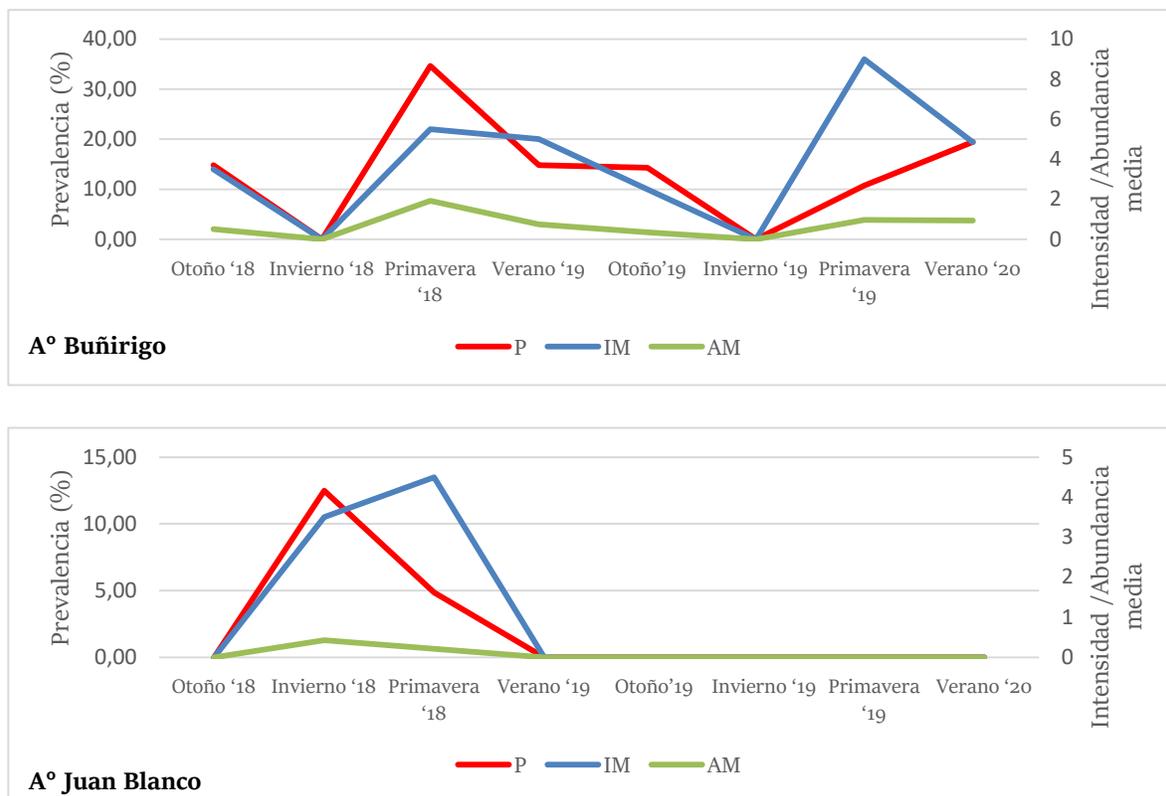


Fig. 4.3.3.4.1. Prevalencia, intensidad y abundancia media estacional de *A. aff. nana*.

	A° Buñirigo		A° J. Blanco	
	P	AM	P	AM
Otoño '18 - Invierno '18	*	NS	*	NS
Invierno '18-Primavera '18	**	**	NS	NS
Primavera '18- Verano '19	NS	NS	NS	NS
Verano '19- Otoño'19	NS	NS	NS	NS
Otoño'19- Invierno '19	NS	NS	NS	NS
Invierno '19- Primavera '19	NS	NS	NS	NS
Primavera '19- Verano '20	NS	NS	NS	NS

Tabla 4.3.3.4.1. Niveles de significancia del test de Fisher y del test de Mann-Whitney en *A. aff. nana*. (NS= no significativo; * $p<0.05$; ** $p<0.01$. P=prevalencia; AM=abundancia media)

4.3.3.5 *Acanthostomum* sp.

Los índices poblacionales mostraron patrones distintos en los arroyos (Fig. 4.3.3.5.1).

Los resultados obtenidos del test de Fisher y del test U de Mann-Witney se presentan en la Tabla 4.3.3.5.1



Fig. 4.3.3.5.1. Prevalencia, intensidad y abundancia media estacional de *Acanthostomum* sp.

	A° El Pescado		A° Buñirigo		A° J. Blanco	
	P	AM	P	AM	P	AM
Otoño '18 - Invierno '18	NS	NS	**	*	**	*
Invierno '18-Primavera '18	NS	NS	**	**	*	NS
Primavera '18- Verano '19	NS	NS	*	NS	NS	NS
Verano '19- Otoño'19	NS	NS	NS	NS	*	NS
Otoño'19- Invierno '19	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Invierno '19- Primavera '19	NS	NS	**	NS	NS	NS
Primavera '19- Verano '20	**	NS	NS	NS	NS	NS

Tabla 4.3.3.5.1. Niveles de significancia del test de Fisher y del test U de Mann-Whitney en *Acanthostomum* sp. (NS= no significativo; * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$. P=prevalencia; AM=abundancia media)

El test de Spearman no detectó correlaciones significativas entre el número de metacercarias y la longitud del hospedador para el A° El Pescado ($r_s = 0.1$, $p = 0.05$) y A° Juan Blanco ($r_s = 0$, $p = 0.9$), pero si en el A° Buñirigo ($r_s = 0.16$, $p = 0.01$). A su vez, no se hallaron correlaciones significativas entre el número de metacercarias y el índice de Fulton: A° El Pescado ($r_s = -0.2$, $p = 0.7$), A° Buñirigo ($r_s < 0.01$, $p = 0.9$) y A° Juan Blanco ($r_s = 0.1$, $p = 0.3$).

4.3.3.6 *Saccocoelioides* aff. *octavus*

Los índices poblacionales mostraron patrones similares en cuanto a que las mayores prevalencias se asociaron a los meses de invierno y las intensidades medias rondaron entre los valores de 1-3 (Fig. 4.3.3.6.1). En ninguno de los arroyos las prevalencias superaron el 10%.

El test de Spearman no detectó correlaciones significativas entre el número de adultos de *Saccocoelioides* aff. *octavus* y la longitud del hospedador: A° El Pescado ($r_s = 0.1$, $p = 0.09$), A° Buñirigo ($r_s = 0.03$, $p = 0.6$), A° Juan Blanco ($r_s = 0.12$, $p = 0.05$). A su vez, no se hallaron correlaciones significativas entre el número de helmintos y el índice

de Fulton: A° El Pescado ($r_s=0.04$, $p=0.4$), A° Buñirigo ($r_s=0.03$, $p=0.6$) y A° Juan Blanco ($r_s<0.01$, $p=0.9$).

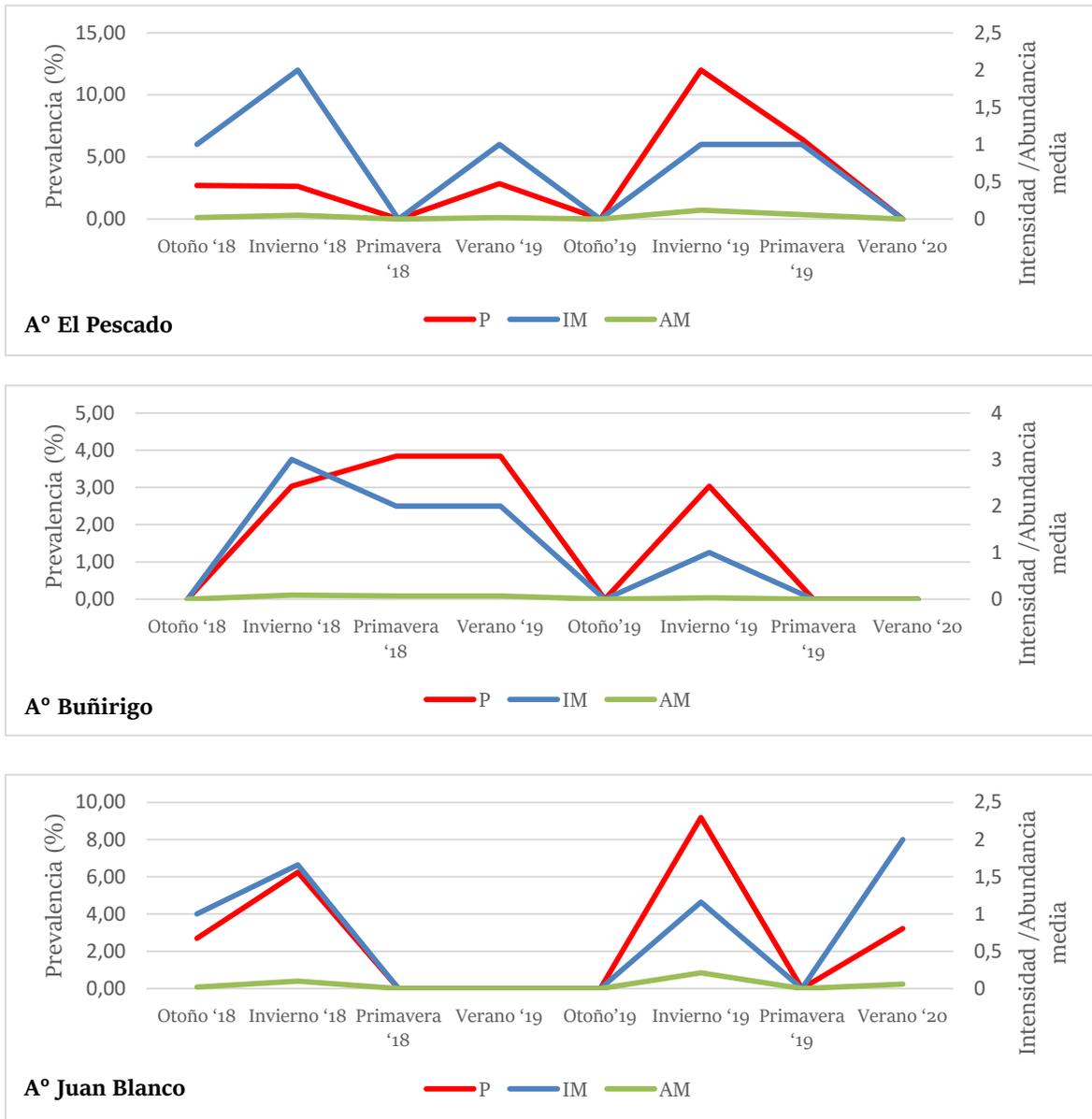


Fig. 4.3.3.6.1. Prevalencia, intensidad y abundancia media estacional de *S. aff. octavus*.

4.3.3.7 Aff. *Creptotremtina* sp.

Los índices poblacionales mostraron patrones anuales diferentes, coincidieron los máximos de prevalencia para otoño del 2019 en el A° Buñirigo y A° El Pescado (Fig. 4.3.3.7.1). En el A° Buñirigo las prevalencias no superaron el 10%.

Los resultados obtenidos del test de Fisher y del test U de Mann-Witney se presentan en la Tabla 4.3.3.7.1.

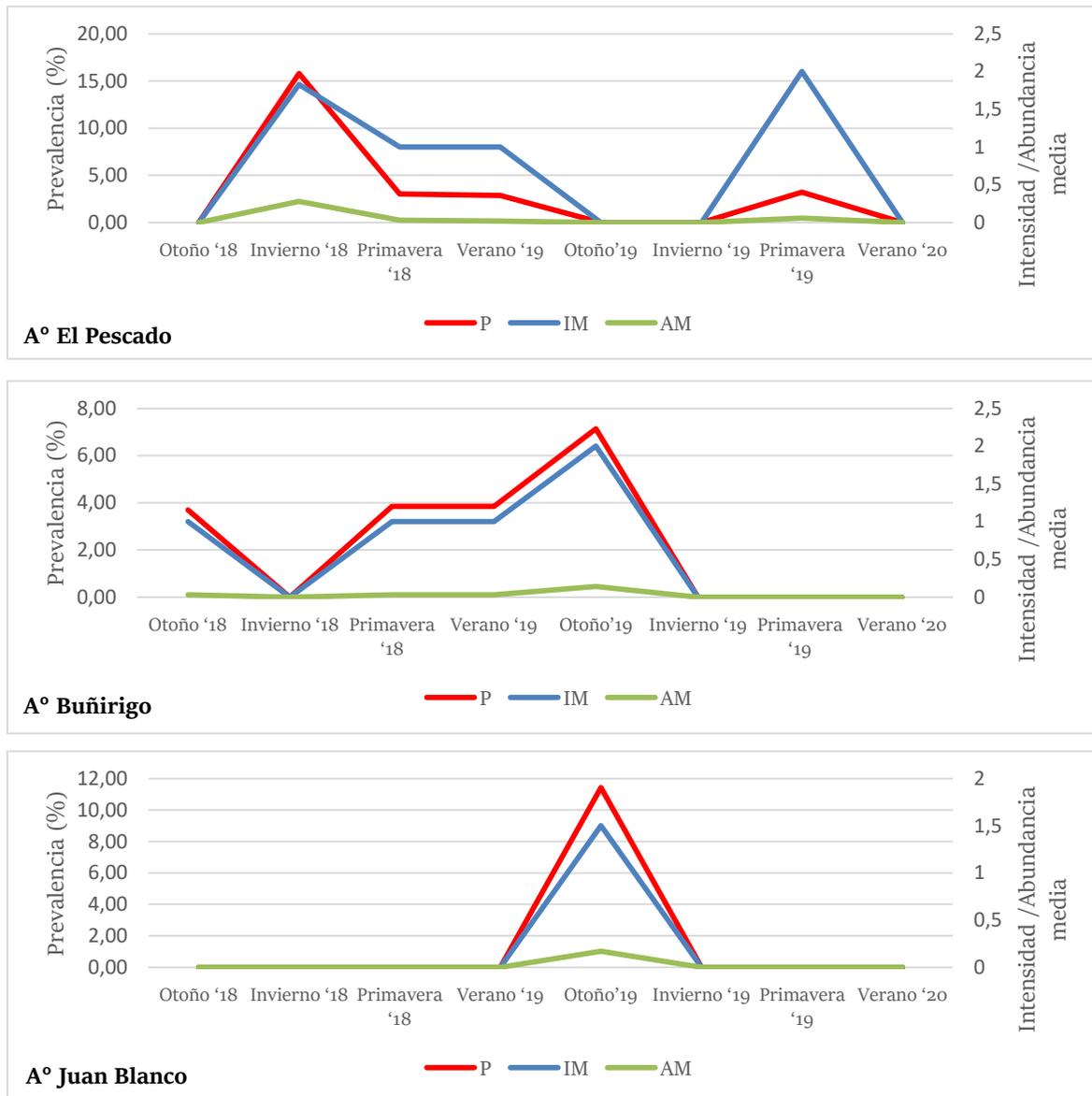


Fig. 4.3.3.7.1. Prevalencia, intensidad y abundancia media estacional de Aff. *Creptotremtina* sp.

	A° El Pescado		A° J. Blanco	
	P	AM	P	AM
Otoño '18 - Invierno '18	*	NS	NS	NS
Invierno '18-Primavera '18	NS	NS	NS	NS
Primavera '18- Verano '19	NS	NS	NS	NS
Verano '19- Otoño'19	NS	NS	NS	NS
Otoño'19- Invierno '19	NS	NS	NS	NS
Invierno '19- Primavera '19	NS	NS	NS	NS
Primavera '19- Verano '20	NS	NS	NS	NS

Tabla 4.3.3.7.1. Niveles de significancia del test de Fisher y del test U de Mann-Whitney en *Aff. Creptotrematina* sp. (NS= no significativo; * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$. P=prevalencia; AM=abundancia media)

El test de Spermán no detectó correlaciones significativas entre el número de helmintos y la longitud del hospedador: A° El Pescado ($r_s = 0.06$, $p = 0.3$), A° Buñirigo ($r_s = 0.04$, $p = 0.5$) y A° Juan Blanco ($r_s = 0.04$, $p = 0.4$). A su vez, no se hallaron correlaciones significativas entre el número de helmintos y el índice de Fulton: A° El Pescado ($r_s = 0.07$, $p = 0.2$), A° Buñirigo ($r_s = 0.01$, $p = 0.8$) y A° Juan Blanco ($r_s = -0.04$, $p = 0.4$).

4.3.3.8 *Genarchella aff. parva*

Los índices poblacionales difirieron en los arroyos debido a que la especie se halló una única vez en diferentes momentos del año para cada arroyo. Las prevalencias no superaron el 10% (Fig. 4.3.3.8.1).

El test de Spermán no detectó correlaciones significativas entre el número de helmintos y la longitud del hospedador: A° El Pescado ($r_s = 0.01$, $p = 0.7$), A° Buñirigo ($r_s = 0.04$, $p = 0.5$), A° Juan Blanco ($r_s = 0.04$, $p = 0.4$). A su vez, no se hallaron correlaciones significativas entre el número de helmintos y el índice de Fulton: A° El Pescado ($r_s < 0.01$, $p = 0.9$), A° Buñirigo ($r_s = 0.06$, $p = 0.3$) y A° Juan Blanco ($r_s = 0.07$, $p = 0.2$).

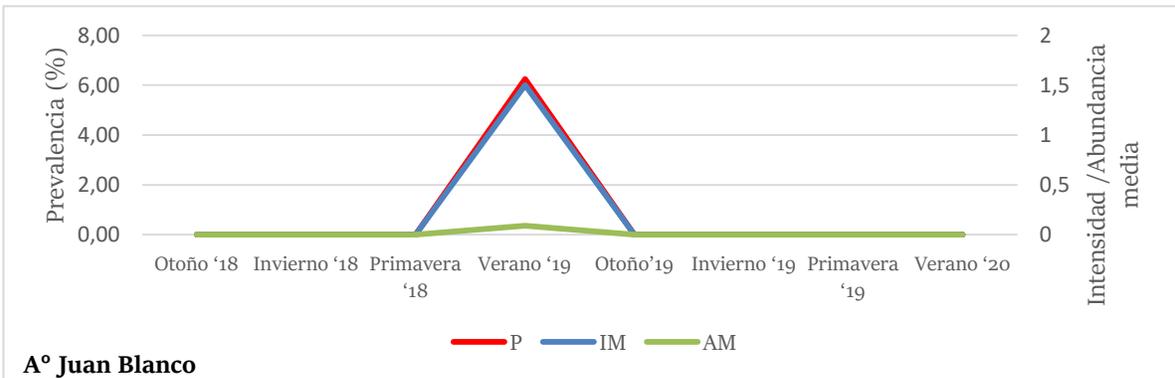
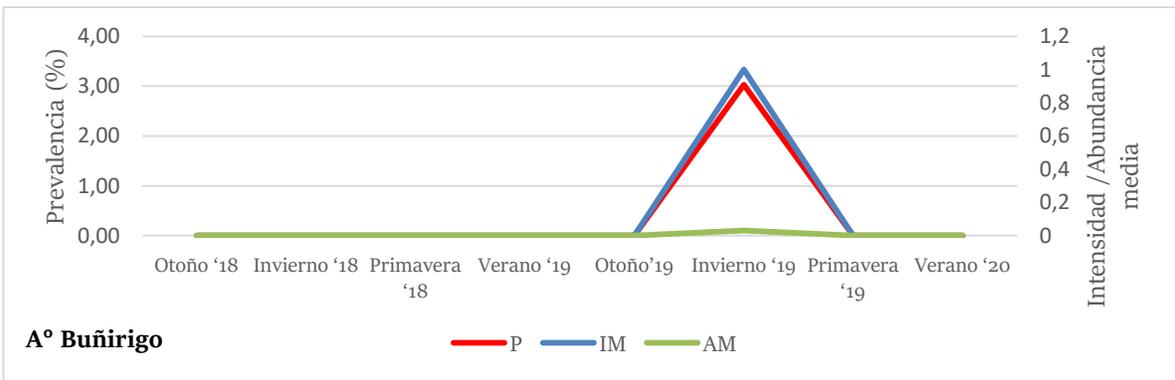
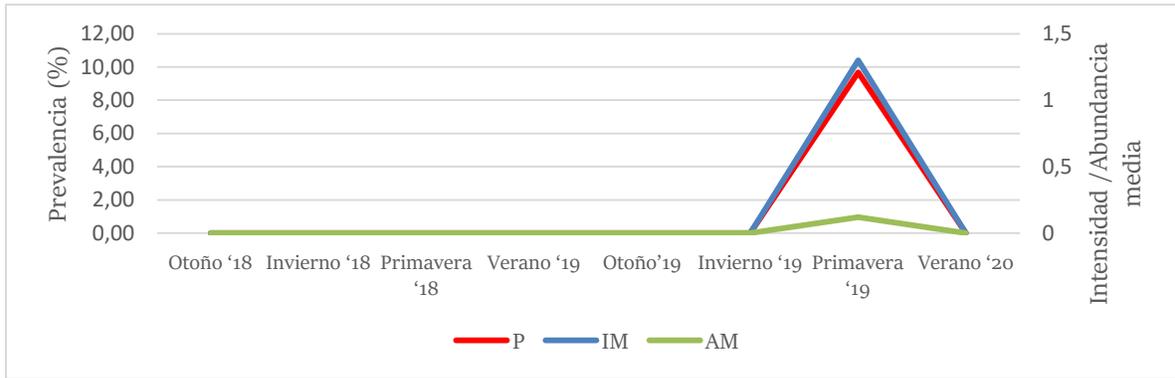


Fig. 4.3.3.8.1. Prevalencia, intensidad y abundancia media estacional de *Genarchella aff. parva*

4.3.3.9 Metacercaria Diplostomidae gen. sp. idet.

Los índices poblacionales fueron similares en los arroyos debido a que la especie se halló mayormente entre los meses de otoño - invierno (Fig. 4.3.3.9.1).

Los resultados obtenidos del test de Fisher y del test de Mann-Witney se presentan en la Tabla 4.3.3.9.1.

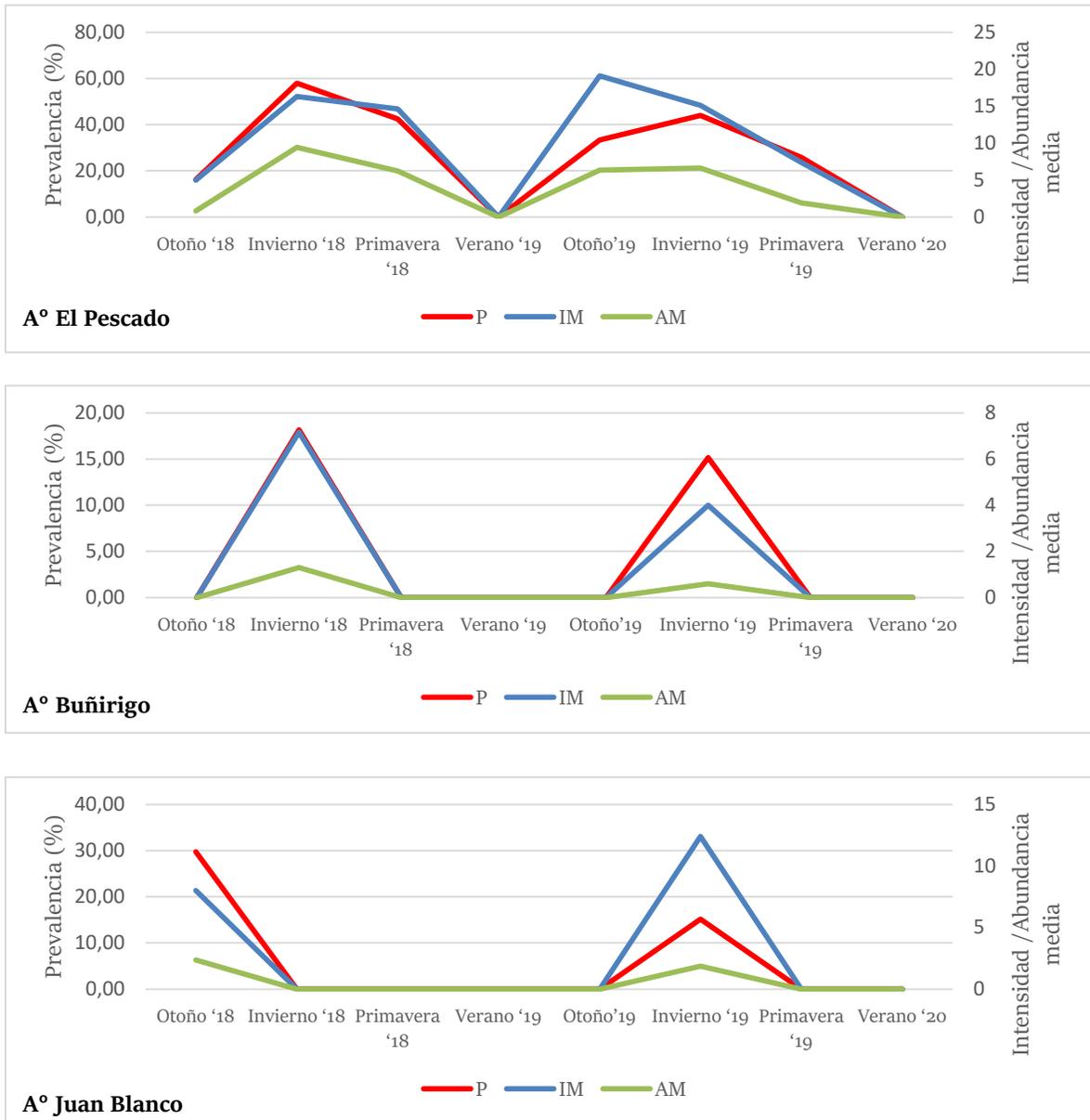


Fig. 4.3.3.9.1. Prevalencia, intensidad y abundancia media estacional de Diplostomidae gen. sp. idet.

	A° El Pescado		A° Buñirigo		A° J. Blanco	
	P	AM	P	AM	P	AM
Otoño '18 - Invierno '18	NS	**	*	NS	**	**
Invierno '18-Primavera '18	NS	NS	*	NS	NS	NS
Primavera '18- Verano '19	**	**	NS	NS	NS	NS
Verano '19- Otoño'19	**	**	NS	NS	NS	NS
Otoño'19- Invierno '19	NS	NS	NS	NS	**	NS
Invierno '19- Primavera '19	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Primavera '19- Verano '20	**	*	NS	NS	NS	NS

Tabla 4.3.3.9.1. Niveles de significancia del test de Fisher y del test U de Mann-Whitney en *Diplostomidae* gen. sp. idet. (NS= no significativo; * p<0.05; **p<0.01. P=prevalencia; AM=abundancia media)

El test de Spermán no detectó correlaciones significativas entre el número de metacercarias y la longitud del hospedador: A° El Pescado ($r_s=0.03$, $p=0.5$), A° Buñirigo ($r_s=0.03$, $p=0.6$), A° Juan Blanco ($r_s=0.04$, $p=0.4$). A su vez, no se hallaron correlaciones significativas entre el número de metacercarias y el índice de Fulton: A° El Pescado ($r_s=0.06$, $p=0.3$), A° Buñirigo ($r_s=0.05$, $p=0.4$) y A° Juan Blanco ($r_s=-0.07$, $p=0.2$).

4.3.3.10 *Metacestode* gen. sp. idet.

Esta taxa presentó fluctuaciones similares a lo largo del año en los arroyos (Tabla 4.3.3.10.1, Fig. 4.3.3.10.1).

Los resultados obtenidos del test de Fisher se presentan en la Tabla 4.3.3.10.2.

	N	A° El Pescado	N	A° Buñirigo	N	A° J. Blanco
Otoño '18	37	0	27	22.2	37	32.4
Invierno '18	38	55.2	33	48.4	48	56.2
Primavera '18	33	63.6	26	57.7	38	24.4
Verano '19	35	40	27	51.8	42	43.7
Otoño'19	33	39.4	14	50	35	54.3
Invierno '19	25	36	33	0	44	54.5
Primavera '19	31	67.7	28	64.3	39	41.2
Verano '20	38	26.3	36	41.6	33	61.3

Tabla 4.3.3.10.1 Prevalencias estacionales de metacestoda.

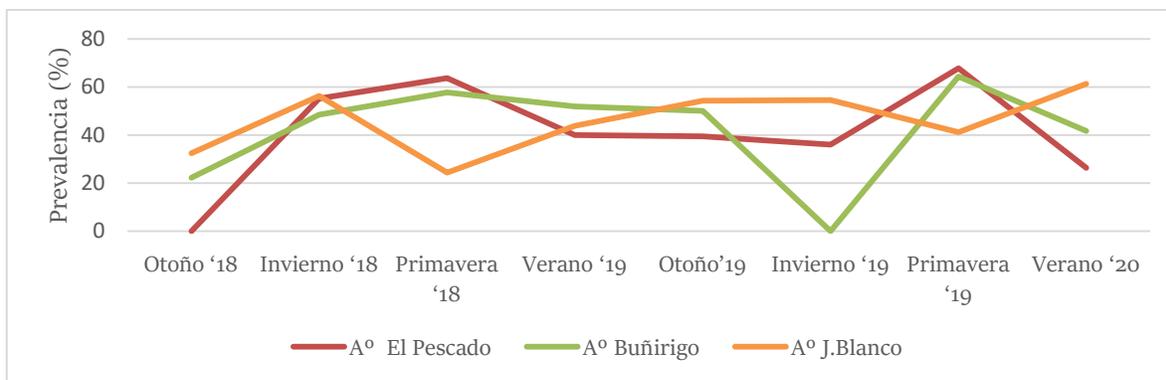


Fig. 4.3.3.10.1 Prevalencias estacionales de metacestoda.

	A° El Pescado	A° Buñirigo	A° J. Blanco
Otoño '18 - Invierno '18	**	NS	*
Invierno '18-Primavera '18	NS	NS	**
Primavera '18- Verano '19	NS	NS	NS
Verano '19- Otoño'19	NS	NS	NS
Otoño'19- Invierno '19	NS	**	NS
Invierno '19- Primavera '19	*	**	NS
Primavera '19- Verano '20	**	NS	NS

Tabla 4.3.3.10.2 Niveles de significancia del test de Fisher entre prevalencias estacionales de metacestoda. (NS= no significativo; * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$)

4.3.3.11 *Diaphorocleidus* sp.2

Esta especie presentó fluctuaciones similares a lo largo del año en los arroyos con un aumento en las prevalencias entre los meses de primavera a verano (Tabla 4.3.3.11.1, Fig. 4.3.3.11.1).

Los resultados obtenidos del test de Fisher se presentan en la Tabla 4.3.3.11.2.

	N	A° El Pescado	N	A° Buñirigo	N	A° J.Blanco
Otoño '18	37	18.91	27	14.81	37	21.62
Invierno '18	38	18.42	33	3.03	48	6.25
Primavera '18	33	30.3	26	15.38	38	31.7
Verano '19	35	48.57	27	25.92	42	37.5
Otoño'19	33	12.12	14	0	35	22.85
Invierno '19	25	20	33	9.09	44	0
Primavera '19	31	29.03	28	14.28	39	41.17
Verano '20	38	52.63	36	16.6	33	54.83

Tabla 4.3.3.11.1 Prevalencias estacionales de *Diaphorocleidus* sp.2. (N=hospedadores analizados)

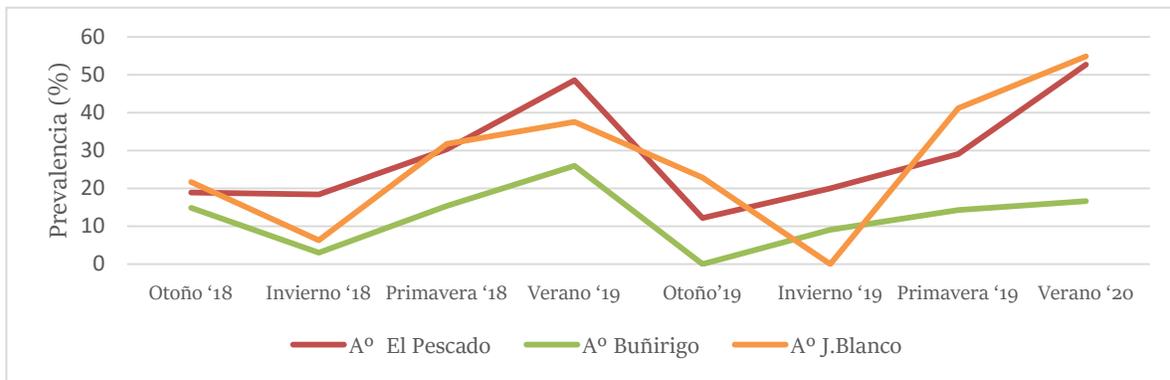


Fig. 4.3.3.11.1 Prevalencias estacionales de *Diaphorocleidus* sp.2.

	A° El Pescado	A° Buñirigo	A° J. Blanco
Otoño '18 - Invierno '18	NS	NS	NS
Invierno '18-Primavera '18	NS	NS	**
Primavera '18- Verano '19	NS	NS	NS
Verano '19- Otoño'19	**	NS	NS
Otoño'19- Invierno '19	NS	NS	**
Invierno '19- Primavera '19	NS	NS	**
Primavera '19- Verano '20	NS	NS	NS

Tabla 4.3.3.11.2 Niveles de significancia del test de Fisher entre prevalencias estacionales de *Diaphorocleidus* sp.2. (NS= no significativo; * p<0.05; **p<0.01)

4.3.3.12 *Diaphorocleidus* sp.3

Esta especie presentó fluctuaciones opuestas a lo largo del año en los arroyos, mientras que a partir del otoño del 2019 se vuelve similar (Tabla 4.3.3.12.1, Fig. 4.3.3.12.1). En el A° Buñirigo no se registró la especie.

Los resultados obtenidos del test de Fisher se presentan en la Tabla 4.3.3.12.2.

	N	A° El Pescado	N	A° J. Blanco
Otoño '18	37	0	37	32.4
Invierno '18	38	26.3	48	0
Primavera '18	33	0	38	43.9
Verano '19	35	42.8	42	21.9
Otoño'19	33	12.1	35	17.1
Invierno '19	25	0	44	0
Primavera '19	31	41.9	39	35.3
Verano '20	38	44.8	33	35.5

Tabla 4.3.3.12.1 Prevalencias estacionales de *Diaphorocleidus* sp.3. (N=hospedadores analizados)

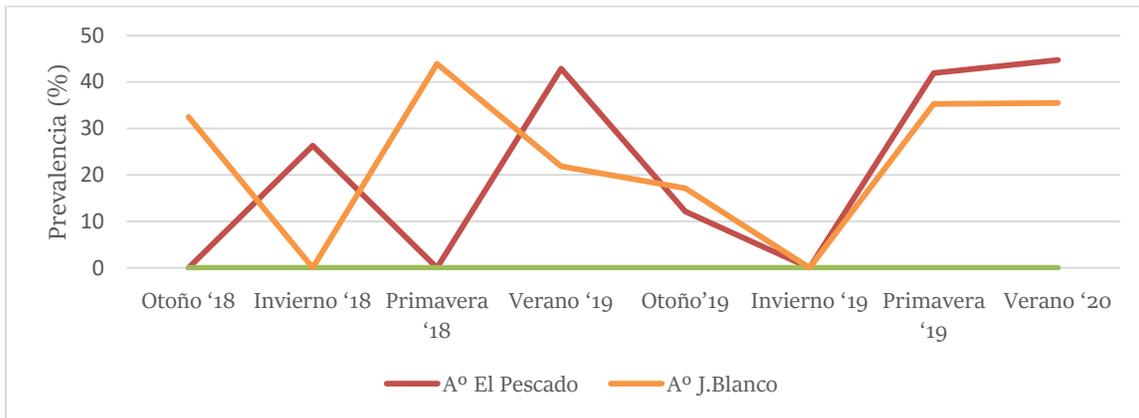


Fig. 4.3.3.12.1 Prevalencias estacionales de *Diaphorocleidus* sp.3.

	A° El Pescado	A° J. Blanco
Otoño '18 - Invierno '18	**	**
Invierno '18-Primavera '18	**	**
Primavera '18- Verano '19	**	NS
Verano '19- Otoño'19	**	NS
Otoño'19- Invierno '19	NS	*
Invierno '19- Primavera '19	**	**
Primavera '19- Verano '20	NS	NS

Tabla 4.3.3.12.2 Niveles de significancia del test de Fisher entre prevalencias estacionales de *Diaphorocleidus* sp.3. (NS= no significativo; * p<0.05; **p<0.01)

4.3.3.13 *Procamallanus* sp.2

Los índices poblacionales mostraron patrones diferentes en los arroyos (Fig. 4.3.3.13.1). En el A° Juan Blanco las prevalencias fueron menores al 10%.

Los resultados obtenidos del test de Fisher y del test U de Mann-Witney se presentan en la Tabla 4.3.3.13.1.

El test de Spearman no detectó correlaciones significativas entre el número de helmintos y la longitud del hospedador: A° El Pescado ($r_s=0.09$, $p=0.1$), A° Buñirigo ($r_s=0.08$, $p=0.2$) y A° Juan Blanco ($r_s<0.01$, $p=0.9$). A su vez, no se hallaron correlaciones significativas entre el número de helmintos y el índice de Fulton: A° El Pescado ($r_s=0.03$, $p=0.6$), A° Buñirigo ($r_s=0.01$, $p=0.8$) y A° Juan Blanco ($r_s=-0.03$, $p=0.6$).

	A° El Pescado		A° Buñirigo	
	P	AM	P	AM
Otoño '18 - Invierno '18	NS	NS	NS	NS
Invierno '18-Primavera '18	NS	NS	NS	NS
Primavera '18- Verano '19	NS	NS	NS	NS
Verano '19- Otoño'19	NS	NS	NS	NS
Otoño'19- Invierno '19	NS	NS	NS	NS
Invierno '19- Primavera '19	NS	NS	NS	NS
Primavera '19- Verano '20	NS	NS	NS	NS

Tabla 4.3.3.13.1. Niveles de significancia del test de Fisher y del test U de Mann-Whitney en *Procamallanus* sp.2 (NS= no significativo; * p<0.05; **p<0.01. P=prevalencia; AM=abundancia media)

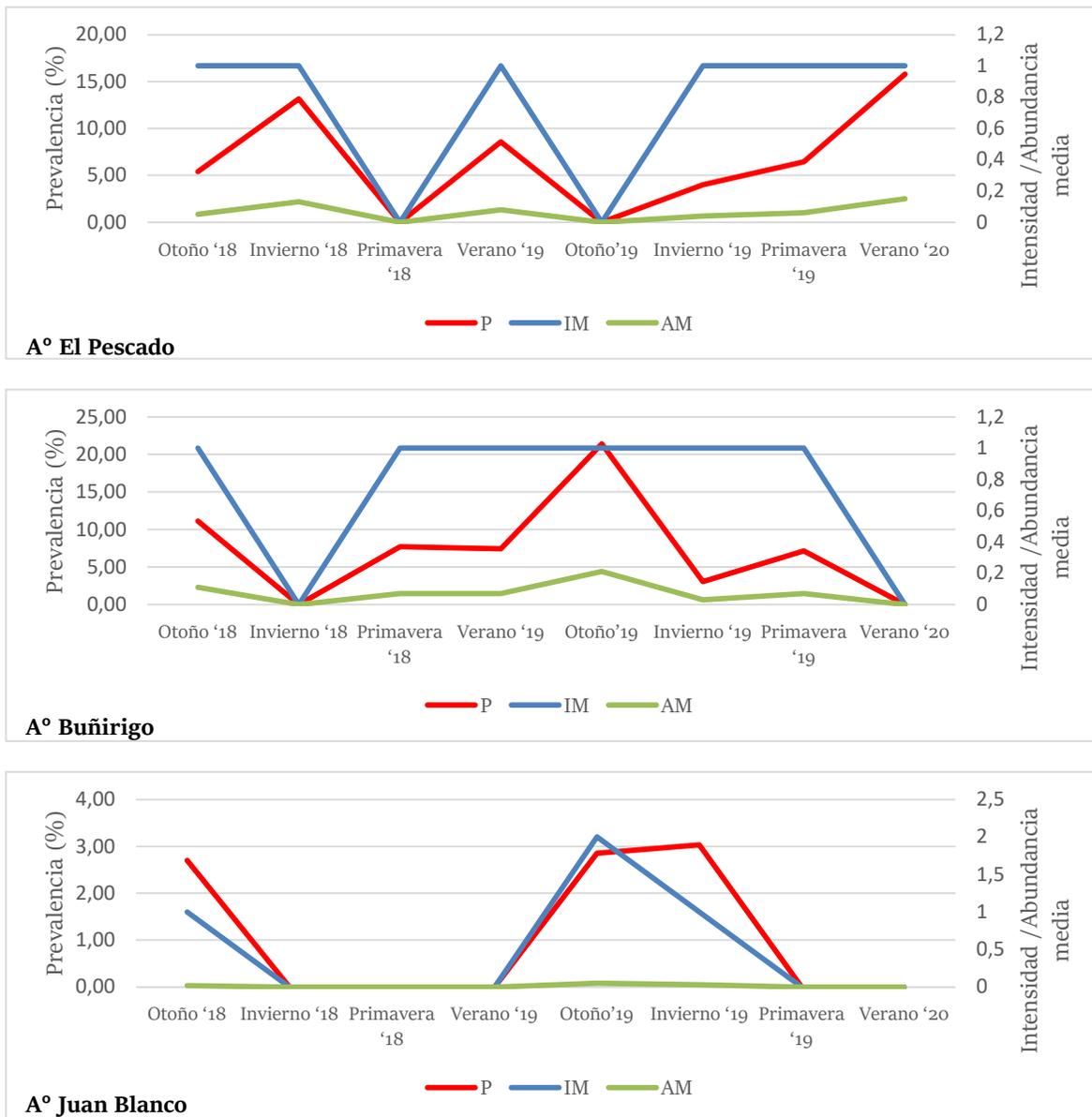


Fig. 4.3.3.13.1. Prevalencia, intensidad y abundancia media estacional de *Procamallanus* sp.2

4.3.3.14 Anisakidae gen. sp. indet.

Las larvas de Anisakidae se hallaron únicamente en verano del 2020 en el A° El Pescado. A su vez en el A° Juan Blanco hubo una disminución constante de los índices

entre otoño del 2018 – primavera del 2018 (Fig. 4.3.3.14.1.). En ninguno de los sitios las prevalencias superaron el 10%.

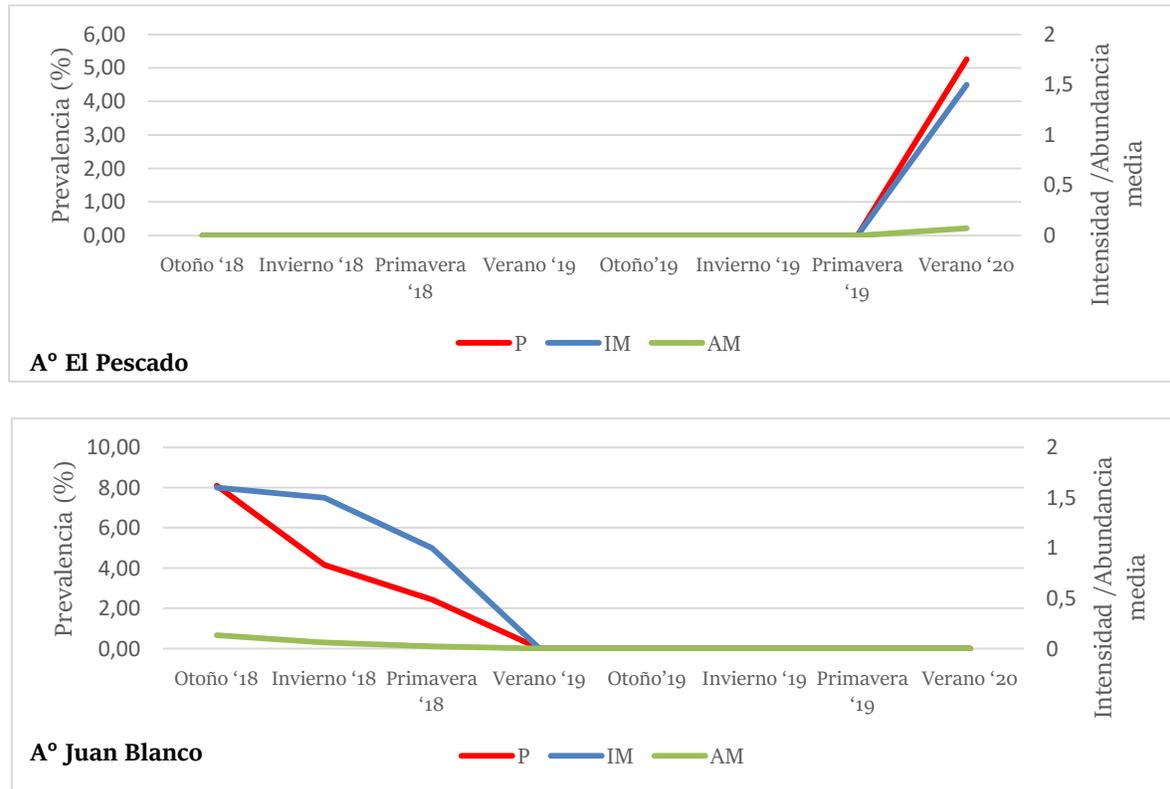


Fig. 4.3.3.14.1. Prevalencia, intensidad y abundancia media estacional de larvas Anisakidae.

El test de Spermán no detectó correlaciones significativas entre el número de helmintos y la longitud del hospedador: A° El Pescado ($r_s=0,02$, $p=0.6$), A° Juan Blanco ($r_s=0.12$, $p=0.05$). A su vez, no se hallaron correlaciones significativas entre el número de helmintos y el índice de Fulton: A° El Pescado ($r_s<0.01$, $p=0.9$) y A° Juan Blanco ($r_s=-0.05$, $p=0.3$).

4.3.3.15 *Lernaea cyprinacea*

Los índices poblacionales de *L. cyprinacea* mostraron patrones similares entre los A° El Pescado y A° Juan Blanco donde las disminuciones en las prevalencias de la especie se asociaron a los meses de invierno (Fig. 4.3.3.15.1.).

Los resultados obtenidos del test de Fisher y del test U de Mann-Witney se presentan en la Tabla 4.3.3.15.1.

El test de Serman no detectó correlaciones significativas entre el número de *L. cyprinacea* y la longitud del hospedador: A° El Pescado ($r_s=0,09$, $p=0.1$) y A° Juan Blanco ($r_s=0.009$, $p=0.8$).

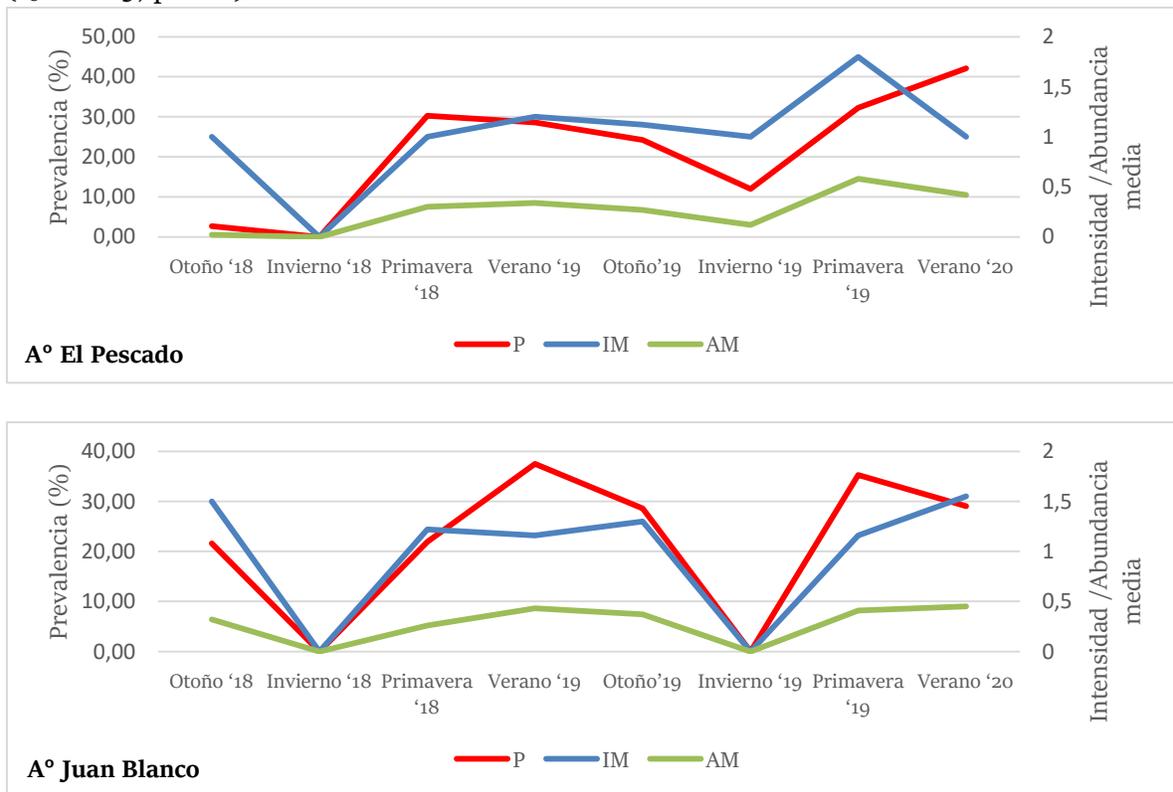


Fig. 4.3.3.15.1. Prevalencia, intensidad y abundancia media estacional de *L. cyprinacea*.

A su vez, no se hallaron correlaciones significativas entre el número de *L. cyprinacea* y el índice de Fulton: A° El Pescado ($r_s=0.1$, $p=0.06$) y A° Juan Blanco ($r_s=0.06$, $p=0.3$).

	A° El Pescado		A° Juan Blanco	
	P	AM	P	AM
Otoño '18 - Invierno '18	NS	NS	*	*
Invierno '18-Primavera '18	**	**	*	*
Primavera '18- Verano '19	NS	NS	NS	NS
Verano '19- Otoño'19	NS	NS	NS	NS
Otoño'19- Invierno '19	NS	NS	*	*
Invierno '19- Primavera '19	NS	NS	*	**
Primavera '19- Verano '20	NS	NS	NS	NS

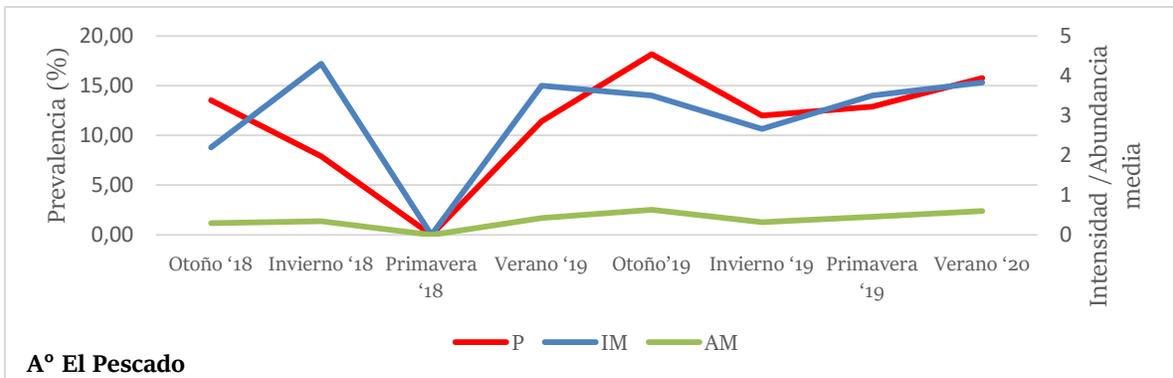
Tabla 4.3.3.15.1. Niveles de significancia del test de Fisher y del test U de Mann-Whitney en *L. cyprinacea*. (NS= no significativo; * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$. P=prevalencia; AM=abundancia media)

4.3.3.16 *Tiddergasilus* sp.

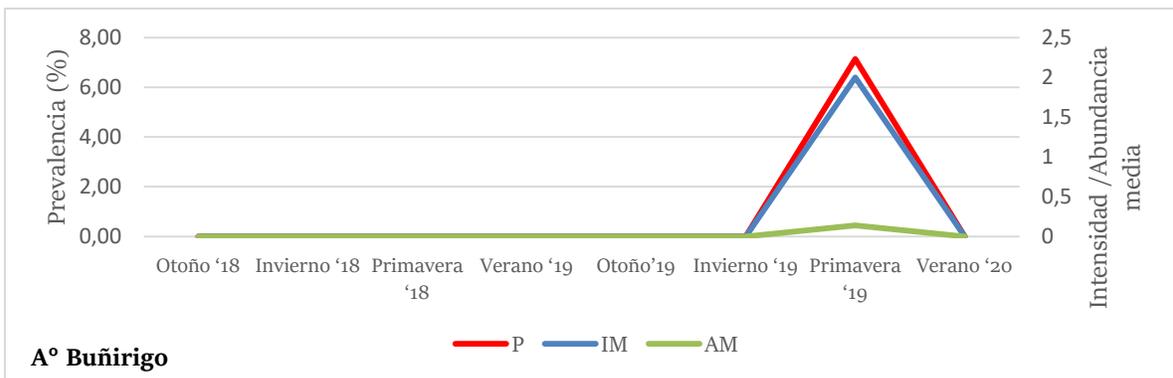
Los índices poblacionales de *Tiddergasilus* sp. se expresan en la Fig. 4.3.3.16.1.

Los resultados obtenidos del test de Fisher y del test U de Mann-Witney se presentan en la Tabla 4.3.3.16.1.

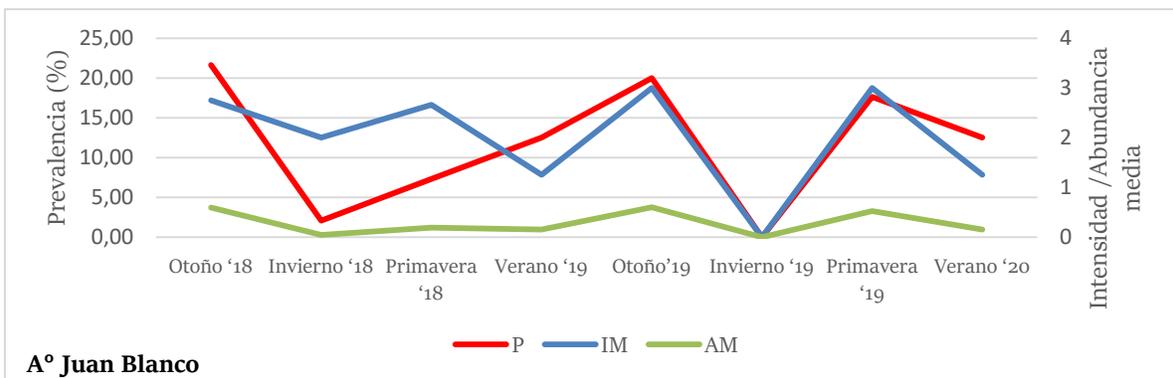
El test de Spearman no detectó correlaciones significativas entre el número de copépodos y la longitud del hospedador: A° El Pescado ($r_s=0.05$, $p=0.3$) y A° Juan Blanco ($r_s=0.02$, $p=0.7$). A su vez, no se hallaron correlaciones significativas entre el número de copépodos y el índice de Fulton: A° El Pescado ($r_s=0.02$, $p=0.7$) y A° Juan Blanco ($r_s=-0.05$, $p=0.3$).



A° El Pescado



A° Buñirigo



A° Juan Blanco

Fig. 4.3.3.16.1. Prevalencia, intensidad y abundancia media estacional de *Tiddergasilus* sp.

	A° El Pescado		A° Juan Blanco	
	P	AM	P	AM
Otoño '18 - Invierno '18	NS	NS	*	NS
Invierno '18-Primavera '18	*	NS	NS	NS
Primavera '18- Verano '19	*	NS	NS	NS
Verano '19- Otoño'19	NS	NS	NS	NS
Otoño'19- Invierno '19	NS	NS	*	NS
Invierno '19- Primavera '19	NS	NS	*	NS
Primavera '19- Verano '20	NS	NS	NS	NS

Tabla 4.3.3.16.1. Niveles de significancia del test de Fisher y del test de Mann-Whitney *Tiddergasilus* sp. (NS= no significativo; * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$. P=prevalencia; AM=abundancia media)

4.1 DISCUSIÓN Y COMENTARIOS

Los niveles de abundancia, prevalencia e intensidad media pueden ser afectados por las particularidades de las especies y poblaciones de parásitos, así como por las características del hospedador y del ambiente que ocupan, dificultando muchas veces la posibilidad de describir un patrón de infección.

Las comunidades parasitarias de *C. decemmaculatus* mostraron patrones estacionales distintos en los diferentes sitios de muestreo. De los 11 taxa hallados, *Apiosoma* sp. y aff. *P.nanum* constituyeron excepciones en cuanto a que no se registraron en el A° Juan Blanco.

En líneas generales se hallaron las mayores prevalencias de *Trichodina* sp. en las estaciones de primavera y verano, a diferencia del muestreo de invierno 2018 para el A° Buñirigo. Las distribuciones en los distintos microhábitats de trichodínidos (Migala, 1971; Basson *et al.*, 1983), su ocurrencia según la edad de los peces (Poljanski & Shulman, 1956; Halmetoja *et al.*, 1992) y la estacionalidad (Calenius, 1980; Halmetoja *et al.*, 1992) han sido bien estudiados. La preferencia de los trichodínidos por la primavera se

atribuye generalmente al estado debilitado de los peces hospedadores después de la invernada y con el inicio de la temporada de desove (Ôzer, 2000).

Respecto a *Apiosoma* sp. en el A° Rodríguez las prevalencias fueron máximas en primavera, mientras que en el A° El Pescado y A° Buñirigo la especie se presentó únicamente en otoño. Se ha documentado numerosas veces los mayores valores de prevalencia e intensidad de infestación en *A. piscicola* (Blanchard, 1885) durante el invierno lo cual estaría asociado a las condiciones ambientales menos favorables debido a una disminución en la temperatura del agua y del consumo de alimento del hospedador. Estos patrones están en correlación con la naturaleza comensal de *Apiosoma* y protozoos en general (Lieberman *et al.*, 2019; Blazhekovikj-Dimovska & Stojanovski, 2020). En el A° Rodríguez deberían estar actuando otros factores que retrasan el inicio de los picos máximos de prevalencia hacia la primavera.

La ausencia de claros patrones estacionales en las metacercarias Heterophyidae gen. sp. indet. 1, Heterophyidae gen. sp. indet. 2, *Pygidiopsis* sp., aff. *P. nanum*, *Acanthostomum* sp. y *Stephanoprora* sp. podría estar indicando una variación en la concentración de aves, peces y moluscos que funcionan como hospedadores intermediarios, o quizás a un aumento/disminución en la tasa de encuentro entre parásito y el pez posiblemente condicionada por los factores externos que afectan la dinámica propia del cuerpo de agua. A su vez, resulta interesante destacar que de los hospedadores estudiados, *C. decemmaculatus* fue la especie que albergó la mayor cantidad de estadios larvales.

Las larvas de metacestoda se mantuvieron muy estables en cuanto a su presencia en el hospedador. Debido a la imposibilidad de su determinación taxonómica por rasgos morfológicos no se pueden hacer mayores conclusiones. Resulta de importancia exhibir que los cestodes adultos poseen una estricta especificidad con el hospedador y se consideran modelos adecuados para estudios de coevolución hospedador-parásito (Caira & Jensen, 2014) o incluso para ayudar a circunscribir los límites de las especies de hospedadores de cestodes (Caira & Jensen, 2015).

Saccocoelioides kirchneri no mostró un patrón a lo largo del año lo cual podría estar relacionado con la disponibilidad de moluscos infectados con cercarias y/o metacercarias.

Los adultos de *W. matercula* no se hallaron con prevalencias superiores al 10% en ninguno de los arroyos. Las mayores prevalencias estuvieron asociadas a los meses de primavera y verano. Drago (2004) observó la presencia de hembras grávidas de *W. matercula* únicamente en *C. decemmaculatus* y *J. lineata* capturados en las lagunas Lacombe y Salada Grande durante los meses de primavera de 1997 y verano de 1998. Por lo tanto, se podría evaluar la posibilidad de que estos meses sean los de fase reproductiva del acantocéfalo.

En líneas generales las correlaciones significativas entre el número de metacercarias y la longitud del hospedador (Heterophyidae gen. sp. indet. 1, *Pygidiopsis* sp., aff. *P. nanum* y *Stephanoprora* sp.) y el índice de Fulton (Heterophyidae gen. sp. indet. 2, *Stephanoprora* sp.) que se hallaron fueron pocas y con índices muy cercanos a cero por lo que podríamos afirmar que existe un proceso de acumulación de parásitos a medida que el hospedador aumenta su longitud total que varía en los distintos sitios de estudio y que podría estar asociado a que son especies generalistas. A su vez, el incremento de la superficie de los filamentos branquiales en los hospedadores de mayor talla podría estar condicionando a Heterophyidae gen. sp. indet. 1 y *Stephanoprora* sp. Doma & Ostrowski de Núñez (1994), al estudiar las poblaciones de *P. nanum* en *J. lineata*, observaron una disminución en la prevalencia e intensidad media de las metacercarias en los individuos de mayor talla, atribuyendo este descenso a la eliminación de los individuos más parasitados, sugiriendo como posibles causas la mayor susceptibilidad de predación o al efecto directo del helminto. Contrariamente, aquí no se observa esta disminución, dado que se encontraron asociaciones positivas con la talla o ausencia de correlación, por lo cual se puede asumir que ninguna de las especies halladas provocaría mortalidad o aumento de las posibilidades de predación en la población de *C. decemmaculatus*.

Cheirodon interruptus estuvo parasitado por 9 taxa parasitarios. Se observaron patrones estacionales en las prevalencias, abundancias e intensidades de las metacercarias registradas en este estudio: Heterophyidae gen. sp. indet. 1, Heterophyidae gen. sp. indet. 2, *A. aff. nana*, *Acanthostomum* sp. Estos patrones fueron diferentes entre los sitios estudiados, no coincidiendo sus picos máximos en las distintas estaciones del año.

Saccocoelioides sp. no se halló con prevalencias superiores al 10% en ninguno de los sitios estudiados. Las dinámicas estacionales fueron muy variables, pero en el A° El Pescado y A° Buñirigo fue posible visualizar tres picos de mayores prevalencias en diferentes muestreos del período analizado, coincidiendo únicamente en el de primavera del 2019. Lizama *et al.* (2006) analizaron la influencia de los patrones estacionales y ambientales y la reproducción del hospedador demostrando que la abundancia de *S. nanii* era mayor durante el período reproductivo del hospedador y que la prevalencia se correlacionaba positivamente con la temperatura del agua. Según Menni & Almirón (1994), *C. interruptus* es una especie que se reproduce durante gran parte del año si el ambiente es favorable por lo que se esperaría una abundancia similar a lo largo del año. Además, consideran que en ambientes lénticos, relativamente estables, el período reproductivo estaría relacionado con una buena disponibilidad de alimento, una competencia interespecífica débil y un clima húmedo con temperaturas suaves.

Las larvas de metacestoda se comportaron de manera bastante regular a lo largo del año con aumentos en las prevalencias hacia las estaciones de primavera - verano, a excepción de un pico de prevalencia registrado en invierno de 2019 para el A° Buñirigo. En general, los cestodes tienen picos estacionales de aparición y maduración con cortos períodos de reclutamiento de nuevas generaciones. Estos ciclos son más pronunciados en regiones templadas y en ejemplares adultos en comparación con sus larvas (Chubb, 1980, 1982; Dick *et al.*, 2006). A su vez, estas últimas tienen tiempos de supervivencia más prolongados en sus hospedadores en comparación a los cestodes adultos (Chubb, 1980). La estacionalidad estaría controlada principalmente por la temperatura del agua,

maduración del hospedador y disponibilidad de hospedadores intermediarios (Hanzelová & Gerdeaux, 2003).

Diaphorocleidus sp.1 exhibió un claro aumento en los meses de primavera-verano para todos los sitios estudiados, coincidiendo con estudios realizados en otros Characiformes donde las mayores prevalencias se asocian a los períodos más lluviosos (Antunes *et al.*, 2022). Los monogenos muestran patrones de prevalencia e intensidad de infección relacionados de manera más o menos precisa con factores abióticos como la concentración de oxígeno, temperatura del agua o factores bióticos como las especies hospedadoras, su comportamiento, migraciones e inmunidad o la interacción de una serie de factores tanto abióticos como bióticos. Estudios y observaciones experimentales han demostrado la gran importancia de la temperatura en todas las etapas de la vida de los monogenos, determinando la tasa de oviposición, la velocidad de desarrollo del embrión, la duración de la vida del oncomiracidio, la velocidad de maduración de los juveniles y la longevidad de los adultos de varias especies. A su vez, cuanto más baja es la temperatura del agua en primavera y principios de verano, mayor es el desplazamiento del pico de incidencia hacia los meses de verano (Chubb, 1977).

Procamallanus sp.1 no presentó prevalencias superiores al 10% en ninguno de los sitios estudiados. Las dinámicas estacionales fueron similares en los meses de verano de 2019 en el A° El Pescado y A° Buñirigo, mientras que en el A° Juan Blanco no se registró la especie. Debido a que los copépodos son reconocidos como hospedadores intermediarios de *Procamallanus* sp. (Moravec, 1994; De & Maity, 2000), se podría inferir que la mayor prevalencia en las temporadas cálidas estaría asociada con la mayor ingesta por parte del pez de copépodos infectados con los estadios larvales del parásito.

La presencia de *L. cyprinacea* fluctuó a lo largo de los muestreos reflejando, quizás, la diferente susceptibilidad del hospedador a ser parasitado y a las características particulares del ambiente. Se han registrado patrones de infección estacionales de *Lernaea* diferentes en especies de peces teleósteos. El rango de temperatura óptimo para *Lernaea* es de 26 a 28 °C. Si las temperaturas caen por debajo de los 20°C, los juveniles no pueden completar su desarrollo, y a 14°C, las hembras no se reproducen. Sin

embargo, las hembras adultas pueden pasar el invierno en el hospedador y producir huevos cuando la temperatura del agua aumenta nuevamente en la primavera (Hossain *et al.*, 2018). Las variaciones en la prevalencia de la infección entre los diferentes arroyos podrían deberse a la diferencia en las respuestas inmunitarias del hospedador en los diferentes sitios contra el parásito.

Por último, *P. rutilus* estuvo parasitada por 16 taxa de las cuales 9 fueron estadios adultos.

Apiosoma sp. fue registrada en todos los sitios de muestreo, típicamente con mayores prevalencias entre los meses de primavera – verano y la disminución o ausencia en los meses de otoño – invierno. Este género, (también reportado como *Glosatella* sp.) ha sido registrado en aumento desde la estación seca a la estación lluviosa, en branquias y piel de *Oreochromis niloticus* (Arguedas *et al.*, 2017). Según Noga (2000), este ciliado tiene una alta prevalencia en aguas con gran cantidad de sólidos en suspensión.

Henneguya sp. presentó fluctuaciones similares a lo largo del año en los sitios estudiados con mayores prevalencias en las estaciones de primavera y verano. En los A° Buñirigo y A° Juan Blanco las prevalencias no superaron el 10%, y en el primero solo se registró la especie en los meses de otoño. Los primeros datos sobre la aparición estacional de *Henneguya* spp. fueron informados por Haaparanta *et al.* (1994). Molnár (1998) encontró diferencias estacionales en la prevalencia, esta fue menor en los meses de verano comparada con los meses de primavera. Sin embargo, algunas otras especies de mixosporidios revelan una tasa máxima de infección durante el verano y menor durante otras estaciones (Alyain *et al.*, 1994).

Heterophyidae gen. sp. indet. 1, *Ascocotyle* aff. *nana* y *Acanthostomum* sp. no se distribuyen uniformemente en el ambiente a lo largo de año lo cual podría estar relacionado con su baja especificidad y la disponibilidad de hospedadores en el ambiente. Cuando se detectaron correlaciones entre la longitud del hospedador/índice

de Fulton y la abundancia de las mismas, esta fue muy pequeña como para ser considerada significativa en el ciclo de vida del helminto.

Los índices poblacionales de *Saccocoelioides* aff. *octavus* mostraron patrones similares en cuanto a que las mayores prevalencias se asociaron a los meses de invierno y las intensidades medias rondaron entre los valores de 1 - 3 siempre con adultos maduros.

En *Creptotrematina* sp. se observaron patrones anuales en los diferentes sitios y años de muestreo, coincidieron los máximos de prevalencia para otoño de 2019 en el A° Buñirigo y Juan Blanco, mientras que en el A° El Pescado se registró en invierno de 2018. La presencia del hospedador intermediario y/o las condiciones fisicoquímicas del ambiente podrían estar condicionando la dinámica particular en cada sitio de estudio.

Las metacercarias Diplostomidae gen. sp. idet. coinciden con sus máximos de presencia para los meses de invierno. Muchos estudios han demostrado que las metacercarias de tipo *Neascus* como *Uvulifer ambloplitis* (Hughes, 1927) y *Neascus* spp., que infectan la piel y causan la "enfermedad de la mancha negra" pueden sobrevivir desde finales del otoño hasta principios de la primavera (Fischthal, 1949; Lemly & Esch, 1983, 1984) o incluso hasta 4.5 años (Hoffman & Putz, 1965).

Las larvas de metacestoda presentaron fluctuaciones similares a lo largo del año en los sitios estudiados. Los motivos podrían ser similares a los presentados para *C. interruptus* donde el ambiente y la disponibilidad de hospedadores intermediarios jugarían un rol importante en la dinámica poblacional.

Diaphorocleidus sp. 2 y sp. 3 presentaron máximos en sus prevalencias entre los meses de primavera - verano. Típicamente las especies pertenecientes a la familia Dactylogiridae parasitan los peces en primavera y verano, y disminuyen al mínimo los niveles de infección en otoño e invierno (Chubb, 1977).

Los índices poblacionales de *Procamallanus* sp. 2 mostraron patrones diferentes en los sitios estudiados. En el A° Juan Blanco las prevalencias fueron menores al 10%. Fujimoto *et al.* (2018) observaron mayores cargas de parásitos en el ciego pilórico y el intestino posterior durante la temporada de lluvias. La relación estacional entre el

hospedador y el nematode podría verse influenciada por patrones de comportamiento alimentario asociados con variaciones en el período de inundación. A su vez, se reconocen a los copépodos como hospedadores intermediarios de *Procamallanus* spp. (Moravec, 1994; De & Maity, 2000).

Las larvas Anisakidae se hallaron únicamente en verano del 2020 en el A° El Pescado. A su vez en el A° Juan Blanco hubo una disminución no significativa y constante de los índices entre otoño de 2018 – primavera de 2018. Observaciones realizadas en otros peces han detectado que el número de larvas de anisákidos aumenta a medida que el pez envejece (Valles-Ríos *et al.*, 2000; Mancini *et al.*, 2005). En este caso no se observó una correlación significativa entre el tamaño del pez y el número de larvas.

Los índices poblacionales de *L. cyprinacea* mostraron patrones similares entre los A° El Pescado y A° Juan Blanco donde las disminuciones en las prevalencias de la especie se asociaron a los meses de invierno, a su vez en el A° Buñirigo no se registró la especie. El ciclo de vida del género *Lernaea* requiere de temperaturas superiores a los 15°C, dentro de un rango óptimo de 25 a 30 °C (Marcogliese, 1991a) lo que podría explicar la mayor prevalencia e intensidad parasitaria observada en verano. Williams & Williams (1995) informaron que *L. cyprinacea* puede dañar gravemente a los peces silvestres y también reducir la tasa de crecimiento. Por el contrario, no pudimos detectar una correlación entre la talla y número de copépodos.

Los índices poblacionales de *Tiddergasilus* sp. no mostraron patrones similares entre los sitios de muestreo. A su vez en el A° Buñirigo la especie se registró únicamente en primavera de 2019. A pesar de que la Región Neotropical tiene la fauna de agua dulce más rica de ergásidos parásitos (Boxshall & Defaye, 2008) esta ha sido subestimada en la Argentina (Waicheim, 2023) por lo que resulta importante ampliar los estudios de biodiversidad junto con detalles ecológicos de las nuevas especies para poder comprender los procesos que conllevan dinámicas ecológicas específicas.

En resumen, las fluctuaciones observadas en las prevalencias y abundancias de los taxa parásitos entre estaciones del año y en cada localidad para las diferentes

especies hospedadoras, pueden ser el reflejo de variaciones de la colonización estacional de los parásitos, de los cambios en la dieta de los hospedadores y/o de cambios en la disponibilidad de hospedadores intermediarios.

Diversos estudios sobre poblaciones de peces han enfatizado en la importancia de la dieta y el nivel trófico de los hospedadores en relación con la diversidad y las prevalencias de las infecciones por parásitos endohelminos (Choudhury & Dick, 2000; Simková *et al.*, 2001; Timi *et al.*, 2011; Poulin & Leung, 2011; Gonçalves *et al.*, 2016; Hoshino *et al.*, 2016; Baia *et al.*, 2018; Ferreira *et al.*, 2019; Negreiros *et al.*, 2019; Ferreira *et al.*, 2019). Por esta razón, los peces de niveles tróficos más altos, en este caso *P. rutilus*, estarían expuestos a un mayor número de larvas de endohelminos que aquellos en niveles tróficos más bajos como *C. decemmaculatus* y *C. interruptus*, lo cual coincide con los valores registrados en este estudio donde se observó el mayor número de endohelminos en *P. rutilus* con un valor igual a 10 taxa.

CAPÍTULO 5

ANÁLISIS DE LAS COMUNIDADES PARASITARIAS

5.1 INTRODUCCIÓN

La ecología de las comunidades parasitarias tiene el potencial de hacer importantes contribuciones en muchas áreas de investigación, desde la búsqueda de los fundamentos de la biodiversidad y su distribución, como en el diseño de estrategias de control de enfermedades parasitarias en hospedadores silvestres (Poulin, 2019). Las comunidades de parásitos también han sido utilizadas como marcadores biológicos de poblaciones (Cantatore & Timi, 2015; Poulin & Kamiya, 2015) y como indicadores de cambios ambientales (Sures, 2004; Marcogliese, 2005; Vidal-Martínez *et al.*, 2010).

Las comunidades parasitarias se definen como el conjunto de especies que viven en una especie hospedadora (Poulin, 2007), las relaciones intra e interespecíficas que existen entre ellas, el grado de asociación parásito-hospedador y los factores ambientales que intervienen en su estructuración (Bautista-Hernández *et al.*, 2015).

El nivel de comunidad componente consiste en el análisis de todas las poblaciones parásitas que explotan una población hospedadora en un tiempo determinado. Su análisis nos brinda información de procesos como invasiones, especiaciones, extinciones y colonizaciones (Poulin, 1998a). La similitud entre las comunidades componentes de diferentes poblaciones hospedadoras dependerá de su proximidad geográfica y de las posibilidades de intercambio entre ellas (Poulin, 2004).

A una escala más pequeña de análisis podemos definir a la infracomunidad, que integra a todos los individuos de diferentes especies parásitas (infrapoblaciones) dentro de un único hospedador. Las infracomunidades están en constante intercambio y la similitud entre ellas dependerá del grupo etario de pertenencia, el sexo y la dieta del hospedador, entre otros.

5.2 METODOLOGÍA

Para caracterizar la comunidad componente de cada especie hospedadora se calcularon los siguientes descriptores:

Riqueza específica: número de taxa parasitarios presentes en el total de los hospedadores examinados.

Índice de diversidad de Shannon – Wiener: relación entre la riqueza específica y la abundancia relativa de las especies de la comunidad.

$$H = -\sum p_i \ln p_i$$

Donde $p_i = n_i/N$, es la proporción de individuos de la especie i en la muestra

Equitabilidad: es la abundancia relativa de las especies. Si las especies en una muestra presentan igual abundancia este índice debería ser igual o cercano a 1, por el contrario, decrece tendiendo a cero cuando las abundancias relativas se hacen menos equitativas.

$$E = H/D$$

Donde H es la diversidad de Shannon – Wiener y D es el logaritmo natural de la riqueza observada.

Dominancia:

$$D = \left(\frac{n}{N}\right) \cdot 100$$

Donde N es el número total de parásitos de todas las especies halladas y n es el número de parásitos de una especie en particular.

Índice de dominancia de Berger-Parker: proporción de la especie más abundante respecto al número de parásitos total de la muestra.

$$D = N_{max}/Nt$$

Donde N_{max} es el número de individuos de la especie más abundante y N_t la abundancia total.

Distribución de frecuencias: para caracterizar la distribución de especies parásitas en la población hospedadora se utilizó la prevalencia parasitaria para representar la dispersión a nivel regional, y la intensidad parasitaria para representar el grado de infección a nivel local. Para ello se evaluó la correlación positiva entre la prevalencia e intensidad media (Bush & Holmes, 1986). Luego se asignó cada especie parásita a una determinada categoría según su patrón:

- Especies centrales: son regionalmente comunes (altas prevalencias) y localmente abundantes.
- Especies secundarias: poco comunes (prevalencias intermedias) y no son abundantes.
- Especies satélites: regionalmente poco comunes (prevalencias bajas) y localmente raras.

Se utilizó el criterio de corte de Leite *et al.* (2018) que define numéricamente a las especies centrales como aquellas con prevalencias del 66% o más, las secundarias encontradas en el 33 - 65% de los hospedadores y las especies satélites en al menos el 33% de los hospedadores.

Con fines comparativos se agruparon los hospedadores de cada especie por estación para cada arroyo. A nivel de comunidad componente, se aplicaron análisis de nMDS sobre valores de similitud de Bray-Curtis entre las abundancias parasitarias, previa transformación raíz cuadrada para disminuir el efecto de las especies muy abundantes y así permitir que aumente el efecto de las especies menos dominantes en los valores de similitud entre muestras (Clarke & Gorley, 2015), para visualizar posibles patrones en la composición de los ensambles entre las muestras de los diferentes arroyos. La bondad de los resultados de este método se midió a través de los valores de stress de cada representación gráfica del nMDS. Un valor de stress inferior a 0.05 se

considera una excelente representación. Si es inferior a 0.1 se considera buena; un valor inferior a 0.2 significa que el método es potencialmente representativo.

A fin de evaluar la existencia de diferencias significativas entre las agrupaciones de cada nMDS se llevó a cabo un análisis de similaridad (ANOSIM). Este es un test no paramétrico que implica el cálculo del estadístico R que contrasta la varianza de la similitud dentro y entre los grupos. Su valor máximo es 1 cuando las similitudes dentro de los grupos son mayores que entre los grupos, y se aproxima a cero cuando no hay separación entre los grupos. Por último se realizó un análisis SIMPER, también llamado análisis porcentual de similitud para identificar a las especies que contribuyeron hasta el 70% de la disimilitud entre pares de comunidades componentes.

A su vez se realizó la misma secuencia de análisis anteriormente descrita en matrices de datos de presencia/ausencia donde fue posible incorporar a los taxa no contables utilizando el índice de similitud cualitativo de Jaccard.

A nivel infracomunitario se analizaron los siguientes descriptores:

Número total de parásitos en cada hospedador (N).

Riqueza específica (S): número de especies que existen dentro de las infracomunidades.

Diversidad de Margalef (H):

$$H = (S - 1)/\ln(N)$$

5.3 RESULTADOS A NIVEL DE COMUNIDADES COMPONENTES

5.3.1 *Cnesterodon decemmaculatus*

En el A° Rodríguez de los 391 hospedadores examinados el 77.23% estuvo parasitado. Se hallaron un total de 1632 parásitos sin considerar a los taxa que fueron tratadas como no contables (*Trichodina* sp, *Apiosoma* sp, metacestodes).

En el A° El Pescado de los 313 individuos examinados el 65.5% estuvo parasitado por al menos una especie y el total de parásitos hallados fue de 1358.

En el A° Buñirigo de los 239 ejemplares el 79.91% estuvo parasitado y el total de parásitos fue de 1979.

En el A° Juan Blanco se examinaron 266 peces de los cuales el 76.31% estuvo parasitado y el total de parásitos hallados fue de 1578.

Los valores de riqueza, diversidad de Shannon - Wiener, equitabilidad y dominancia de Berger-Parker para cada arroyo se indican en la tabla 5.3.1.1. La menor riqueza específica se registró en el A° Juan Blanco con 9 taxa. A su vez la diversidad fue mayor en el A° Rodríguez en comparación con los demás sitios donde se obtuvieron valores similares. Los valores de equitabilidad fueron bajos, indicando que las especies no se encuentran uniformemente representadas en la comunidad. Los valores más elevados de dominancia indican que algunas especies predominaron sobre el resto en las comunidades componentes.

	A° Rodríguez	A° El Pescado	A° Buñirigo	A° J.Blanco
Riqueza específica	11	11	11	9
Diversidad	0.67	0.38	0.43	0.39
Equitabilidad	0.28	0.15	0.17	0.18
Dominancia	0.5	0.8	0.74	0.75

Tabla 5.3.1.1 Valores de riqueza, diversidad de Shannon - Wiener, equitabilidad y dominancia de Berger-Parker de taxa parasitarios para *C. decemmaculatus* en cada sitio de muestreo.

En la Fig. 5.3.1.1 hallamos representada la dominancia de cada taxa parasitario de *C. decemmaculatus* para cada arroyo analizado.

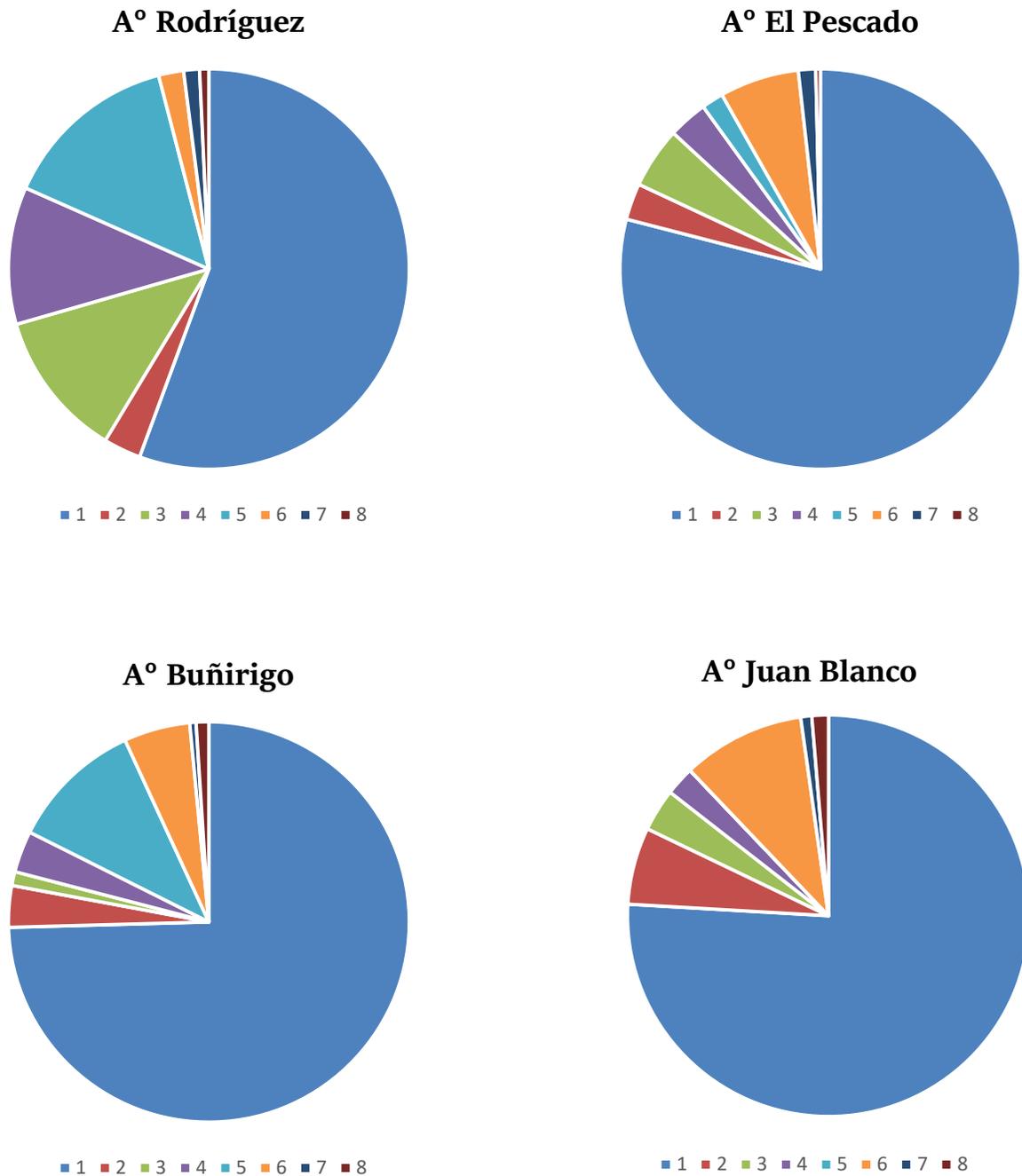
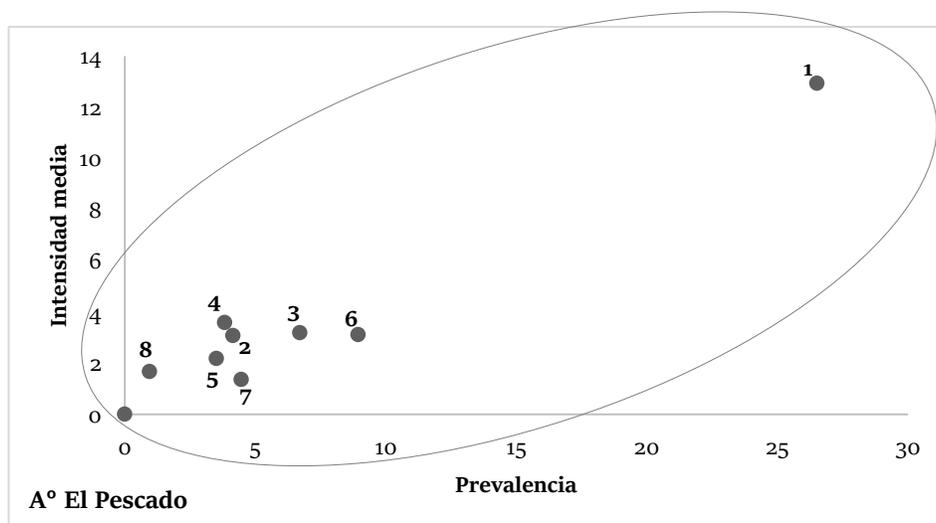
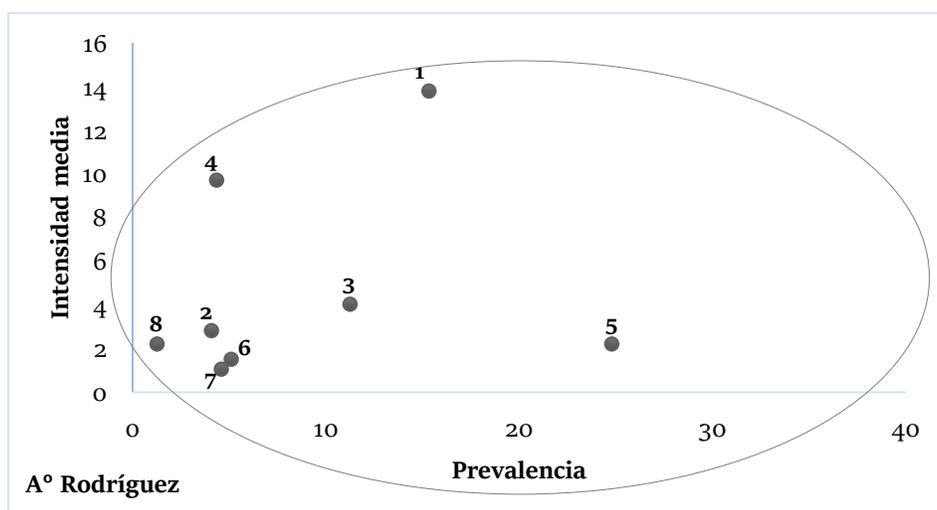


Fig. 5.3.1.1. Dominancia de los taxa parasitarios de *C. decemmaculatus* para cada arroyo analizado. (1. *Stephanoprora* sp.; 2. Heterophyidae 1; 3.Heterophyidae 2; 4. *Pygidiopsis* sp.; 5. aff. *P. nanum*; 6. *Acanthostomum* sp.; 7. *W. matercula*; 8. *S. kirchneri*)

La distribución de intensidades medias respecto de las prevalencias en las comunidades componentes de *C. decemmaculatus* muestran que no existen especies con valores elevados de estos parámetros a excepción de *Stephanoprora* sp. que denota mayores valores de prevalencia en los A° Buñirigo y A° Juan Blanco lo cual la posiciona como especie secundaria. Las demás especies parasitas presentaron intensidades medias bajas y a partir de las prevalencias se pudieron determinar grupos de especies satélites para cada arroyo con prevalencias menores al 33% (Fig. 5.3.1.2).



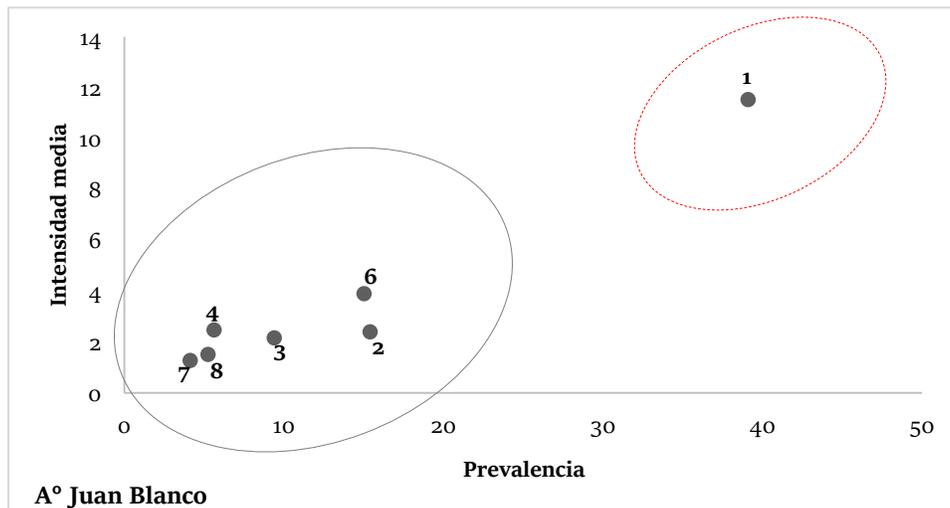
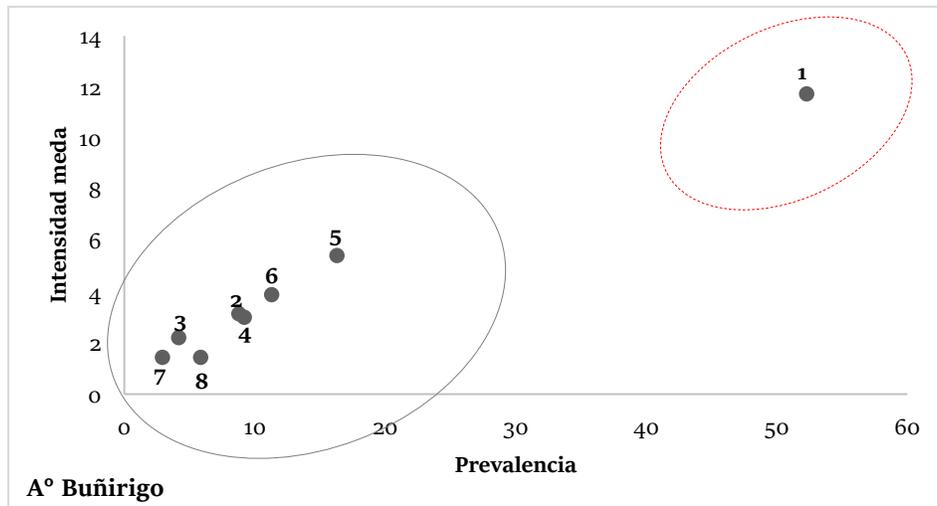


Fig. 5.3.1.2 Relación entre prevalencia e intensidad media de las especies parásitas de *C. decemmaculatus* en los sitios de muestreo analizados. El ovalo de líneas continuas agrupa a las especies satélites y el ovalo de líneas discontinuas rojo agrupa especies secundarias. (1. *Stephanoprora* sp.; 2. Heterophyidae 1; 3. Heterophyidae 2; 4. *Pygidiopsis* sp.; 5. aff. *P. nanum*; 6. *Acanthostomum* sp. ; 7. *W. matercula*; 8. *S. kirchneri*)

El análisis de nMDS sobre valores de similitud de Bray-Curtis reveló una gran dispersión entre las comunidades componentes, y por lo tanto un bajo grado de ordenamiento en base a las abundancias de taxa parasitarios entre las muestras de los diferentes arroyos (stress=0.2) (Fig. 5.3.1.3). Los resultados del análisis ANOSIM mostraron que los arroyos difirieron significativamente en su composición de especies ($R=0.1$, $p<0.05$). Las comparaciones de a pares fueron significativamente diferentes entre las muestras del A° Rodríguez - A° El Pescado ($p =0.02$) y A° Rodríguez - A° Juan Blanco ($p=0.01$). Las especies que contribuyeron a la disimilitud entre dichos arroyos se detallan en la tabla 5.3.1.2 y 5.3.1.3.

El análisis de nMDS sobre valores de similitud de Jaccard revelo una gran dispersión entre las comunidades componentes, y por lo tanto un bajo grado de ordenamiento en base a las presencias de especies parasitas entre las muestras de los diferentes arroyos (stress=0.3) (Fig. 5.3.1.4). Los resultados del análisis ANOSIM mostraron que los sitios de muestreo difirieron significativamente en su composición de especies ($R=0.1$, $p<0.01$). Las comparaciones de a pares fueron significativamente diferentes entre las muestras del A° Rodríguez - A° El Pescado ($p =0.01$) y A° Rodríguez - A° Juan Blanco ($p<0.01$). Las especies que contribuyeron a la disimilitud entre dichos arroyos se detallan en la tabla 5.3.1.4 y 5.3.1.5.

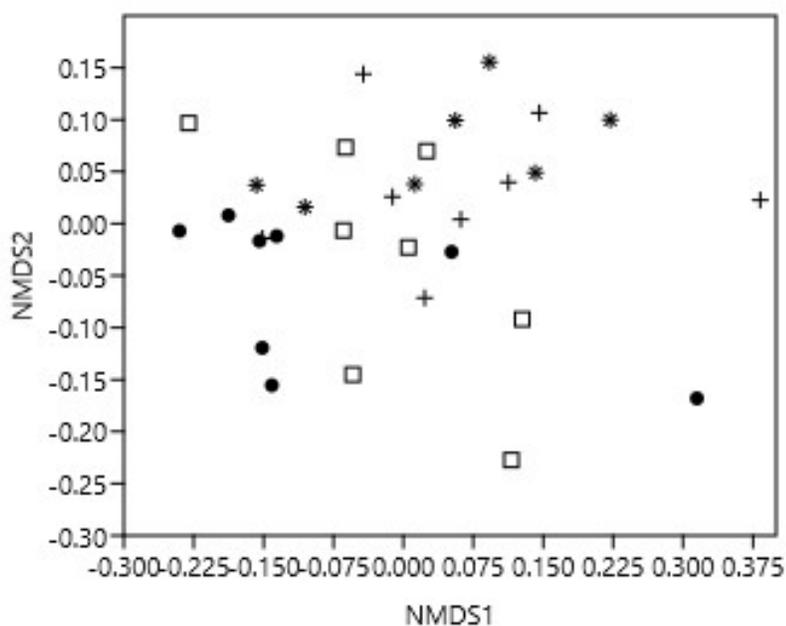


Fig. 5.3.1.3 Gráfico de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) basado en Bray-Curtis de todas las muestras. (• A° Rodríguez, + A° El Pescado, □ A° Buñirigo, * A° Juan Blanco).

Especies	R Av. Abu	P Av. Abu	Contrib %	Cum %
<i>Stephanoprora</i> sp.	16.8	10.8	39.38	39.38
<i>Pygidiopsis</i> sp.	3.82	1.58	13.81	53.2
<i>Acanthostomum</i> sp.	4.86	2.86	12.25	65.45
aff. <i>P. nanum</i>	3.06	1.44	10.51	75.95

Tabla 5.3.1.2 Valores de abundancia promedio (Av. Abu), contribución porcentual (Contrib) y contribución porcentual acumulada (Cum) de las especies que contribuyen a la disimilitud entre las comunidades componentes de *C. decemmaculatus* en los A° Rodríguez (R) – A° El Pescado (P).

Especies	R Av. Abu	JB Av. Abu	Contrib %	Cum %
<i>Stephanoprora</i> sp.	16.8	11.5	36.92	36.92
<i>Pygidiopsis</i> sp.	3.82	1.58	12.94	49.86
<i>Acanthostomum</i> sp.	4.86	3.56	11.92	61.78
Heterophyidae gen. sp. indet. 1	1.49	3.26	10.73	72.51

Tabla 5.3.1.3 Valores de abundancia promedio (Av. Abu), contribución porcentual (Contrib) y contribución porcentual acumulada (Cum) de las especies que contribuyen a la disimilitud entre las comunidades componentes de *C. decemmaculatus* en los A° Rodríguez – A° Juan Blanco.

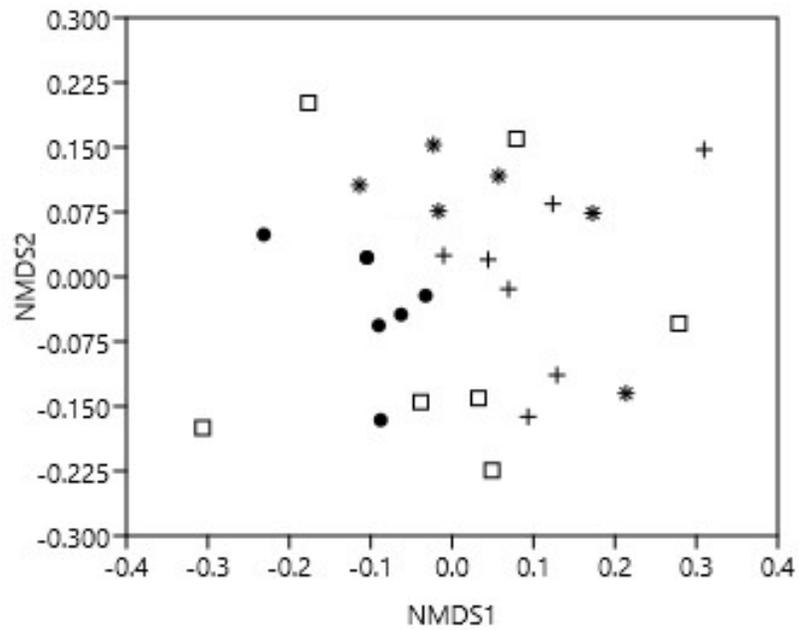


Fig. 5.3.1.4 Gráfico de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) basado en Jaccard de todas las muestras. (• A° Rodríguez, + A° El Pescado, □ A° Buñirigo, * A° Juan Blanco).

Especies	Contrib %	Cum %
<i>Pygidiopsis</i> sp.	16.22	16.22
<i>S. kirchneri</i>	14.86	31.08
<i>Apiosoma</i> sp.	12.16	43.24
aff. <i>P. nanum</i>	10.81	54.05
Heterophyidae gen. sp. indet. 1	10.14	64.19
<i>Trichodina</i> sp.	9.45	73.65

Tabla 5.3.1.4 Contribución porcentual (Contrib) y contribución porcentual acumulada (Cum) de las especies que contribuyen a la disimilitud entre las comunidades componentes de *C. decemmaculatus* en los A° Rodríguez – A° Juan Blanco.

Especies	Contrib %	Cum %
<i>Pygidiopsis</i> sp.	15.21	15.21
<i>Apiosoma</i> sp.	13.31	28.52
Heterophyidae gen. sp. indet. 1	12.55	41.06
aff. <i>P. nanum</i>	10.65	51.71
<i>Trichodina</i> sp.	9.88	61.6
<i>S. kirchneri</i>	9.88	71.48

Tabla 5.3.1.5 Contribución porcentual (Contrib) y contribución porcentual acumulada (Cum) de las especies que contribuyen a la disimilitud entre las comunidades componentes de *C. decemmaculatus* en los A° Rodríguez - A° El Pescado.

5.3.2 *Cheirodon interruptus*

En el A° El Pescado de los 275 individuos examinados el 56.36 % estuvo parasitado por al menos una especie y el total de parásitos hallados fue de 887.

En el A° Buñirigo de los 192 ejemplares el 73.43% estuvo parasitado y el total de individuos fue de 896.

En el A° Juan Blanco se examinaron 316 peces de los cuales el 75,31% estuvo parasitado y el total de parásitos hallados fue de 984.

Los valores de riqueza, diversidad de Shannon - Wiener, equitabilidad y dominancia de Berger - Parker para cada arroyo se indican en la tabla 5.3.2.1. La mayor riqueza específica se registró en los A° El Pescado y A° Buñirigo con 9 especies. A su vez la diversidad fue mayor en el A° Juan Blanco en comparación con los demás sitios. Los valores de equitabilidad fueron bajos, indicando que las especies no se encuentran uniformemente representadas en la comunidad. Los valores más elevados de dominancia indican que algunas especies predominaron sobre el resto en las comunidades componentes.

	A° El Pescado	A° Buñirigo	A° J. Blanco
Riqueza específica	9	9	8
Diversidad	0.34	0.45	0.56
Equitabilidad	0.15	0.21	0.27
Dominancia	0.77	0.65	0.51

Tabla 5.3.2.1. Valores de riqueza, diversidad de Shannon - Wiener, equitabilidad y dominancia de Berger - Parker de taxa parasitarios para *C. interruptus* en cada sitio de muestreo.

En la Fig. 5.3.2.1 hallamos representada la dominancia de cada taxa parasitario de *C. interruptus* para cada arroyo analizado.

La distribución de intensidades medias respecto de las prevalencias en las comunidades componentes de *C. interruptus* muestran que no existen especies con valores elevados de estos parámetros a excepción de Heterophyidae gen. sp. indet. 1 que denota mayores valores de prevalencia, sin embargo, junto con las demás especies parásitas presentaron intensidades medias bajas y a partir de las prevalencias se pudieron determinar grupos de especies satélites para cada arroyo con prevalencias menores al 33% (Fig. 5.3.2.2).

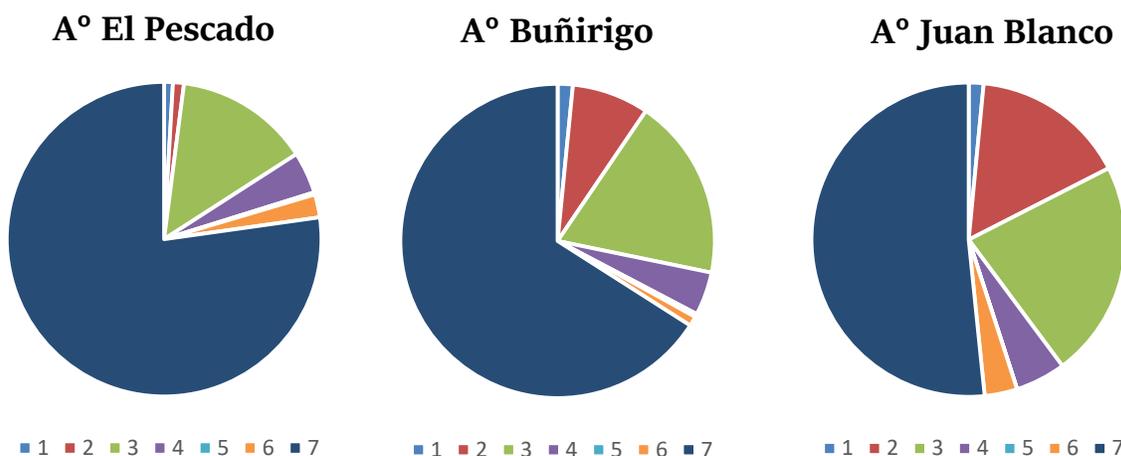


Fig. 5.3.2.1. Dominancia de los taxa parasitarios de *C. interruptus* para cada arroyo analizado. (1. *Saccocoelioides* sp.; 2. Heterophyidae 2; 3. *Acanthostomum* sp.; 4. *L. cyprinacea*; 5. *Procamallanus* sp. 1; 6. *Ascocotyle* aff. *nana*.; 7. Heterophyidae 1)

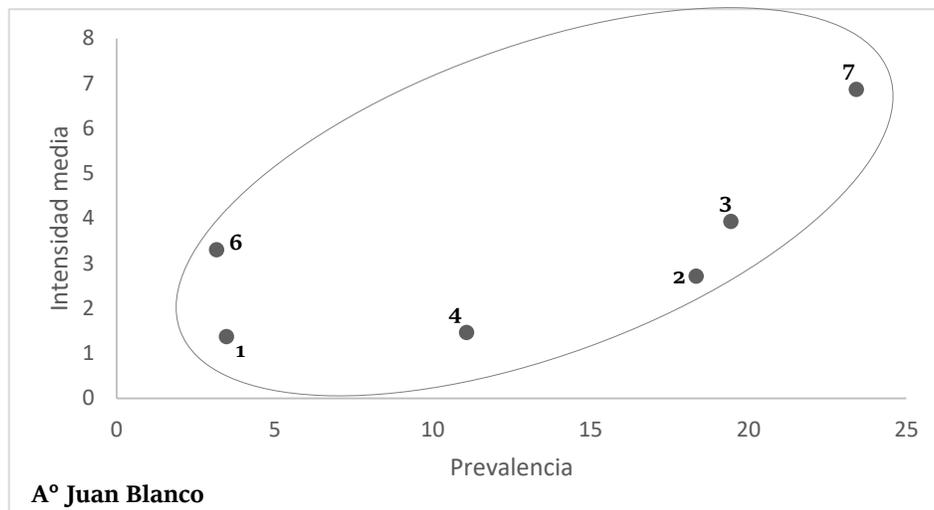
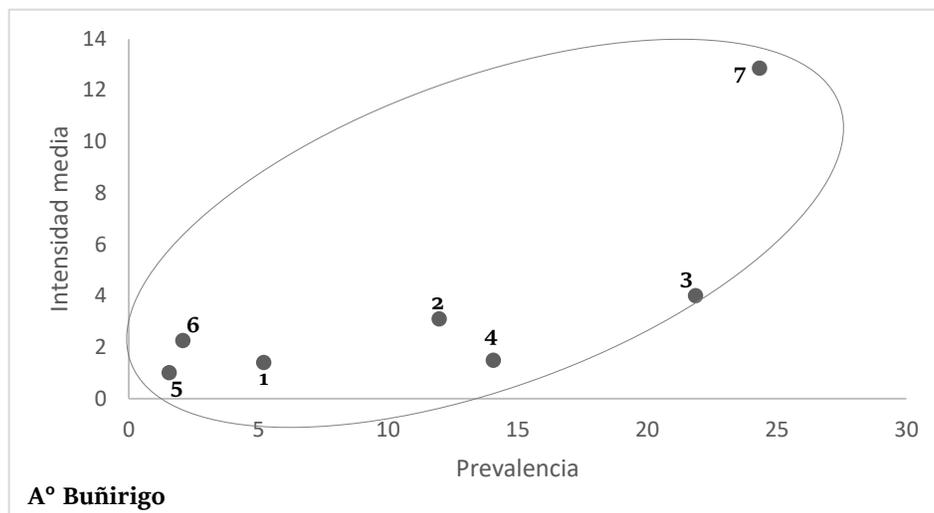
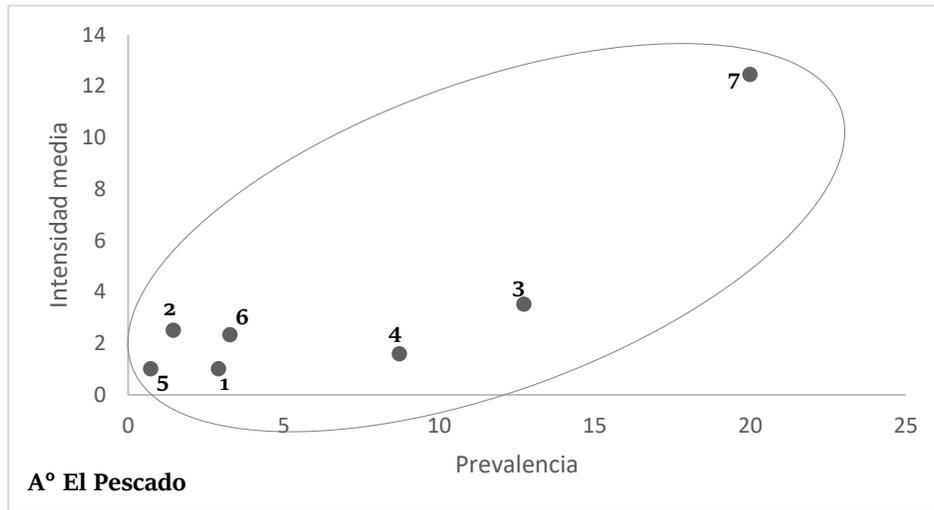


Fig. 5.3.2.2 Relación entre prevalencia e intensidad media de las especies parásitas de *C. interruptus* en los sitios de muestreo analizados. El ovalo de líneas continuas agrupa a las especies satélites. (1. *Saccocoelioides* sp.; 2. Heterophyidae 2; 3. *Acanthostomum* sp.; 4. *L.cyprinacea*; 5. *Procamallanus* sp. 1; 6. *Ascocotyle* aff. *nana*.; 7. Heterophyidae 1)

El análisis de nMDS sobre valores de similitud de Bray-Curtis reveló una gran dispersión entre las comunidades componentes, y por lo tanto un bajo grado de ordenamiento en base a las abundancias de especies parasitas entre las muestras de los diferentes arroyos (stress=0.09). Fue posible visualizar un agrupamiento entre las muestras provenientes del A° Juan Blanco (Fig. 5.3.2.3). Los resultados del análisis ANOSIM mostraron que los arroyos no difirieron significativamente en su composición de especies ($R=0.1$, $p=0.06$). Las comparaciones de a pares fueron significativamente diferentes entre las muestras del A° El Pescado - A° Juan Blanco ($p < 0.01$). Las especies que contribuyeron a la disimilitud entre dichos arroyos se detallan en la tabla 5.3.2.2.

El análisis de nMDS sobre valores de similitud de Jaccard revelo una gran dispersión entre las comunidades componentes, y por lo tanto un bajo grado de ordenamiento en base a las presencias de especies parasitas entre las muestras de los diferentes arroyos (stress=0.2) (Fig. 5.3.2.4). Los resultados del análisis ANOSIM mostraron que los arroyos difirieron significativamente en su composición de especies ($R=0.1$, $p < 0.01$).). Las comparaciones de a pares fueron significativamente diferentes entre las muestras del A° El Pescado - A° Juan Blanco ($p < 0.01$) y A° Buñirigo - A° Juan Blanco ($p < 0.01$). Las especies que contribuyeron a la disimilitud entre dichos arroyos se detallan en la tabla 5.3.2.3 y 5.3.2.4.

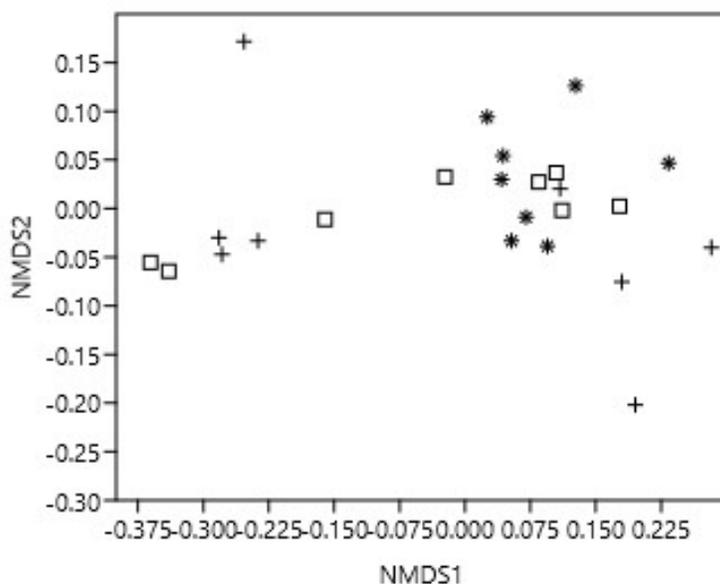


Fig. 5.3.2.3 Gráfico de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) basado en Bray-Curtis de todas las muestras. (+ A° El Pescado, □ A° Buñirigo, * A° Juan Blanco).

Especies	P Av. Abu	JB Av. Abu	Contrib %	Cum %
Heterophyidae gen. sp. indet. 1	6.67	7.6	41.96	41.96
Heterophyidae gen. sp. indet. 2	1.09	4.2	21.07	63.03
<i>Acanthostomum</i> sp.	3.29	5.03	17.7	80.8

Tabla 5.3.2.2 Valores de abundancia promedio (Av. Abu), contribución porcentual (Contrib) y contribución porcentual acumulada (Cum) de las especies que contribuyen a la disimilitud entre las comunidades componentes de *C. decemmaculatus* en los A° El Pescado – A° Juan Blanco.

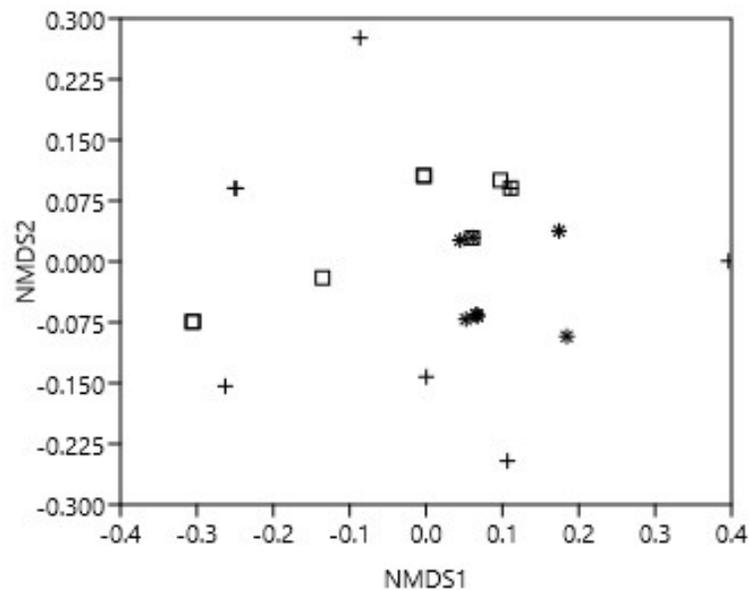


Fig. 5.3.2.4 Gráfico de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) basado en Jaccard de todas las muestras. (+ A° El Pescado, □ A° Buñirigo, * A° Juan Blanco).

Especies	Contrib %	Cum %
Heterophyidae gen. sp. indet. 2	22.02	22.02
<i>Saccocoelioides</i> sp.	15.6	37.61
<i>Diaphorocleidus</i> sp. 1	14.68	52.29
Heterophyidae gen. sp. indet. 1	14.68	66.97
<i>A. aff. nana</i>	12.84	79.82

Tabla 5.3.2.3 Contribución porcentual (Contrib) y contribución porcentual acumulada (Cum) de las especies que contribuyen a la disimilitud entre las comunidades componentes de *C. interruptus* en los A° El Pescado – A° Juan Blanco.

Especies	Contrib %	Cum %
<i>Saccocoelioides</i> sp.	20.93	20.93
<i>Diaphorocleidus</i> sp. 1	18.6	39.53
<i>A. aff. nana</i>	13.95	53.49
Heterophyidae gen. sp. indet. 2	13.95	67.44
Heterophyidae gen. sp. indet. 1	13.95	81.4

Tabla 5.3.2.4 Contribución porcentual (Contrib) y contribución porcentual acumulada (Cum) de las especies que contribuyen a la disimilitud entre las comunidades componentes de *C. interruptus* en los A° Buñirigo – A° Juan Blanco.

5.3.3 *Psalidodon rutilus*

En el A° El Pescado de los 270 individuos examinados el 90% estuvo parasitado por al menos una especie parasita y el total de parásitos hallados fue de 2422.

En el A° Buñirigo de los 224 ejemplares el 75% estuvo parasitado y el total de individuos parásitos fue de 1879.

En el A° Juan Blanco se examinaron 274 peces de los cuales el 91.24% estuvo parasitado y el total de parásitos hallados fue de 2265.

Los valores de riqueza, diversidad de Shannon - Wiener, equitabilidad y dominancia de Berger - Parker para cada arroyo se indican en la tabla 5.3.3.1. La mayor riqueza específica se registró en el A° Juan Blanco con 16 especies. A su vez la diversidad fue mayor en el A° El Pescado en comparación con los demás sitios. Los valores de equitabilidad fueron bajos, indicando que las especies no se encuentran uniformemente representadas en la comunidad. Los valores más elevados de dominancia indican que algunas especies predominaron sobre el resto en las comunidades componentes.

	A° El Pescado	A° Buñirigo	A° J. Blanco
Riqueza específica	15	13	16
Diversidad	0.6	0.47	0.55
Equitabilidad	0.22	0.18	0.19
Dominancia	0.42	0.55	0.45

Tabla 5.3.3.1. Valores de riqueza, diversidad de Shannon, equitabilidad y dominancia de Berger - Parker de taxa parasitarios para *P. rutilus* en cada sitio de muestreo.

En la Fig. 5.3.3.1 hallamos representada la dominancia de cada taxa parasitario de *P. rutilus* para cada arroyo analizado.

La distribución de intensidades medias respecto de las prevalencias en las comunidades componentes de *P. rutilus* en el A° El Pescado denotaron valores de prevalencias menores al 33% (especies satélites), además, se pudo observar un grupo con bajas intensidades medias y otro con intensidades medias superiores a 10

conformado por *Acanthostomum* sp., Diplostomidae y Heterophyidae gen. sp. indet. 1. En el A° Buñirigo fue posible diferenciar a Heterophyidae gen. sp. indet. 1 como una especie secundaria y en el A° Juan Blanco a *Acanthostomum* sp., ambas con prevalencias mayores al 33% (Fig. 5.3.3.2).

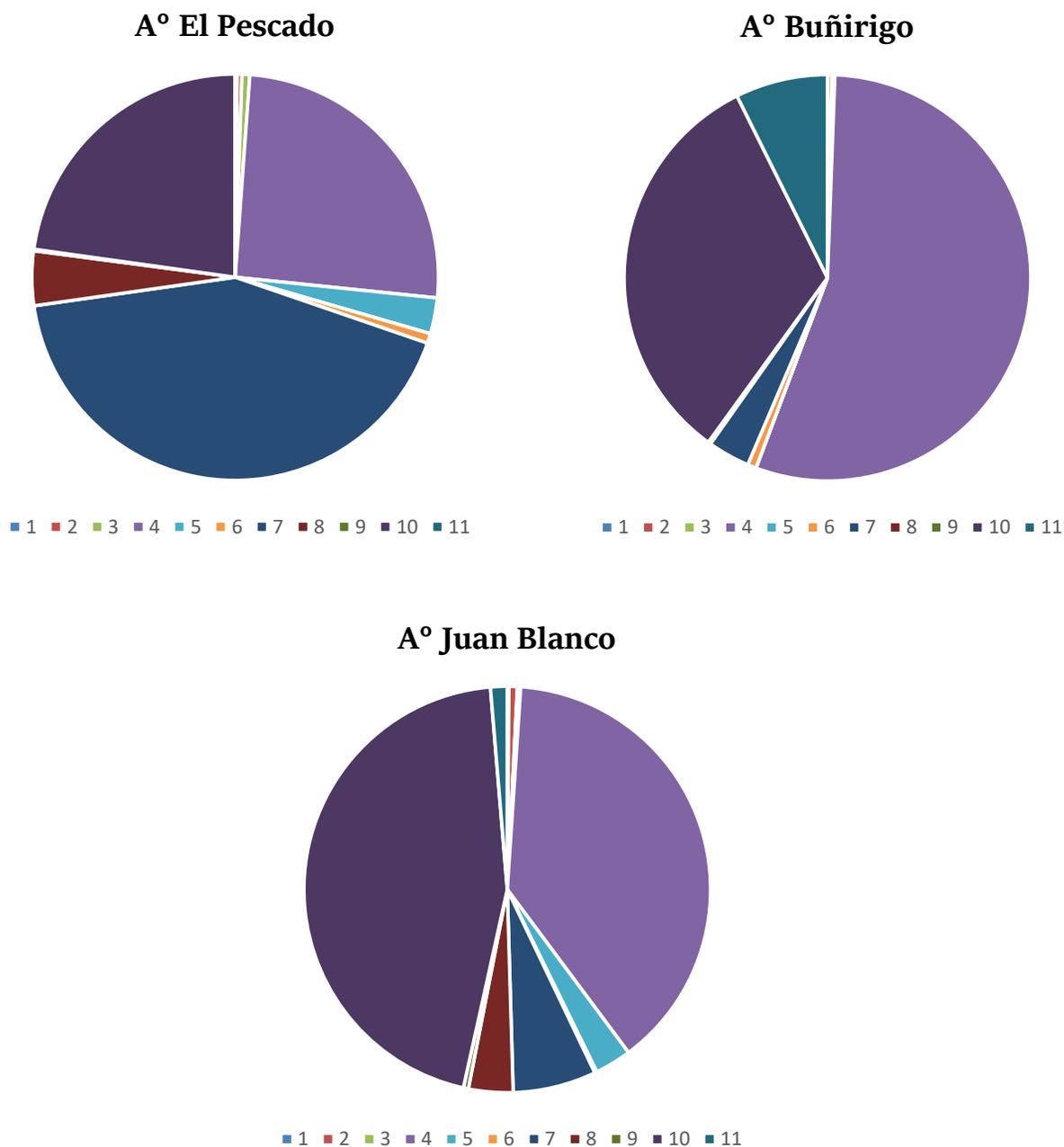


Fig. 5.3.3.1. Dominancia de los taxa parasitarios de *P. rutilus* para cada arroyo analizado. (1. *G. aff. parva*; 2. *S. aff. Octavus*; 3. *Aff. Creptotrematina* sp.; 4. *Acanthostomum* sp.; 5. *L. cyprinacea*; 6. *Procamallanus* sp. 2; 7. Diplostomidae; 8. *Tiddergasilus* sp.; 9. Anisakidae; 10. Heterophyidae 1; 11. *A. aff. nana*)

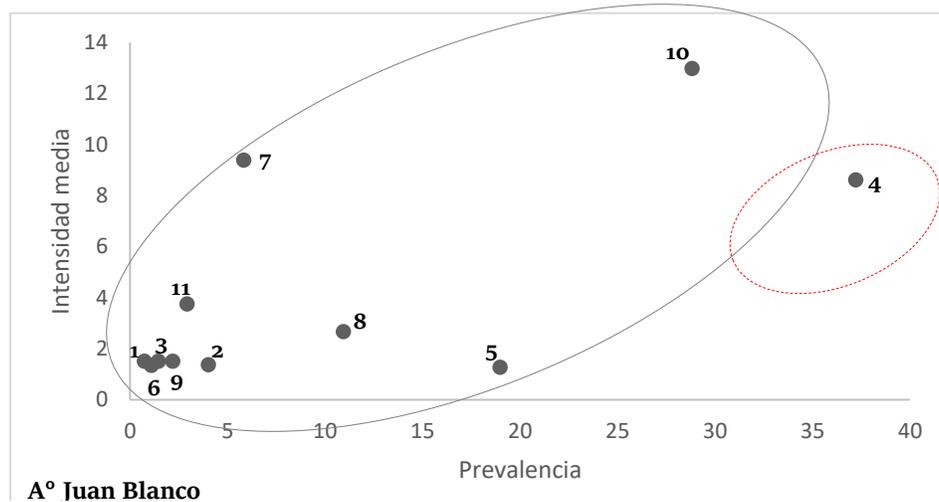
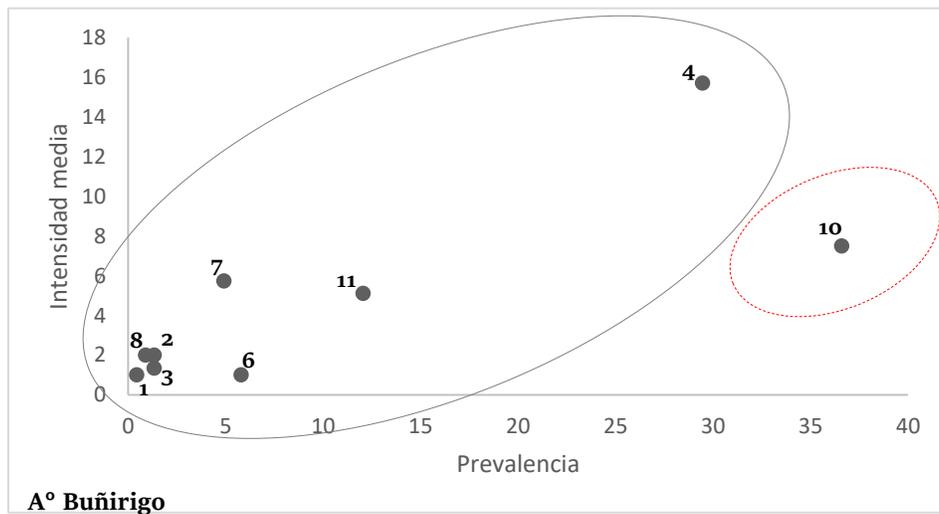
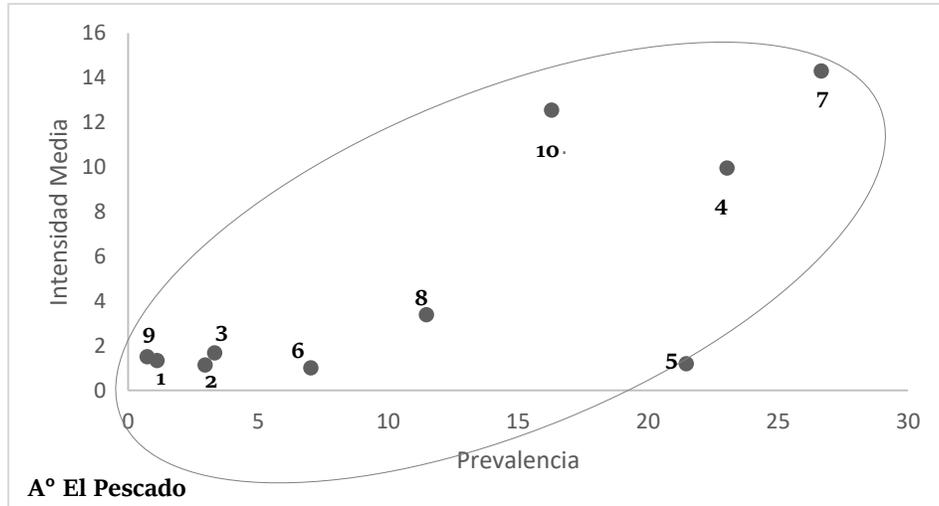


Fig. 5.3.3.2. Relación entre prevalencia e intensidad media de las especies parásitas de *P. rutilus* en los sitios de muestreo analizados. El ovalo de líneas continuas agrupa a las especies satélites y el ovalo de líneas discontinuas agrupa especies secundarias. (1. *G. aff. parva*; 2. *S. aff. Octavus*; 3. *Aff. Creptotrematina* sp.; 4. *Acanthostomum* sp.; 5. *L. cyprinacea*; 6. *Procamallanus* sp. 2; 7. Diplostomidae; 8. *Tiddergasilus* sp.; 9. Anisakidae; 10. Heterophyidae 1; 11. *A. aff. nana*)

El análisis de nMDS sobre valores de similitud de Bray-Curtis reveló una gran dispersión entre las comunidades componentes, y por lo tanto un bajo grado de ordenamiento en base a las abundancias de especies parasitas entre las muestras de los diferentes arroyos (stress=0.1). Fue posible visualizar un agrupamiento entre las muestras provenientes del A° Juan Blanco (Fig. 5.3.3.3). Los resultados del análisis ANOSIM mostraron que los arroyos difirieron significativamente en su composición de especies ($R=0.18$, $p<0.01$). Las comparaciones de a pares fueron significativamente diferentes entre las muestras del A° El Pescado - A° Buñirigo y A° El Pescado - A° Juan Blanco ($p < 0.01$). Las especies que contribuyeron a la disimilitud entre dichos arroyos se detallan en la tabla 5.3.3.2 y 5.3.3.3.

El análisis de nMDS sobre valores de similitud de Jaccard reveló una gran dispersión entre las comunidades componentes, y por lo tanto un bajo grado de ordenamiento en base a las presencias de especies parasitas entre las muestras de los diferentes arroyos (stress=0.2) (Fig. 5.3.3.4). Los resultados del análisis ANOSIM mostraron que los arroyos difirieron significativamente en su composición de especies ($R=0.37$, $p<0.01$). Las comparaciones de a pares fueron significativamente diferentes entre las muestras del A° El Pescado - A° Buñirigo y A° Buñirigo - A° Juan Blanco ($p<0.01$). Las especies que contribuyeron a la disimilitud entre dichos arroyos se detallan en la Tabla 5.3.3.4 y 5.3.3.5.

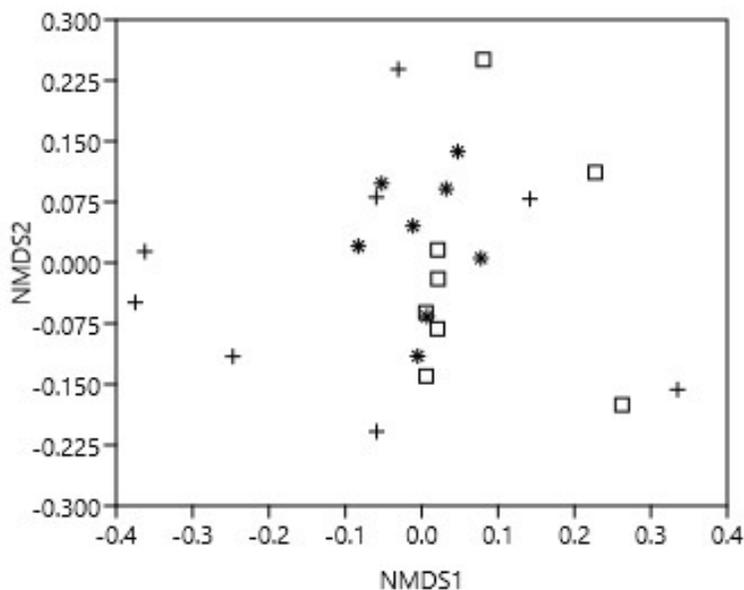


Fig.5.3.3.3 Gráfico de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) basado en Bray-Curtis de todas las muestras. (+ A° El Pescado, □ A° Buñirigo, * A° Juan Blanco).

Especies	P Av. Abu	B Av. Abu	Contrib %	Cum %
Diplostomidae gen. sp. idet.	104	6.75	29.25	29.25
Heterophyidae gen. sp. indet. 1	69.3	74.8	28.47	57.72
<i>Acanthostomum</i> sp.	64	102	26.4	84.12

Tabla 5.3.3.2 Valores de abundancia promedio (Av. Abu), contribución porcentual (Contrib) y contribución porcentual acumulada (Cum) de las especies que contribuyen a la disimilitud entre las comunidades componentes de *P. rutilus* en los A° El Pescado – A° Buñirigo.

Especies	P Av. Abu	JB Av. Abu	Contrib %	Cum %
Heterophyidae gen. sp. indet. 1	69.3	127	37.01	37.01
Diplostomidae gen. sp. idet.	104	18.9	29.84	66.86
<i>Acanthostomum</i> sp.	64	107	23.78	90.64

Tabla 5.3.3.3 Valores de abundancia promedio (Av. Abu), contribución porcentual (Contrib) y contribución porcentual acumulada (Cum) de las especies que contribuyen a la disimilitud entre las comunidades componentes de *P. rutilus* en los A° El Pescado – A° Juan Blanco.

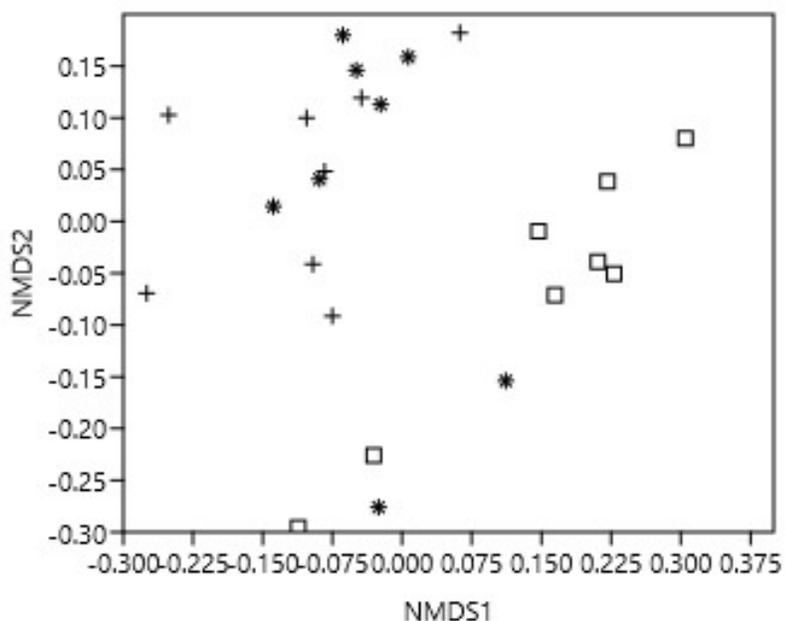


Fig. 5.3.3.4 Gráfico de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) basado en Jaccard de todas las muestras. (+ A° El Pescado, □ A° Buñirigo, * A° Juan Blanco).

Especies	Contrib %	Cum %
<i>Genarchella</i> aff. <i>parva</i>	22.15	22.15
<i>L. cyprinacea</i>	9.68	31.83
<i>Tiddergasilus</i> sp.	8.65	40.48
<i>A. aff. nana</i>	8.3	48.79
<i>Henneguya</i> sp.	6.92	55.71
Diplostomidae gen. sp. idet.	6.92	62.63
<i>Diaphorocleidus</i> sp. 3	6.92	69.55
<i>Saccocoelioides</i> aff. <i>octavus</i>	5.88	75.43

Tabla 5.3.3.4 Contribución porcentual (Contrib) y contribución porcentual acumulada (Cum) de las especies que contribuyen a la disimilitud entre las comunidades componentes de *P. rutilus* en los A° El Pescado – A° Buñirigo.

Especies	Contrib %	Cum %
<i>Tiddergasilus</i> n. sp.	11.68	11.68
<i>L. cyprinacea</i>	11.21	22.9
<i>Diaphorocleidus</i> sp. 3	11.21	34.11
<i>A. aff. nana</i>	9.34	43.46
<i>Procamallanus</i> sp. 2	8.41	51.87
<i>Apiosoma</i> sp.	7.47	59.35
<i>Henneguya</i> sp.	7.47	66.82
<i>Saccocoelioides</i> aff. <i>octavus</i>	7.47	74.3

Tabla 5.3.3.5 Contribución porcentual (Contrib) y contribución porcentual acumulada (Cum) de las especies que contribuyen a la disimilitud entre las comunidades componentes de *P. rutilus* en los A° Buñirigo– A° Juan Blanco.

5.4 RESULTADOS A NIVEL DE INFRACOMUNIDADES

5.4.1 *Cnesterodon decemmaculatus*

Los valores de número total de parásitos (N), riqueza (S) y diversidad de Shannon - Wiener (H) para las infracomunidades de *C. decemmaculatus* se indican en la tabla 5.3.1.1

La abundancia de las infracomunidades fue en general baja. La riqueza de especies parásitas varió entre 0 y un máximo de 7 en el A° Juan Blanco, siendo las más frecuentes las infracomunidades constituidas por 1 especie. La diversidad máxima se halló en el A° Juan Blanco con un valor de 2.48.

	N	S	H
A° Rodríguez			
media	4.52	1.42	0.47
min	0	0	0
max	57	5	2.23
moda	1	1	0
A° El Pescado			
media	4.72	0.98	0.19
min	0	0	0
max	35	4	1.82
moda	0	1	0
A° Buñirigo			
media	8.69	1.54	0.34
min	0	0	0
max	66	6	1.67
moda	0	1	0
A° Juan Blanco			
media	6.38	1.39	0.31
min	0	0	0
max	45	7	2.48
moda	0	1	0

Tabla 5.4.1.1 Valores de número total de parásitos (N), riqueza (S) y diversidad (H) para las infracomunidades de *C. decemmaculatus*.

5.4.2 *Cheirodon interruptus*

Los valores de número total de parásitos (N), riqueza (S) y diversidad (H) para las infracomunidades de *C. interruptus* se indican en la tabla 5.4.2.1

La riqueza de las infracomunidades fue en general baja. La riqueza de especies parásitas varió entre 0 y un máximo de 5 en el A° Juan Blanco, siendo las más frecuentes las infracomunidades constituidas por 1 especie. La diversidad máxima se halló en el A° Buñirigo y A° Juan Blanco con un valor de 2.88.

	N	S	H
A° El Pescado			
media	3.65	0.92	0.22
min	0	0	0
max	33	4	1.82
moda	0	0	0
A° Buñirigo			
media	5.29	1.44	0.45
min	0	0	0
max	53	4	2.88
moda	0	1	0
A° Juan Blanco			
media	3.83	1.57	0.51
min	0	0	0
max	49	5	2.88
moda	0	1	0

Tabla 5.4.2.1 Valores de número total de parásitos (N), riqueza (S) y diversidad (H) para las infracomunidades de *C. interruptus*.

5.4.3 *Psalidodon rutilus*

Los valores de número total de parásitos (N), riqueza (S) y diversidad (H) para las infracomunidades de *P.rutilus* se indican en la tabla 5.4.3.1

La riqueza de las infracomunidades fue en general baja. La riqueza de especies parásitas varió entre 0 y un máximo de 7 en el A° Juan Blanco, siendo las más frecuentes las infracomunidades constituidas por 2 especies. La diversidad máxima se halló en el A° El Pescado con un valor de 2.8.

	N	S	H
A° El Pescado			
media	10.14	2.31	0.74
min	0	0	0
max	45	7	2.8
moda	1	2	0
A° Buñirigo			
media	9.01	1.54	0.36
min	0	0	0
max	57	5	2.16
moda	0	2	0
A° Juan Blanco			
media	9.26	2.14	0.61
min	0	0	0
max	42	7	2.16
moda	1	2	0

Tabla 5.4.3.1 Valores de número total de parásitos (N), riqueza (S) y diversidad (H) para las infracomunidades de *P. rutilus*.

5.5 DISCUSIÓN Y COMENTARIOS

Según Poulin (2007), es poco común encontrar los mismos patrones de asociación entre especies parásitas en una población de hospedadores respecto de otra población de la misma especie. Las comunidades de parásitos en peces hospedadores no se mantienen constantes, sino que son conjuntos cambiantes y dinámicos cuya composición y cantidad varían con el tiempo.

Marcogliese & Cone (1991b) sugieren que las características morfológicas y físico-químicas de los ecosistemas acuáticos pueden afectar la composición de la comunidad componente en peces de aguas continentales, ya que influyen en la disponibilidad de posibles hospedadores intermediarios. Las especies parásitas que se encuentran ampliamente distribuidas son el resultado de la alta abundancia y extensa dispersión de sus hospedadores intermediarios o de la simplicidad de sus ciclos de vida. Por otro lado, las especies con una distribución más limitada resultan de la presencia en áreas específicas de sus hospedadores intermediarios o de sus hospedadores definitivos.

En el presente estudio a nivel de comunidad componente se observó para *C. decemmaculatus* que la riqueza parasitaria fue menor en el A° Juan Blanco. La diversidad de las comunidades fue mayor en el A° Rodríguez. Los valores de equitabilidad fueron bajos, indicando que los taxa no se encuentran uniformemente representados en la comunidad. El mayor valor de dominancia se halló en el A° El Pescado debido a la predominancia de *Stephanoprora* sp. por sobre los demás taxa. La distribución de las taxa parasitarios en la población hospedadora permitió caracterizar dos grupos (especies secundarias y satélites) en los A° Buñirigo y A° Juan Blanco, sin embargo en los demás sitios estudiados solo se diferenciaron especies satélites. En ningún caso se observaron especies centrales, es decir, regionalmente comunes y localmente abundantes.

La dispersión observada en las comunidades de taxa parasitarios entre los diferentes arroyos indica que existe un bajo grado de ordenamiento basado en las abundancias de los taxa. A su vez, el análisis de similitud de Jaccard también revela una alta dispersión entre las comunidades de taxa parasitarios, lo que indica que hay un bajo

grado de ordenamiento en base a la presencia de taxones entre los arroyos estudiados. Esto sugiere una variabilidad significativa en la composición de las comunidades parasitarias entre las muestras de los arroyos estudiados.

Los resultados del análisis ANOSIM indican que hay diferencias significativas en la composición de taxa entre los muestreos de los diferentes arroyos pero con un valor del estadístico R cercano a cero. Las comparaciones de pares entre los arroyos revelaron diferencias significativas en la composición de taxa, especialmente entre los arroyos A° Rodríguez - A° El Pescado y A° Rodríguez - A° Juan Blanco. Estas discrepancias sugieren que hay factores locales o específicos de cada arroyo que influyen en la composición de las comunidades parasitarias.

A nivel infracomunitario, la abundancia, riqueza y diversidad de las infracomunidades en el A° Buñirigo fue en general alta, siendo estos valores menores en demás sitios estudiados. La mayoría de las infracomunidades en *C. decemmaculatus* estuvieron compuestas por al menos 4 taxa, alcanzando una riqueza máxima de 7 taxones en el A° Juan Blanco.

Cheirodon interruptus registro la mayor riqueza específica en los A° El Pescado y A° Buñirigo con 9 taxa. A su vez la diversidad fue mayor en el A° Juan Blanco en comparación con los demás sitios. Los valores de equitabilidad fueron bajos, indicando que los taxa no se encuentran uniformemente representadas en la comunidad. Los valores más elevados de dominancia indican que las metacercarias Heterophyidae gen. sp. indet. 1 predominaron sobre el resto en las comunidades componentes sobre todo en el A° El Pescado.

La distribución de los taxa parasitarios en la población hospedadora permitió caracterizar a un único grupo de especies satélites en los A° El Pescado, A° Buñirigo y A° Juan Blanco.

El análisis nMDS utilizando la similitud de Bray-Curtis demostró una amplia dispersión entre las comunidades de taxa parasitarios en los diferentes arroyos. Esto sugiere un bajo nivel de ordenamiento basado en las abundancias de estos taxa entre los arroyos, indicando una variabilidad considerable en la composición de las comunidades

parasitarias. Se observó un patrón de agrupamiento en las muestras provenientes del A° Juan Blanco, lo que indicaría que este arroyo presenta una composición de taxa parasitarios distintiva en comparación con los demás.

Aunque el análisis ANOSIM no reveló diferencias significativas en la composición de taxa entre los muestreos en general, se identificaron diferencias notables en comparaciones específicas: las muestras entre los arroyos A° El Pescado y A° Juan Blanco presentaron una composición de taxa parasitarios significativamente diferente debido a las abundancias diferenciales de *Heterophyidae* gen. sp. indet.1, *Heterophyidae* gen. sp. indet. 2 y *Acanthostomum* sp.

El análisis nMDS utilizando la similitud de Jaccard también reveló una gran dispersión entre las comunidades de taxa parasitarios, indicando un bajo grado de ordenamiento basado en la presencia de taxa entre las muestras de los diferentes arroyos. El análisis ANOSIM reveló que los muestreos difirieron de manera significativa en términos de composición de taxones. Específicamente, se observaron diferencias significativas entre las muestras de los arroyos A° El Pescado y A° Juan Blanco, así como entre A° Buñirigo y A° Juan Blanco debido a la composición diferencial de los taxa : *Heterophyidae* gen. sp. indet. 2, *Saccocoelioides* sp., *Diaphorocleidus* sp. 1, *Heterophyidae* gen. sp. indet. 1 y *A. aff. nana*.

A nivel infracomunitario, se halló la mayor abundancia parasitaria en el A° Buñirigo. Sin embargo, la mayor riqueza y diversidad se determinó en el A° Juan Blanco.

Los resultados del análisis de las comunidades componentes de *P. rutilus* revelaron que la mayor riqueza específica se registró en el A° Juan Blanco con 16 taxa. A su vez la diversidad fue mayor en el A° Pescado en comparación con los demás sitios. Los valores de equitabilidad fueron bajos y similares, indicando que los taxa no se encuentran uniformemente representados en la comunidad. Los valores más elevados de dominancia indican que algunos taxa predominaron sobre el resto en las comunidades componentes, especialmente *Acanthostomum* sp. en el A° Buñirigo. La distribución de los taxa parasitarios en la población hospedadora permitió caracterizar dos grupos

(especies secundarias y satélites) en los A° Buñirigo y A° Juan Blanco. Por el contrario, en el A° El Pescado únicamente se visualizó un grupo de especies satélites. En ningún caso se observaron especies centrales.

El análisis nMDS usando la similitud de Bray-Curtis y Jaccard mostró una amplia dispersión entre las comunidades de taxa en los diferentes arroyos. Esto indica un bajo nivel de ordenamiento basado en las abundancias y presencias de taxa parasitarios entre las muestras, respectivamente. Además, se observó un agrupamiento significativo en las muestras provenientes del A° Juan Blanco, indicando que este arroyo presenta una composición de taxa distintiva en comparación con los demás.

Los resultados del análisis ANOSIM indican que los muestreos difirieron significativamente ($p < 0.01$) en términos de composición de taxa en ambos casos, con valores de R de 0.18 y 0.37 para abundancias y composición de taxa. Las comparaciones de pares entre los arroyos revelaron diferencias significativas en la composición de taxones, especialmente entre las muestras del A° El Pescado – A° Buñirigo y A° El Pescado – A° Juan Blanco, así como entre A° Buñirigo y A° Juan Blanco.

Respecto a las infracomunidades de *P. rutilus*, la mayor abundancia, riqueza y diversidad se registró en el A° El Pescado.

En conjunto, estos resultados resaltan la importancia de considerar la variabilidad en la composición de las comunidades parasitarias entre diferentes arroyos. La presencia de diferencias significativas en la composición de especies entre los sitios de muestreo sugiere la influencia de factores locales o específicos de cada arroyo en la estructura de las comunidades parasitarias. Estos hallazgos contribuyen la primera comprensión de la ecología parasitaria en estos ecosistemas acuáticos particulares y tienen implicaciones importantes para la gestión y conservación de los mismos. La riqueza parasitaria podría corresponderse con la diversidad de nichos tróficos que están accesibles en cada arroyo a lo largo del año. Ninguna de las especies parásitas llega a constituirse en especie central (altamente predecible de encontrar en sus hospedadores).

Las infracomunidades de parásitos en las especies hospedadoras serían una colección al azar de especies localmente disponibles, no seguirían estructuras

comunitarias rigurosas sino más bien constituyen infracomunidades heterogéneas e impredecibles. Además, la riqueza de las infracomunidades no coincide con la riqueza observada a nivel de comunidad componente, sino que suele ser mucho más baja alcanzando en general la mitad del valor de la comunidad componente.

Según Poulin (2007) las comunidades de parásitos son sistemas complejos que existen en condiciones de desequilibrio donde las contingencias predominan y donde no existen reglas generales aplicables a su estructura.

CAPÍTULO 6

POSIBLE USO DE LOS PARÁSITOS COMO BIOINDICADORES DE SALUD ECOSISTÉMICA Y ESTABILIDAD AMBIENTAL

6.1 INTRODUCCIÓN

La salud ecosistémica abarca tanto la integridad ecológica como la dimensión humana. Contrariamente, el concepto de integridad refiere a la condición de un ecosistema libre de interferencia humana (Karr, 1999). Los ecosistemas pueden considerarse superorganismos en el sentido clementiano, con propiedades orgánicas como el desarrollo predeterminado, la homeostasis y la integración de sus componentes (Suter, 1993).

Entonces, ¿cómo podemos incorporar a los parásitos dentro del concepto de salud e integridad ecosistémica? Normalmente, los parásitos son considerados con cierto desdén por gestores de recursos, científicos, medios de comunicación y público en general. Ello se debe al hecho de que algunos parásitos son capaces de causar enfermedades graves que conllevan problemas económicos y sociales a nivel global. A su vez, esta idea también se debe a la falta de comprensión de la compleja biología de estas elegantes criaturas y una falta de conocimiento de su importante rol en los ecosistemas (Marcogliese, 2005). Los parásitos están presentes en todos los ecosistemas. A menudo poseen ciclos de vida complejos que dependen de interacciones tróficas para su transmisión, por lo que pueden usarse para dilucidar el papel de sus hospedadores y ayudar a determinar la estructura de la red alimenticia (Marcogliese & Cone, 1997a, b; Marcogliese, 2002, 2003, 2004). Además de resaltar los vínculos tróficos directos entre su hospedador y otros organismos en el medio ambiente, los parásitos pueden proporcionar información sobre alimentación a largo plazo e indicar cambios ontogenéticos en la dieta del hospedador.

George-Nascimento (1987) propuso que los parásitos son indicadores útiles de interacciones ecológicas persistentes porque sus ciclos de vida se adaptan a patrones estacionales repetitivos y coevolucionan junto con las relaciones depredador - presa. De hecho, los parásitos pueden ser indicadores útiles de la estabilidad del ecosistema (Marcogliese & Cone, 1997a). Pueden usarse potencialmente como indicadores de la diversidad de especies y de ecosistemas, dos de los tres niveles importantes de

biodiversidad citados en el Convenio de Río sobre la Diversidad Biológica (Marcogliese, 2003).

Los hábitats de agua dulce se ven particularmente afectados por el impacto humano y la posterior pérdida de especies (Tickner *et al.*, 2020; Birk *et al.*, 2020). La evaluación de las tendencias históricas ha revelado que estos ecosistemas se están degradando más rápido que sus equivalentes terrestres (Albert *et al.*, 2021). En consecuencia, los ambientes de agua dulce tienen tasas más altas de pérdida de biodiversidad que los ecosistemas terrestres (Turak *et al.*, 2017).

Los efectos de los factores estresantes en el ambiente sobre las asociaciones hospedador-parásito pueden afectar el ciclo de vida de los parásitos en varios puntos dependiendo de las características de las asociaciones hospedador-parásito, como la especificidad del hospedador, la complejidad del ciclo de vida, la estrategia de transmisión, la ubicación dentro/sobre el hospedador (endo/ectoparásitos) y el rango de distribución, entre otros. Los parásitos pueden directamente o indirectamente responder a un aumento o disminución en los factores de estrés ambiental (Sures *et al.*, 2023).

Según investigaciones recientes, la diversidad de parásitos heteroxenos con ciclos de vida complejos (digeneos, cestodes y acantocefálos) tiende a disminuir en ambientes disturbados (Chapman *et al.*, 2015; Sures *et al.*, 2017; Schwelm *et al.*, 2021, Sures *et al.*, 2023). Por el contrario, los parásitos monoxenos podrían verse favorecidos cuando el disturbio afecta el sistema inmune del hospedador (Coors *et al.*, 2008). Aquellas especies especialistas dependerán de hospedadores con poblaciones grandes y estables, ya que no pueden cambiar a otras especies hospedadoras, por lo tanto, enfrentan un mayor riesgo de extinción (Cizauskas *et al.*, 2017). En consecuencia, se puede suponer que los parásitos con ciclos de vida simples, monoxenos y generalistas prevalecen en ambientes alterados, mientras que los parásitos con ciclos de vida complejos, heteroxenos y especialistas tendrán más éxito en condiciones más estables. En los parásitos heteroxenos el hospedador más sensible podría ser el factor limitante de riesgo de

extinción (Lafferty & Kuris, 2009). Hay evidencia de que la diversidad de parásitos y la prevalencia general disminuyen al aumentar el factor de disturbio (Pérez del Olmo *et al.*, 2007; Sures *et al.*, 2017) y que un aumento en la riqueza de parásitos y la prevalencia general ocurre con la recuperación de la estabilidad (Huspeni & Lafferty, 2004; Miura *et al.*, 2019).

Son numerosas las actividades humanas que alteran el hábitat y, por lo tanto, ponen en peligro a los ecosistemas de agua dulce. Entre ellas podemos nombrar a la modificación y fragmentación de los hábitats por desviación, canalización y regulación de los cauces de agua, como la expansión del paisaje agrícola y urbano (Dudgeon, 2019; Grill *et al.*, 2019). Los ecosistemas funcionales y resilientes se caracterizan por una alta diversidad de hábitats y riqueza de especies que debería reflejarse en una alta diversidad de parásitos (Lafferty, 2012; Johnson *et al.*, 2016). Diversas investigaciones han comprobado que bajo disturbios en el ambiente la riqueza de especies de parásitos es baja y la abundancia total es alta, mientras que la abundancia de parásitos disminuye y la diversidad aumenta en condiciones estables (Chapman *et al.*, 2015). Sobre la base de estos hallazgos, se desarrolló la idea de los parásitos podrían ser utilizados como indicadores de la biodiversidad o la “salud del ecosistema” (Hudson *et al.*, 2006; Selbach *et al.*, 2022), ya que una alta diversidad de parásitos refleja interacciones diversas y complejas entre especies de vida libre. Por lo tanto, las características de los parásitos relacionadas con el ciclo de vida son claves para comprender y explicar los efectos de distintos disturbios ambientales sobre la diversidad parasitaria.

Junto a los factores que modifican el hábitat se encuentra aquellos relacionados con contaminantes específicos y cambio climático. Marcogliese *et al.* (2016) proporcionó evidencia de los efectos de las precipitaciones en la composición parasitaria de comunidades de peces, que se asociaron con cambios en la descarga, la velocidad del flujo y la calidad del agua. Además, se podría esperar que tales cambios cualitativos y cuantitativos afecten las composiciones, la biodisponibilidad y la toxicidad de posibles contaminantes (Tracy *et al.*, 2020).

Aunque un gran número de artículos se han publicado en las últimas décadas relacionados con la antropización y los parásitos, aún existen diversas lagunas de conocimiento que representan un buen punto de partida para futuros estudios sobre parasitología ambiental.

6.2 METODOLOGÍA

6.2.1 Sitios de estudio

Para evaluar la hipótesis sobre la estructura de las comunidades de helmintos de peces dulceacuícolas pampeanos como reflejo del impacto antrópico que hay dentro de la cuenca de cada arroyo se tomó como información de partida el estudio exhaustivo realizado por Paracampo (2013) donde se caracterizó la calidad del agua y el efecto producido por los principales usos del suelo sobre el ensamble de peces mediante la comparación de su composición en arroyos con distintos usos en sus cuencas: ganadería extensiva, ganadería intensiva (feedlots), agricultura convencional (cultivos) e intensiva (huertas) y urbanos (Ver Capítulo 1).

A su vez con la plataforma de Google Earth Engine, se delimitó el área de estudio con una línea y realizó un buffer de 500 metros de radio. Luego, se filtraron escenas de Sentinel 2, de 10 metros de resolución espacial sin presencia de cobertura de nubes para el período de muestreo. Con dichas imágenes, se calculó el NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) que indica el vigor fotosintético de la vegetación, calculado a partir de la diferencia normalizada entre la reflectancia en el infrarrojo cercano (NIR) y la reflectancia en el rojo (RED) de una superficie terrestre. También se calcularon bandas de información físicas producto de Tasseled Cup. La transformación Tasseled Cup, es un caso especial de análisis de componentes principales que combina linealmente las bandas espectrales, reduciendo la información espectral a tres bandas con carácter físico, generando bandas de brillo, verdor y humedad. Se importaron dichas bandas al software QGIS (QGIS versión 3.22.) con el objetivo de generar un mapa de cobertura a partir de una clasificación supervisada utilizando el complemento de clasificación semiautomática (SCP). Esta metodología parte de la identificación previa de ciertas clases lo cual permite generar áreas de entrenamiento (Chuvienco, 1995), para que el clasificador extraiga la información requerida y que la misma sea validada. Las áreas de entrenamiento fueron generadas según las categorías de uso de suelo basadas en identificación visual de imágenes de alta resolución (Google Earth Pro) y relevamientos

a campo. El método de clasificación supervisada escogido fue de mínimos cuadrados, utilizando los índices y bandas antes mencionados. En los sitios se distinguieron las siguientes clases: 1- urbano 2- Vegetación baja o cultivo, 3- vegetación alta leñosa, 4- agua. Finalmente, se calculó el área que ocupa cada cobertura por arroyo.

6.2.2 Parásitos y uso del suelo

Con el fin de evaluar el posible impacto de la antropización registrada en la bibliografía y a partir de la clasificación del uso del suelo se calculó:

1. La prevalencia y abundancia parasitaria de todos los parásitos de cada taxón (digeneos, acantocéfalos, copéodos y nematodos) para cada arroyo y hospedador.

2. La riqueza entre parásitos de ciclos monoxenos /heteroxenos, autogénicos/alogénicos e índice H/M (cociente entre el número de taxa con ciclos mono/heteroxenos) para cada sitio de muestreo y hospedador.

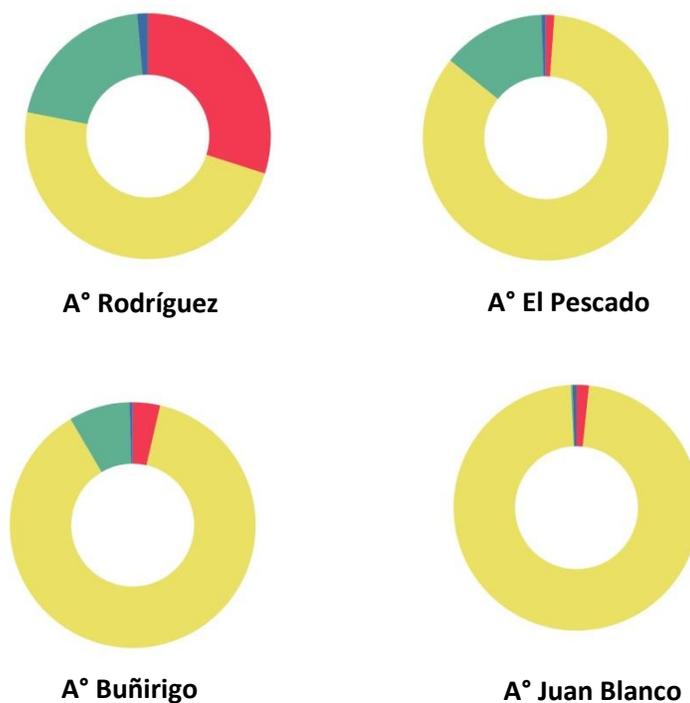
3. La intensidad media, abundancia media y prevalencia entre parásitos de ciclos monoxenos y heteroxenos para cada sitio de muestreo y hospedador.

A fin de categorizar a los taxa como autogénicos o alogénicos, se consideraron las investigaciones existentes sobre las distintas modalidades de ciclo de vida que presentan las especies parásitas de *C. decemmaculatus*, *C. interruptus* y *P. rutilus*. Dentro de los taxa monoxenos se hallaron microparásitos, monogéneos y copéodos; mientras que en los taxa heteroxenos encontramos digeneos, nematodos, acantocéfalos y cestodos (Ver Capítulo 3).

6.3 RESULTADOS

Los resultados del análisis de uso del suelo en los cuatro arroyos muestran una distribución diferente entre los diferentes tipos de suelo. En el A° Rodríguez, se observa un predominio de la vegetación baja de un 48%, seguido por el uso urbano con un 29.8%. Por otro lado, el A° El Pescado presenta una proporción del 1.14 % de uso urbano con un predominio de la vegetación baja del 84.7%. En el A° Buñirigo, el porcentaje de uso urbano es del 3.6% predominando la vegetación baja con un 87.7%. Por último, el A° Juan Blanco muestra valores bajos de uso urbano del suelo de aproximadamente 1.6%, y a su vez presenta los valores más elevados de vegetación baja con un 97.6%. Estos resultados proporcionan una visión detallada de la distribución del uso del suelo en cada arroyo, destacando patrones diferenciales entre ellos (Fig.6.3.1-2).

Fig.6.3.1 Porcentaje de uso del suelo en los sitios de estudio. (azul = agua; rojo = urbano; amarillo = vegetación baja - cultivo; verde= vegetación alta - leñosa)



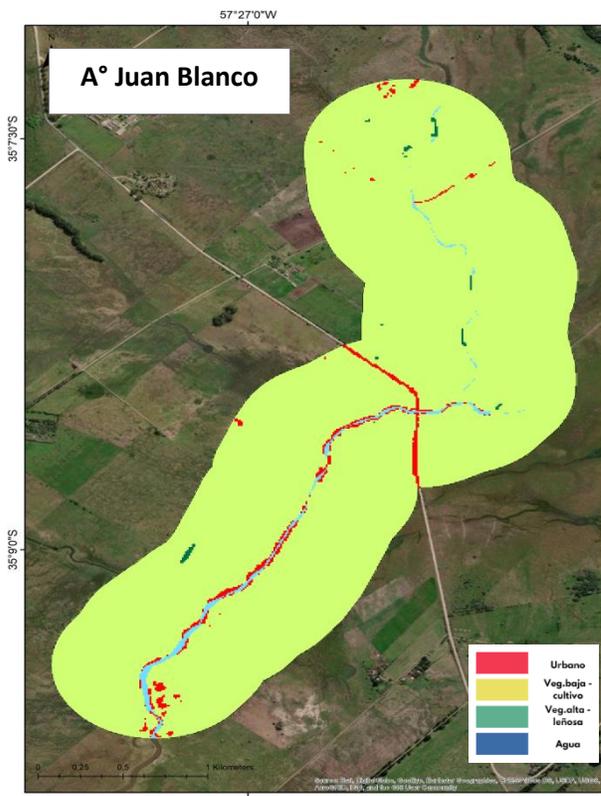
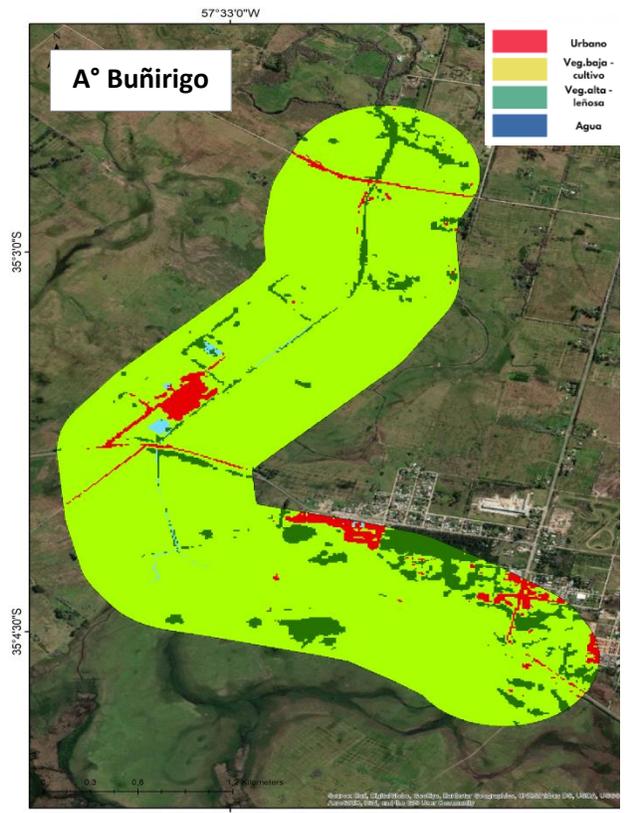


Fig.6.3.2 NVDI para uso del suelo en el A° Rodríguez, A° El Pescado, A° Buñirigo y A° Juan Blanco.

En la figura 6.3.3 se observan las prevalencias de digeneos, acantocéfalos, cestodes y microparasitos en *C. decemmaculatus*.

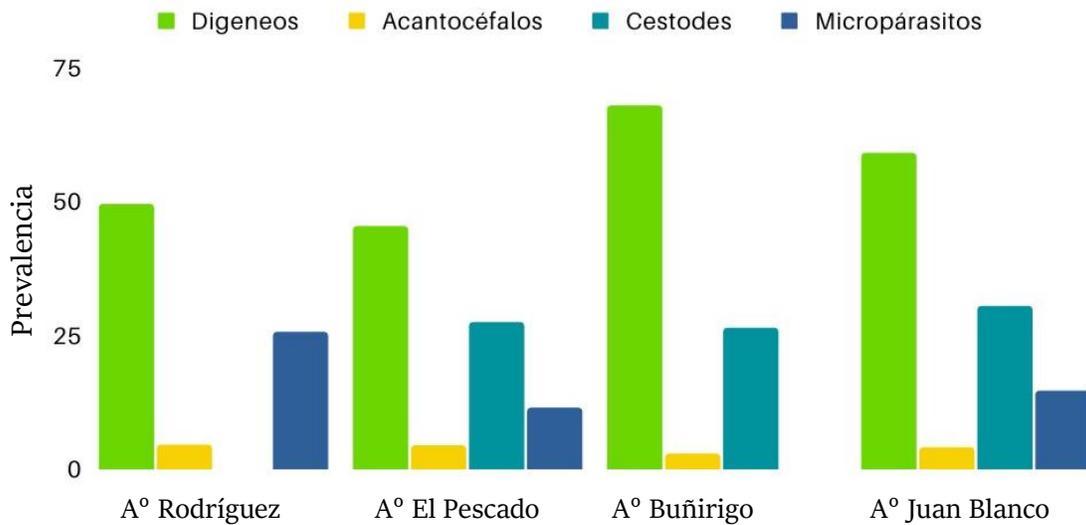


Fig. 6.3.3 Prevalencias de los grandes grupos parasitarios en *C. decemmaculatus*.

En la figura 6.3.4 se observan las abundancias medias de digeneos y acantocéfalos en *C. decemmaculatus*.

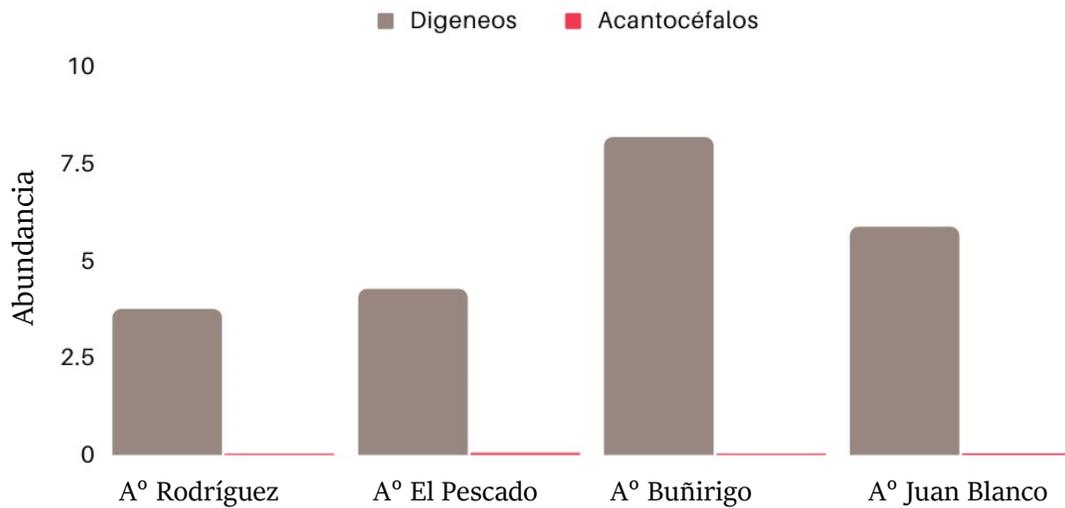


Fig. 6.3.4 Abundancias de los grandes grupos parasitarios en *C. decemmaculatus*.

En la figura 6.3.5 se observan las prevalencias de digeneos, copépodos, nematodos, cestodes y monogeenos en *C. interruptus*.

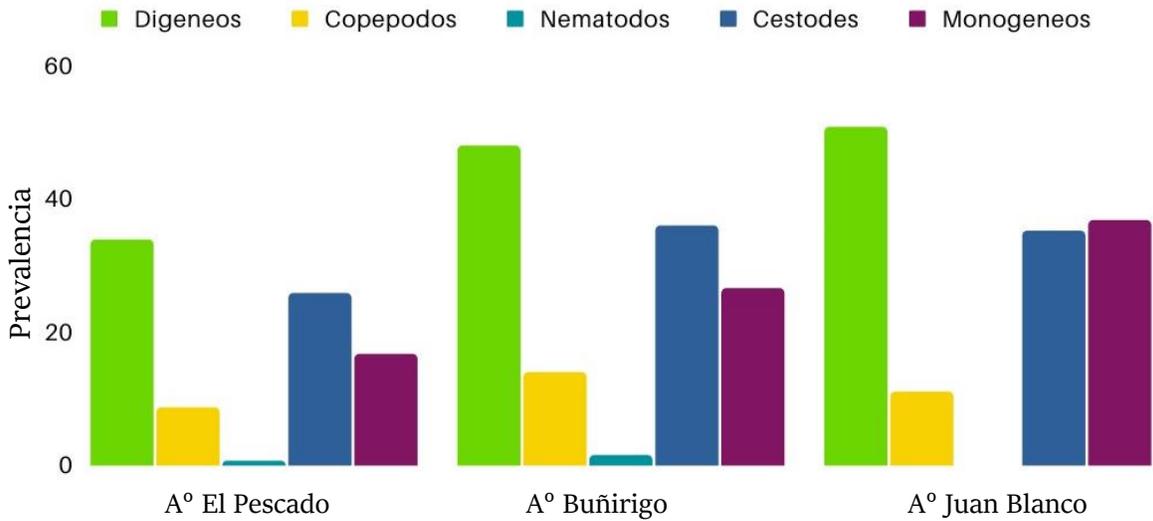


Fig. 6.3.5 Prevalencias de los grandes grupos parasitarios en *C. interruptus*.

En la figura 6.3.6 se observan las abundancias medias de digeneos, copépodos y nematodos en *C. interruptus*.

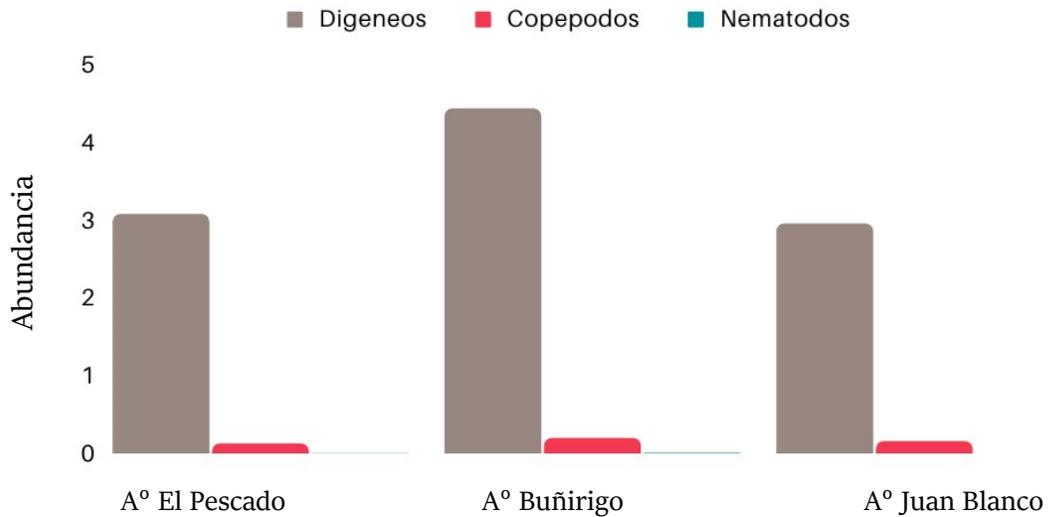


Fig. 6.3.6 Abundancias de los grandes grupos parasitarios en *C. interruptus*.

En la figura 6.3.7 se observan las prevalencias de digeneos, copépodos, nematodos, monogeneos, cestodes y microparásitos en *P. rutilus*.

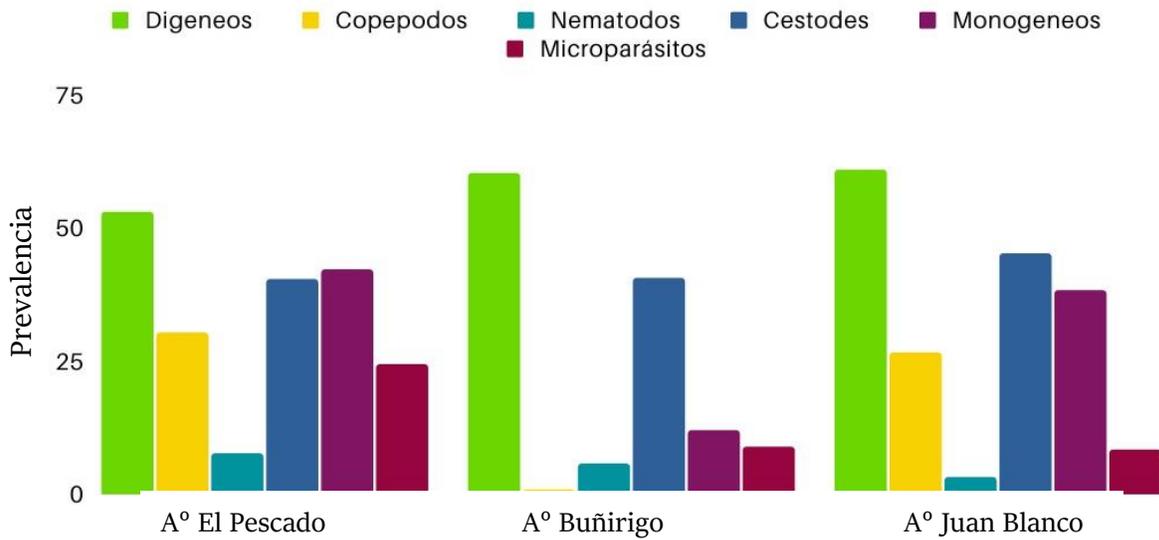


Fig. 6.3.7 Prevalencias de los grandes grupos parasitarios en *P. rutilus*.

En la figura 6.3.8 se observan las abundancias medias de digeneos, copépodos y nematodos en *P. rutilus*.

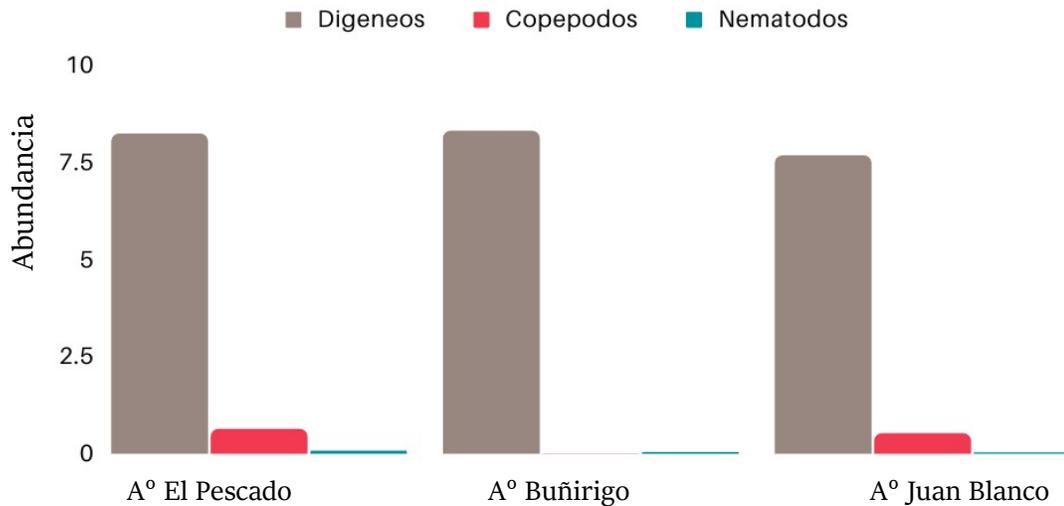


Fig. 6.3.8 Abundancias de los grandes grupos parasitarios en *P. rutilus*.

En la tabla 6.3.1 se observa la riqueza específica de los ciclos monoxenos, heteroxenos y el índice de relación entre ellos (H/M) calculados para los diferentes sitios estudiados en los que se halló *C. decemmaculatus*.

	Monoxenos	Heteroxenos	H/M	Autogénicos	Alogénicos
A° Rodríguez	2	9	4.5	5	5
A° El Pescado	2	9	4.5	5	5
A° Buñirigo	2	9	4.5	5	5
A° Juan Blanco	1	8	8	4	4

Tabla 6.3.1 Riqueza específica de los ciclos monoxenos / heteroxenos, autogénicos / alogénicos e índice H/M de *C. decemmaculatus*.

En la tabla 6.3.2 se observan la prevalencia, las intensidades medias y las abundancias medias por taxa de ciclo heteroxeno y de ciclo monoxenos en los arroyos muestreados donde se halló *C. decemmaculatus*. Para cestodes únicamente se registró su presencia/ausencia por lo que solo forma parte de la prevalencia para especies heteroxenas. Este último también fue el caso de los microparásitos (*Trichodina sp.* y *Apiosoma sp.*).

	Prevalencia		Intensidad media		Abundancia media	
	M	H	M	H	M	H
A° Rodríguez	25.57	50.9	-	7.47	-	3.8
A° El Pescado	11.5	46.32	-	9.36	-	4.33
A° Buñirigo	15.5	68.2	-	12.06	-	8.18
A° Juan Blanco	14.6	60.6	-	9.7	-	5.9

Tabla 6.3.2 Prevalencia, intensidades medias y abundancias medias por taxa de ciclo heteroxeno (H) y de ciclo monoxenos (M) para *C. decemmaculatus*.

En la tabla 6.3.3 se observa la riqueza específica de los ciclos monoxenos, heteroxenos y el índice de relación entre ellos (H/M) calculados para los diferentes sitios estudiados en los que se halló *C. interruptus*.

	Monoxenos	Heteroxenos	H/M	Autogénicos	Alogénicos
A° El Pescado	2	7	3.5	5	3
A° Buñirigo	2	7	3.5	5	3
A° Juan Blanco	2	6	3	4	3

Tabla 6.3.3 Riqueza específica de los ciclos monoxenos / heteroxenos, autogénicos / alogénicos e índice H/M de *C. interruptus*.

En la tabla 6.3.4 se observan la prevalencia, las intensidades medias y las abundancias medias por especies de ciclo heteroxeno y de ciclo monoxenos en los arroyos muestreados donde se halló *C. interruptus*. Para cestodes y monogeneos únicamente se registró su presencia/ausencia por lo que solo forma parte de la prevalencia para especies heteroxenas/monoxenas, respectivamente. A su vez, los copépodos fueron el único componente que formó parte de la intensidad y abundancia media para parásitos monoxenos.

	Prevalencia		Intensidad media		Abundancia media	
	M	H	M	H	M	H
A° El Pescado	25.09	47.63	1.6	9.03	0.13	3.08
A° Buñirigo	37.5	67.18	1.48	9.1	0.2	4.4
A° Juan Blanco	40.5	65.2	1.45	5.9	0.16	2.9

Tabla 6.3.4 Prevalencia, intensidades medias y abundancias medias por taxa de ciclo heteroxeno (H) y de ciclo monoxenos (M) para *C. interruptus*.

En la tabla 6.3.5 se observa la riqueza específica de los ciclos monoxenos, heteroxenos y el índice de relación entre ellos (H/M) calculados para los diferentes sitios estudiados en los que se halló *P. rutilus*.

	Monoxenos	Heteroxenos	H/M	Autogénicos	Alogénicos
A° El Pescado	6	9	1.5	11	3
A° Buñirigo	4	9	2.25	9	3
A° Juan Blanco	6	10	1.6	11	4

Tabla 6.3.5 Riqueza específica de los ciclos monoxenos / heteroxenos, autogénicos / alogénicos e índice H/M de *P. rutilus*.

En la tabla 6.3.6 se observan la prevalencia, las intensidades medias y las abundancias medias por especies de ciclo heteroxeno y de ciclo monoxenos en los arroyos muestreados donde se halló *P. rutilus*. Para cestodes, monogeneos y microparásitos únicamente se registró su presencia/ausencia por lo que solo forma parte de la prevalencia para especies heteroxenas/monoxenas, respectivamente. A su vez, los copépodos fueron el único componente que formó parte de la intensidad y abundancia media para parásitos monoxenos.

	Prevalencia		Intensidad media		Abundancia media	
	M	H	M	H	M	H
A° El Pescado	65.2	70	2.12	14.9	0.64	8.32
A° Buñirigo	19.64	71.9	2	13.7	0.1	8.4
A° Juan Blanco	55.1	81.7	2	13.4	0.53	7.7

Tabla 6.3.6 Prevalencia, intensidades medias y abundancias medias por taxa de ciclo heteroxeno (H) y de ciclo monoxenos (M) para *P. rutilus*.

6.4 DISCUSIÓN Y COMENTARIOS

6.4.1 Arroyo Rodríguez

El A° Rodríguez posee una cuenca urbanizada (Bidegain & Jurado, 2011) que se vio reflejada en un 29.8% de porcentaje de uso del suelo. A su vez, un 20.4% representó vegetación arbórea alta debido a la forestación de arbolado urbano. En su cuenca alta domina la agricultura intensiva y se ha visto modificado en su totalidad por obras de dragado y canalización que provocaron contaminación y detrimento de la fauna ictiológica (Remes Lenicov *et al.*, 2006; Paracampo, 2013). Registros históricos han visto la disminución desde un valor de 19 especies ícticas hasta hoy en día por ejemplo en el sitio estudiado una diversidad representada por un 90% de *C. decemmaculatus* (Paracampo *et al.*, 2020).

En este estudio únicamente se registró *C. decemmaculatus* para el A° Rodríguez, resaltando que en algunos muestreos el éxito de captura fue igual a cero. A este hospedador se asociaron las mayores prevalencias de acantocéfalos y microparásitos. Se ha reportado que un aumento en la eutrofización, en este caso asociado al vertido de efluentes cloacales y nitrogenados, podría llevar a un aumento de las parasitosis ya que este tipo de ambiente podría soportar una población más grande de hospedadores intermediarios (Johnson & Chase 2004; Johnson *et al.*, 2007). A su vez, la baja diversidad de peces disponibles en el curso de agua durante los muestreos realizados reduciría la disponibilidad de hábitat para las especies parásitas. La menor relación H/M respecto a los demás sitios estaría indicando impactos antrópicos negativos y condiciones de biodiversidad bajas respecto a los demás sitios de estudio.

Los acantocéfalos podrían proporcionar una imagen clara de la composición del ecosistema al reflejar la presencia y viabilidad de sus poblaciones de hospedadores intermediarios, definitivos y paraténicos (Marcogliese & Cone 1997b). Lafferty (1997) señaló que los acantocéfalos se ven afectados negativamente por efluentes cloacales, industriales y metales pesados. Por el contrario, el metanálisis de Blonar *et al.* (2009)

establece que los efectos de la contaminación (pesticidas, hidrocarburos aromáticos policíclicos, bifenilos policlorados y metales pesados) en los acantocéfalos no fueron significativos. De hecho, algunas poblaciones de acantocéfalos pueden disminuir ante una perturbación, mientras que otras pueden aprovecharla (Fanton *et al.*, 2022). Estos no solo estarían afectados por los impactos directos de la contaminación, sino que también por el riesgo combinado de estos cambios ambientales sobre sus anfitriones (Carlson *et al.*, 2017). Dada esta respuesta variable, se necesita más información sobre la ecología, fisiología y la diferente sensibilidad a la contaminación de los parásitos acantocéfalos y sus hospedadores asociados.

6.4.2 Arroyo El Pescado

El A° El Pescado se halla dentro de una de las cuencas con mayor extensión de la región, y a su vez está siendo atravesada por un creciente desarrollo de índole agropecuario y urbano (Delgado *et al.*, 2017). En el año 2005 bajo la ley 12.247 se lo declaró Paisaje Protegido de Interés Provincial. Besteiro & Delgado (2011) lo consideraron uno de los cursos de agua con menor grado de contaminación de la región.

Cnesterodon decemmaculatus se comporta como una especie ocasional dentro de la cuenca (Paracampo, 2013). Se observaron valores de abundancias medias elevados para los acantocéfalos respecto a los demás sitios estudiados y la relación riqueza H/M fue igual al A° Rodríguez con predominio de especies heteroxenas sobre monoxenas. Los menores valores de prevalencias de ciclos monoxenos y heteroxenos se registraron en este arroyo. Por otra parte, el número de taxa alogénicos – autogénicos fue igual al A° l Rodríguez y A° Buñirigo.

Cheirodon interruptus y *P. rutilus* han mantenido el estatus de habitantes permanentes en el curso de agua desde la década del '90 (Paracampo, 2013).

Cheirodon interruptus tuvo uno de los índices de riqueza H/M más altos para este arroyo. A su vez registraron los mayores valores de intensidad media para parásitos monoxenos y heteroxenos. Por otra parte, el número de taxa alogénicos – autogénicos fue igual al A° Buñirigo.

Psalidodon rutilus mostró mayores valores de prevalencias para copépodos, nematodos, monogeneos y microparásitos, y de abundancias medias para copépodos y nematodos. A su vez el índice H/M fue bajo debido a la gran cantidad de parásitos monoxenos y estuvo acompañado de las mayores prevalencias, intensidades y abundancias medias de parásitos monoxenos registradas para este hospedador de entre los arroyos estudiados. A su vez, compartió el mayor número de taxa alogénicos junto con el A° Juan Blanco

Paracampo *et al.* (2015) documentó la riqueza ictiológica con un valor de 56 especies, siendo de las más elevadas en comparación con otros arroyos pampásicos. Además, el cuerpo de agua posee abundante vegetación acuática (Almirón *et al.*, 2000), la cual podría estar aumentando la disponibilidad de recursos y nichos para los hospedadores. Solís (2017) estudió el ensamble de macroinvertebrados e identificó especies bioindicadoras y que podrían ser de importancia dentro de las tramas tróficas parasitarias.

Al analizar las diferencias halladas entre los hospedadores podríamos hipotetizar acerca de las diferencias en uso de nicho trófico entre ellas y a la elevada competencia de recursos y disponibilidad de hospedadores que puede haber en un arroyo con elevada riqueza ictiológica y poco uso urbano de la cuenca. A su vez, *P. rutilus* es una mojarra euritópica y voraz que la posiciona en un nivel más alto de la cadena trófica respecto a *C. interruptus* y *C. decemmaculatus*, lo cual podría estar explicando los mayores valores parasitológicos.

6.4.3 Arroyo Buñirigo

El A° Buñirigo recibe influencias de distintos usos del suelo a lo largo de su cuenca (Ver Cap.1). A partir del análisis de imágenes satelitales obtuvimos un 8% de vegetación alta-leñosa asociada a los bosques de ribera que corren a sus márgenes, 87.7% de vegetación baja-cultivada y 3.6% de uso urbano de la cuenca debido a su proximidad con el partido de Magdalena. Ferreira (2015) describió al arroyo como moderadamente poluido. Alcalde *et al.* (2010) analizó la dieta de *Hydromedusa tectifera* y observó que está compuesta principalmente de estadios inmaduros de quironómidos al igual que en *Phrynos* sp. cuando habita aguas contaminadas.

López *et al.* (2009) registró una riqueza ictiológica de entre 2-13 especies para la cuenca media y solo 6 acumularon el 92.4% de la abundancia total, entre las cuales hallamos a *C. interruptus* y *P. rutilus*.

Cnesterodon decemmaculatus exhibió los mayores valores de prevalencia y abundancia media para digeneos respecto a los demás arroyos. También los mayores valores de prevalencia, intensidad y abundancia para parásitos heteroxenos se hallaron en este arroyo. El índice H/M fue igual a 5 y en este arroyo se registró el mayor valor de taxa parasitarios para dicho hospedador.

Cheirodon interruptus presentó los mayores valores de prevalencia para copépodos, nematodos y cestodes, y de abundancias para digeneos y copépodos. A su vez, los valores de prevalencia, intensidad y abundancia para parásitos heteroxenos se hallaron en este arroyo. El índice H/M resultó igual que en el A° El Pescado.

Psalidodon rutilus presentó los mayores valores de abundancia media para digeneos y parásitos de ciclos heteroxenos. A su vez, registro los menores valores de prevalencia para parásitos monoxenos. El índice H/M fue el mayor de los sitios estudiados con un valor igual a 2.25 para dicho hospedador. Por otra parte, el número de taxa autogénicos registro el valor más bajo igual a nueve taxa.

6.4.4 Arroyo Juan Blanco

El A° Juan Blanco presenta mayormente ganadería extensiva y superficie cultivada junto a talares de albardón y pastizales, lo que se ve reflejado en el 80.4% de uso de suelo ocupado por vegetación baja.

Paracampo (2013) registró 30 especies ícticas de entre las cuales *C. decemmaculatus*, *C. interruptus* y *P. rutilus* representaron un 5.9%, 6.5% y 22.2% de la abundancia total.

Cnesterodon decemmaculatus exhibió únicamente valores elevados de prevalencia de cestodes para este sitio de estudio. El índice H/M fue el mayor de los sitios estudiados con un valor igual a 8 para dicho hospedador. Por otra parte, se registró el menor número de taxa alogénicos – autogénicos.

Cheirodon interruptus obtuvo valores elevados para las prevalencias de digeneos y monogeneos. También fue alto el valor de prevalencia para parásitos de ciclos monoxenos. El índice H/M fue el menor de los sitios estudiados con un valor igual a 3 para dicho hospedador.

Psalidodon rutilus exhibió valores elevados de prevalencia para digeneos y cestodes. También fue alto el valor de prevalencia para parásitos de ciclos heteroxenos. El índice H/M fue igual a 1.6 para dicho hospedador. A su vez, en este arroyo se hallaron el máximo de taxa alogénicos – autogénicos.

En resumen *C. decemmaculatus* fue la única especie muestreada para el A° Rodríguez y estuvo asociada con altas prevalencias parasitarias de acantocéfalos y microparásitos. La baja diversidad de peces disponibles y la relación H/M estarían indicando la presencia impactos negativos sobre la cuenca. Dentro de la cuenca del A° El Pescado es una especie ocasional con altas abundancias medias de acantocéfalos. En el A° Buñirigo la prevalencia y abundancia fue alta para digeneos y especies heteroxenas. Por último, en el A° Juan Blanco las prevalencias fueron altas para cestodes.

Cheirodon interruptus exhibió valores altos del índice de riqueza H/M e intensidades medias de parásitos heteroxenos tanto para el A° El Pescado como A° Buñirigo. Además, asociado a este último arroyo estuvieron las mayores prevalencias de copéodos, nematodes y cestodes. Por último, en el A° Juan Blanco las prevalencias fueron elevadas para digeneos, monogeneos y parásitos de ciclos monoxenos.

Psalidodon rutilus reveló las mayores prevalencias de copéodos, nematodes, monogeneos y cestodes en el A° El Pescado, y de digeneos y monogeneos para el A° Juan Blanco. El índice H/M fue mayor en el A° Buñirigo. La mayor prevalencia de parásitos monoxenos estuvo en el A° El Pescado y heteroxenos en el A° Juan Blanco. Esta mojarra presentó sus mayores diversidades asociadas a los arroyos menos disturbados.

Al considerar la diversidad de taxa con ciclos de vida autogénicos/alogénicos pudimos observar que las proporciones se mantuvieron iguales a un 50% para *C. decemmaculatus* en los arroyos analizados. A su vez, *C.interruptus* presentó el máximo de taxa autogénicos en el A° El Pescado y A° Buñirigo, mientras que el número de taxa alogénicos se mantuvo igual entre los sitios de estudio. Por último, *P. rutilus* exhibió un máximo de 11 taxa autogénicos en los A° El Pescado y A° Juan Blanco, junto con un máximo de 4 taxa alogénicos en el A° Juan Blanco. La proporción de taxa autogénicos/alogénicos mostró diferencias entre los sitios de estudio y entre los hospedadores analizados. Los taxa autogénicos son residentes permanentes de los cursos de agua donde habitan, mientras que los taxa alogénicos completan sus ciclos de vida en hospedadores que son visitantes temporales o efímeros del cuerpo de agua (Esch & Fernanadez, 1994). Si bien la estrategia de colonización es un factor importante en la distribución y estructura de las comunidades parasitarias (Esch *et al.*, 1988), su influencia en los patrones ecológicos aún permanece sin esclarecerse por completo (Fellis & Esch, 2005).

Los antecedentes de los sitios de estudio presentados en el Capítulo 1 y el análisis realizado mediante imágenes satelitales nos permiten agrupar a los arroyos en dos

grupos, el A° Rodríguez y A° Buñirigo con mayor presión antrópica y el A° El Pescado y A° Juan Blanco con condiciones más prístinas y medidas de conservación sobre sus cuencas. Sin embargo, los parásitos monoxenos y heteroxenos se encuentran casi igualmente expresados en los dos grupos para *C. decemmaculatus* lo cual podría ser resultado de que es una especie con un alto rango de tolerancia a la actividad antrópica (Vera-Candioti *et al.*, 2011). *Cheirodon interruptus* y *P. rutilus* poseen elevados valores del índice H/M en el A° Buñirigo lo que sugeriría que el ambiente no se encuentra severamente disturbado. Respecto a los arroyos mas prístinos, *P. rutilus* presentó los mayores valores de diversidad con un máximo de 16 taxa parasitarios en el A° Juan Blanco. Además, esta especie de hospedador posee las mayores prevalencias y abundancias asociadas a los arroyos. La fauna parasitaria de *P. rutilus* estuvo representada por diversos taxa de ciclos heteroxenos y monoxenos junto con el mayor número de taxa autogénicos lo que nos permitiría inferir que existe una gran diversidad en los ambientes estudiados. Numerosos estudios han sugerido a este hospedador para estudios de impacto antrópicos (García *et al.*, 2012; Pazos *et al.*, 2017; Paredes del Puerto *et al.*, 2022). Por lo tanto, podríamos sugerir a este hospedador para posibles monitoreos ambientales utilizando su fauna parasitaria como indicadora de cambios ambientales.

La contaminación es solo uno de los tópicos que se pueden evaluar a partir de la fauna parasitaria. La biodiversidad de una región es fiel testigo de los parásitos que se pueden hallar, sobre todo si se tiene en cuenta que los parásitos de ciclos heteroxenos utilizan diferentes hospedadores intermediarios para completar sus ciclos de vida (Hechinger & Lafferty, 2005; Fredensborg *et al.*, 2006). Cuanto más complejo sea el ciclo de vida del parásito, es más probable que se vea influenciado por cambios ambientales (Marcogliese, 2005). A su vez, la suma de los impactos antrópicos también estaría afectando a los hospedadores (Carlson *et al.*, 2017).

Sures & Streit (2001) revelaron que la composición de las comunidades de helmintos de peces dependía principalmente de los macroinvertebrados bentónicos, que

a su vez dependían directamente de la salud ecosistémica. Dada esta interdependencia, y debido a los complejos ciclos de vida que en muchos casos requieren hospedadores específicos, los modelos de coextinción podrían predecir una alta vulnerabilidad para estas especies.

La evidencia sobre la relación entre los parásitos y la fragmentación del hábitat es diversa y muchas veces contradictoria (Cable *et al.*, 2017; Bitters *et al.*, 2022), lo cual no es sorprendente dado la complejidad de los posibles vínculos entre la alteración del hábitat, la pérdida de biodiversidad y la prevalencia parasitaria (Wood *et al.*, 2016; Faust *et al.*, 2017). Pero al mismo tiempo se resalta la importancia y la necesidad de enfoques de investigación sobre las diversas características de los parásitos, sus asociaciones y sus requisitos ecológicos a nivel individual, local y global (Bitters *et al.*, 2022).

CAPÍTULO 7
CONCLUSIÓN FINAL

El objetivo general de esta investigación fue estudiar como las comunidades parasitarias de peces en ambientes dulceacuícolas pampeanos con distinto grado de impacto antrópico pueden utilizarse como indicadores de alteraciones del medio ambiente y la biodiversidad. Este objetivo se ha cumplido a través de los objetivos específicos planteados. Se identificó la parasitofauna asociada a cada especie hospedadora hasta el menor grado taxonómico posible contribuyendo al conocimiento de la diversidad parasitaria de cada especie hospedadora. Se reconocieron 11 taxa de parásitos para *C. decemmaculatus* de los cuales *Apiosoma* sp. constituye un nuevo registro para el hospedador. En *C. interruptus* se encontraron 9 taxa de parásitos de los cuales *Saccocoelioides* sp., *Diaphorocleidus* sp. 1, *Procamallanus* sp.1 fueron nuevos registros para este hospedador en arroyos pampeanos. En *P. rutilus* se registraron 16 taxa de parásitos, siendo *Apiosoma* sp., *Saccocoelioides* aff. *octavus*, *Aff Creptotrematina* sp., *Genarchella* aff. *parva*, *Diaphorocleidus* sp. 2, *Diaphorocleidus* sp. 3, *Procamallanus* sp.2, Anisakidae gen. sp. indet., *Tiddergasilus* sp. nuevas citas para el hospedador.

La fauna parasitaria hallada en las tres especies de presentan una fauna parasitaria específica y entre los diferentes años y que seguramente se encuentra definida por las particularidades de las especies y poblaciones de parásitos, así como por las características del hospedador y del ambiente que ocupan.

A nivel de comunidades, a partir de los resultados se observó la variación en la composición de las comunidades parasitarias entre los diferentes arroyos, la cual estaría influenciada por las características propias de cada arroyo. Estos hallazgos constituyen la primera comprensión de la ecología parasitaria para los A° Rodríguez, A° El Pescado, A° Buñirigo y A° Juan Blanco, y tienen implicancia para la gestión y conservación de los mismos. La riqueza parasitaria podría corresponderse con la diversidad de nichos tróficos que están accesibles en cada arroyo a lo largo del año, entre otros factores.

Las infracomunidades de parásitos en las especies hospedadoras serían una colección al azar de especies localmente disponibles, no seguirían unas estructuras comunitarias rigurosas sino heterogéneas e impredecibles.

Finalmente se analizó si “Los parásitos constituyen adecuados indicadores de posible impacto antrópico y de la biodiversidad general del ambiente estudiado”. Al analizar la fauna parasitaria de los hospedadores como posibles indicadores de diferentes usos del suelo se observó una gran diversidad parasitaria en *P. rutilus* en los arroyos con menos disturbios asociados a sus cuencas, lo que nos permitiría inferir que existe una gran diversidad en los ambientes estudiados, sumada a la condición de depredador generalista y a que varios estudios han sugerido utilizar a esta especie de pez en estudios de impacto antrópico podríamos sugerir a este hospedador para posibles monitoreos utilizando su fauna parasitaria como indicadora de cambios ambientales.

Cnesterodon decemmaculatus y *C. interruptus* presentan un panorama diferente debido a que no se encontró un patrón marcado entre los sitios estudiados.

Resulta de suma importancia resaltar que el desconocimiento de la susceptibilidad de los hospedadores a ser parasitados y la falta de información sobre los ciclos de vida de la mayoría de las especies parasitas heteroxenas no permiten estimar efectivamente la relación de la fauna parasitaria con la comunidad de invertebrados y vertebrados de los arroyos.

Este trabajo sienta las bases para posibles monitoreos utilizando a la fauna parasitaria como indicadora de cambios ambientales. A su vez, brinda un listado de los taxa parasitarios y describe sus poblaciones y comunidades presentes en 3 especies de peces que son de fácil captura y abundantes en la región pampeana. El estudio de los ciclos de vida de los parásitos, la toma de muestras de agua junto con sedimentos para medir contaminantes, así como el desarrollo de ensayos en laboratorio con diferentes contaminantes para medir la susceptibilidad hospedador-parásito permitirán inferir con mayor detalle el efecto de estos factores sobre la fauna parasitaria.

BIBLIOGRAFIA

ADAMS, S. M. 2002. Biological indicators of aquatic ecosystems stress: introduction and overview. Ed. American Fisheries Society, Bethesda, 644 pp.

ADEWOLE, S. O., ODEYEMI, D. F., FATUNWASE, O. P., CHRISTOPHER, V. N., OMOYENI, T. E., & DADA, A. 2019. Parasites as bioindicator for health status and environmental quality of freshwater fish species in Ekiti state, Nigeria. *J. Biomed. Eng. Med. Imag.* 6: 1-7.

ALBERT, J. S., DESTOUNI, G., DUKE-SYLVESTER, S. M., MAGURRAN, A. E., OBERDORFF, T., REIS, R. E., ... & RIPPLE, W. J. 2021. Scientists' warning to humanity on the freshwater biodiversity crisis. *Ambio.* 50(1): 85-94.

ALCALDE, L., DEROCCO, N. N., ROSSET, S. 2010. Feeding in syntopy: diet of *Hydromedusa tectifera* and *Phrynos hylarii* (Chelidae). *Chelonian Conserv. Biol.* 9(1): 33-44.

ALMIRÓN, A. E., GÓMEZ, S. E. & TORESANI, N. I. 1992 Peces de agua dulce de la provincia de Buenos Aires. En: Situación ambiental de la provincia de Buenos Aires 2(12). Ed. CICBA, 28pp.

ALMIRÓN, A. E., GARCÍA, M. L., MENNI, R. C., PROTOGINO, L. C., & SOLARI, L. C. 2000. Fish ecology of a seasonal lowland stream in temperate South America. *Mar. Freshwater Res.* 51(3): 265-274.

ALMIRÓN, A. E., CASCIOTTA, J. R., CIOTEK, L., & GIORGIS, P. 2008. Guía de los peces del Parque Nacional Pre-delta. Ed. Administración de Parques Nacionales, 300 pp.

ALONSO, F., MIRANDE, J. M., & PANDOLFI, M. 2015. Gross anatomy and histology of the alimentary system of Characidae (Teleostei: Ostariophysi: Characiformes) and potential phylogenetic information. *Neotrop. Ichthyol.* 13: 273-286.

ALYAIN, S. A., SOHIER M. A., EL-MENYAWI A. & MAHMOUD N. A. M. 1994. A revision study on some protozoal infections in Nile catfish (*Clarias lazera*) in Upper Egypt. *Vet. Med. J.* 42:21-26.

ANDERSON, R.C. 2000. Nematode parasites of vertebrates: their development and transmission. 2nd ed. CAB International. 672 pp.

ANTUNES, D. F., SILVA, B. A. F., & YAMADA, F. H. 2022. Effect of parasitism on the relative condition factor of *Astyanax bimaculatus* (Characiformes: Characidae) a freshwater fish from Caatinga domain, Brazil. *Int. J. Aquat. Biol.* 10(5): 370-377.

ARGUEDAS CORTÉS, D., ORTEGA, C., MARTÍNEZ, S., & ASTROZA, Á. 2017. Parásitos de larvas de tilapia del Nilo *Oreochromis niloticus* (Pisces: Cichlidae) en estanques en Guanacaste, Costa Rica. *Cuad. Invest. UNED.* 9 : 313-319.

ARTHINGTON, A. H. & BLUHDORN, D. 1996. The results of species interactions resulting from aquaculture operations. Ed. Aquaculture and Water Resources Management, Blackwell Scientific Publications, Oxford, 114-139 pp.

- ATHOR, J.** 2009. Parque Costero del Sur: Magdalena y Punta Indio, provincia de Buenos Aires: naturaleza, conservación y patrimonio cultural. Ed. Fundación de Historia Natural Félix de Azara, Buenos Aires, 562 pp.
- BAIA, R. R. J., FLORENTINO, A. C., SILVA, L. M. A. & TAVARES-DIAS, M.** 2018. Patterns of the parasite communities in a fish assemblage of a river in the Brazilian Amazon region. *Acta Parasitol.* 63(2): 304-316.
- BAIGÚN, C. & FERRIZ, R.** 2003. Distribution patterns of native freshwater fishes in Patagonia (Argentina). *Org. Divers. Evol.* 3(2): 151-159.
- BAIGÚN, C., LÓPEZ, G. & DOMANICO, A.** 2002. Presencia de *Corydoras paleatus* (Jenyns, 1842), una nueva especie brasílica en el norte de la Patagonia (río Limay) y consideraciones ecológicas relacionadas con su distribución. *Ecol. Austral.* 12 (1):.41-48.
- BARBER, I., & HUNTINGFORD, F. A.** 1995. The effect of *Schistocephalus solidus* (Cestoda: Pseudophyllidea) on the foraging and shoaling behaviour of three-spined sticklebacks, *Gasterosteus aculeatus*. *Behav.* 132(15-16): 1223-1240.
- BARNHAM, C. A., & BAXTER, A. F.** 2003. Condition factor, K, for salmonid fish. Ed. Department of Primary Industries, 3 pp.
- BASÍLICO, G.O., DE CABO, L. & FAGGI, A.** 2015. Adaptación de índices de calidad de agua y de riberas para la evaluación ambiental en dos arroyos de la llanura pampeana. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales.* 17(2): 119-134.
- BASSON L., VAN AS J.G. & PAPERNA I.** 1983 Trichodinid ectoparasites of chichlid and cyprinid fishes in South Africa and Israel. *Syst. Parasitol.* 5: 245-257
- BAUDOU, F. G., OSSANA, N. A., CASTAÑÉ, P. M., MASTRÁNGELO, M. M. & FERRARI, L.** 2017. Cadmium effects on some energy metabolism variables in *Cnesterodon decemmaculatus* adults. *Ecotox.* 26: 1250-1258.
- BAUTISTA-HERNÁNDEZ, C. E., MONKS, S., PULIDO-FLORES, G., & RODRÍGUEZ-IBARRA, A. E.** 2015. Revisión bibliográfica de algunos términos ecológicos usados en parasitología, y su aplicación en estudios de caso. *Est. Biod.* 1(1): 11-19.
- BAZÁN, J. M., ALBERINO, J. C., VARRIANO, N., CARIELLO, J., KRUSE, E. E., ROJO, A., ... & LAURENCENA, P. C.** 2011. Cuencas del arroyo El Pescado y del Gato en los partidos de La Plata, Berisso y Ensenada. In III Reunión Anual PROIMCA y I Reunión Anual PRODECA, Mendoza.
- BERTORA, A., GROSMAN, F., SANZANO, P. & ROSSO, J. J.** 2018. Composición y estructura de los ensambles de peces en un arroyo pampeano con uso del suelo contrastante. *Rev. Mus. Argent. Cienc. Nat.* 20(1): 51-63.
- BERTORA, A., ROSSIN, M. A., GROSMAN, F., SANZANO, P., & ROSSO, J. J.** 2021. Ensamblajes parasitarios de *Corydoras paleatus* en un arroyo pampeano con condiciones contrastantes de calidad de agua y hábitat. *Biología Acuática.* 37: 1-15

- BESTEIRO, S. I., & DELGADO, M.** 2011. Evaluación de la agresividad de las precipitaciones en la cuenca del Arroyo El Pescado, provincia de Buenos Aires (Argentina). *Rev. Fac. Agro.* 110(2): 82-90.
- BIDEGAIN, J. C., & JURADO, S.** 2011. Adsorción de contaminantes en sedimentos del Holoceno de la Región de la Plata. *Ciencia y Tecnología de los Materiales.*
- BILENCA, D. & F. MIÑARRO.** 2004. Identificación de Áreas Valiosas de Pastizal (AVPs) en las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil. Ed. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, 353 pp.
- BIOLÉ, F., MANCINI, M., SALINAS, V., MORRA, G., GUAGLIARDO, S. & TANZOLA, D.** 2012. Aportes sobre la presencia de *Lernaea cyprinacea* (Copepoda: Lernaeidae) en ambientes dulceacuícolas de la región central de Argentina. VI Congreso Argentino de Parasitología, Ciudad de Bahía Blanca.
- BIRK, S., CHAPMAN, D., CARVALHO, L., SPEARS, B. M., ANDERSEN, H. E., ARGILLIER, C., ... & HERING, D.** 2020. Impacts of multiple stressors on freshwater biota across spatial scales and ecosystems. *Nat. Ecol. Evol.* 4: 1060–1068.
- BITTERS, M. E., MEYERS, J., RESASCO, J., SARRE, S. D., TUFF, K. T., & DAVIES, K. F.** 2022. Experimental habitat fragmentation disrupts host–parasite interaction over decades via life-cycle bottlenecks. *Ecol.* 103: 1–11
- BLAIS, J., RICO, C., VAN OOSTERHOUT, C., CABLE, J., TURNER, G. F., & BERNATCHEZ, L.** 2007. MHC adaptive divergence between closely related and sympatric African cichlids. *PLoS One.* 2(8): e734.
- BLANAR, C. A., MUNKITTRICK, K. R., HOULAHAN, J., MACLATCHY, D. L., & MARCOGLIESE, D. J.** 2009. Pollution and parasitism in aquatic animals: a meta-analysis of effect size. *Aquat. Toxicol.* 93(1): 18-28.
- BLAZHEKOVIKJ-DIMOVSKA, D., & STOJANOVSKI, S.** 2020. First record of *Apiosoma piscicola* (Blanchard, 1885) (Ciliophora Epistylididae) in common carp (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758) (Pisces Cyprinidae) from aquaculture facilities in North Macedonia. *Ann. Parasitol.* 66(2): 227-230.
- BOXSHALL, G. A & DEFAYE, D.** 2008. Diversidad global de copépodos (Crustacea: Copepoda) en agua dulce. *Hidrobiol.* 595(1): 195-207.
- BRAVIN NARCISO, R., MIRANDOLA DIAS VIEIRA, D.H., DA SILVA, R.J.** 2022. A new species of *Tiddergasilus* Marques & Boeger, 2018 (Copepoda: Ergasilidae) from the gills of *Astyanax lacustris* (Lütken) (Osteichthyes: Characidae) in Brazil. *Syst. Parasitol.* 99: 671-681.
- BROOKS, D. R. & HOBERG, E. P.** 2000. Triage for the Biosphere: The Need and Rationale for Taxonomic Inventories and Phylogenetic Studies of Parasites. *Comp. Parasitol.* 67(1): 1-25.
- BUSH, A. O. & HOLMES, J. C.** 1986. Intestinal helminths of lesser scaup ducks: an interactive community. *Can. J. Zool.* 64(1): 142-152.

- BUSH, A. O., LAFFERTY, K. D., LOTZ, J. M. & SHOSTAK, A. W.** 1997. Parasitology meets ecology on its own terms: Margolis et al. revisited. *J. Parasitol.* 83: 575-583.
- CABLE, J., BARBER, I., BOAG, B., ELLISON, A. R., MORGAN, E. R., MURRAY, K., ... & BOOTH, M.** 2017. Global change, parasite transmission and disease control: lessons from ecology. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.* 372
- CAIRA, J. N., & BOGÉA, T.** 2005. Family Allocreadiidae Looss, 1902. Keys to the Trematoda: Volume 2 .417-436.
- CAIRA, J.N. & JENSEN, K.** 2014. A digest of elasmobranch tapeworms. *J. Parasitol.* 100: 373-391.
- CAIRA, J.N., JENSEN, K., WAESCHENBACH, A., OLSON, P.D. & LITTLEWOOD, D.T.J.** 2014. Orders out of chaos – molecular phylogenetics reveals the complexity of shark and stingray tapeworm relationships. *Int. J. Parasitol.* 44: 55-73.
- CAIRA, J.N. & JENSEN, K.** 2015. Insights on the identities of sharks of the *Rhizoprionodon acutus* (Elasmobranchii: Carcharhiniformes) species complex based on three new species of *Phoreiobothrium* (Cestoda: Onchoproteocephalidea). *Zootaxa.* 4059: 335-350.
- CALENIUS, G.** 1980. Parasites of fish in Finland. III. Ciliates of the family Urceolariidae (Dujardin, 1851). *Acta Acad. Ahoensis.* 40: 1-15.
- CALLICÓ FORTUNATO, R.** 2009. Las áreas protegidas rioplatenses como herramientas para la conservación de la ictiofauna. Tesis de grado, Universidad de Buenos Aires. 74 pp.
- CALVIÑO, P. A.** 2007. Precisión sobre la localidad tipo de cuatro especies de peces de aguas continentales colectadas por Charles Darwin, en Maldonado, Uruguay. *Boletín del Killi Club Argentino, BIBKCA.* 13:40-51.
- CANTATORE, D. M. P. & TIMI, J. T.** 2015. Marine parasites as biological tags in South American Atlantic waters, current status and perspectives. *Parasitol.* 142(1): 5-24.
- CARLSON, C. J., BURGIO, K. R., DOUGHERTY, E. R., PHILLIPS, A. J., BUENO, V. M., CLEMENTS, C. F., ... & GETZ, W. M.** (2017). Parasite biodiversity faces extinction and redistribution in a changing climate. *Sci. Adv.* 3(9): e1602422.
- CARVALHO, A., ROLAND TAVARES, L. E., LUQUE, J. L.** 2008. Metacercárias tipo *Neascus* em *Geophagus brasiliensis* (Perciformes: Cichlidae) do rio do Peixe, Juiz de Fora, Brasil. *Acta Sci. Anim. Sci.* 30: 315-320.
- CARVALHO, A., ROLAND TAVARES, L.E., LUQUE, J.L.** 2010. Variação sazonal dos metazoários parasitos de *Geophagus brasiliensis* (Perciformes: Cichlidae) no rio Guandu, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Acta Sci. Anim. Sci.* 32: 159-167.
- CARVALHO, A., KOZLOWISKI DE AZEVEDO, R., DORO ABDALLAH, V., LUQUE, J. L. F.** 2012. Metacercárias de Diplostomidae (Digenea: Diplostomoidea) em *Geophagus brasiliensis* (Perciformes: Cichlidae) do rio Guandu, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Acta Sci. Anim. Sci.* 34: 233-239.

- CASCIOTTA, J., ALMIRÓN, A., CIONE, A., & AZPELICUETA, M.** 1999. Brazilian freshwater fish assemblages from southern Pampean area, Argentina. *Biog. (Paris)*. 75(2): 67-78.
- CAZORLA, A. C. L., DURÁN, W., & TEJERA, L.** 2003. Alimentación de la ictiofauna del río Sauce Grande, provincia de Buenos Aires, Argentina. *Biol. Acuát.* 20: 73-79.
- CELLONE, F., DELUCHI, M., MELO, M. & CAROL, E.** 2014. Interacción entre los usos de la tierra y los recursos hídricos en la cuenca del arroyo Buñirigo, Argentina. 2º Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras. Santa Fe.
- CHAI, J. Y. & LEE, S. H.** 2002. Food-borne intestinal trematode infections in the Republic of Korea. *Parasitol. Int.* 51:129-154
- CHAPMAN, J. M., MARCOGLIESE, D. J., SUSKI, C. D., & COOKE, S. J.** 2015. Variation in parasite communities and health indices of juvenile *Lepomis gibbosus* across a gradient of watershed land-use and habitat quality. *Ecol. Indic.* 57: 564-572 .
- CHENG, T.C.** 1982. Anisakiasis. In: Handbook series in zoonoses: parasitic zoonoses. Vol.II. Florida. CRC Press. 37-52 pp.
- CHOUDHURY, A. & DICK, T.A.** 2000. Richness and diversity of helminth communities in tropical freshwater fishes: empirical evidence. *J. Biogeogr.* 27(4): 935-956.
- CHUBB, J.C.** 1977. Seasonal occurrence of helminths in freshwater fishes Part I.Monogenea. *Adv. Parasitol.* 15: 133-199.
- CHUBB, J.C.** 1980. Seasonal occurrence of helminths in freshwater fishes. Part III. Larval Cestoda and Nematoda. *Adv. Parasitol.* 18: 1-120.
- CHUBB, J.C.** 1982. Seasonal occurrence of helminths in freshwater fishes. Part IV. Adult Cestoda. Nematoda and Acanthocephala. *Adv. Parasitol.* 20: 1-292.
- CHUVIECO, E.** 1995. Fundamentos de Teledetección Espacial (2 ed.). Ed. Rialp, Madrid, 224 pp.
- CIZAUSKAS, C. A., CARLSON, C. J., BURGIO, K. R., CLEMENTS, C. F., DOUGHERTY, E. R., HARRIS, N. C., & PHILLIPS, A. J.** 2017. Parasite vulnerability to climate change: an evidence-based functional trait approach. *R. Soc. Open Sci.* 4: 160535.
- CLARKE, K. R. & GORLEY, R. N.** 2015. Getting started with PRIMER v7. PRIMER-E: Plymouth, Plymouth Marine Laboratory. 20(1).
- COHEN, S. C., JUSTO, M. C. N. & KOHN, A.** 2013. South American Monogeneoidea parasites of fishes, amphibians and reptiles. Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).
- COORS, A., DECAESTECKER, E., JANSEN, M. & DE MEESTER, L.** 2008. Pesticide exposure strongly enhances parasite virulence in an invertebrate host model. *Oikos.* 117: 1840-1846.

- CORTELEZZI, A., SIERRA, M.V., GÓMEZ, N., MARINELLI, C. & RODRIGUES CAPÍTULO, A.** 2013. Macrophytes, epipellic biofilm, and invertebrates as biotic indicators of physical habitat degradation of lowland streams (Argentina). *Environmental Monitoring and Assessment*. 185: 5801– 5815.
- CREMONTE, F., & FIGUERAS, A.** 2004. Parasites as possible cause of mass mortalities of the presently critically endangered clam *Mesodesma mactroides* on the Southwest Atlantic coast. *Bull. Eur. Ass. Fish Pathol.* 24(3).
- CREMONTE, F., FIGUERAS, A., & BURRESON, E. M.** 2005. A histopathological survey of some commercially exploited bivalve molluscs in northern Patagonia, Argentina. *Aquaculture*. 249(1-4): 23-33.
- CURRAN, S. S., PULIS, E. E., ANDRES, M. J. & OVERSTREET, R. M.** 2018. Two new species of *Saccocoelioides* (Digenea: Haploporidae) with phylogenetic analysis of the family, including species of *Saccocoelioides* from North, Middle, and South America. *J. Parasitol.* 104(3):221-239.
- CWQG (Canadian Water Quality Guidelines).** 1987. Canadian Council of Resource and Environmental Ministers.
- DE LAS MERCEDES AZPELICUETA, M., FIGUEROA, D. E., DIAZ DE ASTARLOA, J. M. & COUSSEAU, M. B.** 1998. Freshwater fishes in a world reserve of biosphere: Mar Chiquita coastal lagoon (Buenos Aires, Argentina). *Biogeogr.* 74(2):85-90.
- DE, N.C.; MAITY, R.N.** 2000. Development of *Procamallanus saccobranchi* (Nematoda: Camallanidae), a parasite of a freshwater fish in India. *Folia Parasitol.* 47(3): 216-226.
- DEARDORFF, T. & R. OVERSTREET.** 1981. Review of *Hysterothylacium* and *Iheringascaris* (both previously=Thynnascaris) (Nematoda: Anisakidae) from the northern gulf of Mexico. *P. Biol. Soc. Wash.* 93 (4): 1035 – 1079.
- DELGADO, M. I., CAROL, E. S., MAC DONAGH, M. E., & CASCO, M. A.** 2017. Análisis interdisciplinario de una cuenca con creciente actividad antrópica (Arroyo El Pescado, Buenos Aires). VI Congreso Bianual PROIMCA y IV Congreso Bianual PRODECA. Bahía Blanca.
- DELGADO, M. I., CAROL, E. S., DI LELLO, C. V., & MAC DONAGH, M. E.** 2020. Distribución y concentración de elementos traza en aguas superficiales y subterráneas del arroyo El Pescado, Argentina. Reunión Argentina de Geoquímica de la Superficie (RAGSU), La Plata.
- DIAMANT A., BANET A., PAPERNA I., WESTERNHAGEN H.V., BROEG K., KRÜNER G., KÖRTING W. & ZANDER S.** 1999. The use of fish metabolic, pathological and parasitological indices in pollution monitoring. II. The Red Sea and Mediterranean. *Helgol. Mar.Res.* 53: 195-208.
- DÍAZ, M.T. & GONZÁLEZ, T.G.** 1990. Ciclo de vida de *Saccocoelioides tarpazensis* n. sp. (Trematoda: Haploporidae). *Acta Cient. Venez.* 41 : 327-336.
- DICK, T. A., CHAMBERS, C. & ISINGUZO, I.** 2006. Cestoidea (phylum Platyhelminthes). *Fish diseases and disorders*, Vol. 1. CABI Books. 391-416 pp.

- DIGIANI, M.C.** 2000. Digeneans and cestodes parasitic in the white-faced ibis *Plegadis chihi* (Aves: Threskiornithidae) from Argentina. *Folia Parasitol.* 47: 195–204.
- DOBSON, A., LAFFERTY, K. D., KURIS, A. M., HECHINGER, R. F. & JETZ, W.** 2008. Homage to Linnaeus: How many parasites? How many hosts?. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA.* 105: 11482–11489.
- DOMA, I. L., & OSTROWSKI DE NÚÑEZ, M.** 1994. Population biology of *Posthodiplostomum namum* Dubois, 1937 (Trematoda, Diplostomidae) in *Jenynsia lineata* and *Cnesterodon decemmaculatus* (Pisces, Atheriniformes), of Chis-Chis Lagoon, Province of Buenos Aires, Argentina. *Rev. Bras. Biol.* 54(4): 669–679.
- DRAGO F.B.** 1997. Dinámica estacional y ecología de las poblaciones de parásitos de *Hyphessobrycon meridionalis* Ringuelet, Miquelarena & Menni, 1978 (Pisces-Characidae). *Gayana.* 61: 15–22.
- DRAGO, F. B.** 2004. Dinámica estacional y ecología de las poblaciones de parásitos del pejerrey *Odontesthes bonariensis* (Cuvier & Valenciennes, 1835), en lagunas de la provincia de Buenos Aires. Tesis doctoral, Universidad Nacional de La Plata. 254 pp.
- DRAGO, F. B.** 2012. Community structure of metazoan parasites of silverside, *Odontesthes bonariensis* (Pisces, Atherinopsidae) from Argentina. *Iheringia. Série Zoologia.* 102: 26–32.
- DRAGO, F. B., & LUNASCHI DE REDOLATTI, L. I.** 2015. Update of checklist of digenean parasites of wild birds from Argentina, with comments about the extent of their inventory. *Neotrop. Helminthol.* 9.
- DRAGO, F. B.** 2017. Macroparásitos: diversidad y biología. EDULP. 188 pp.
- DRAGO, F. B., NÚÑEZ, V., & DÍAZ, M. D.** 2020. Checklist of the nematode parasites of wild birds of Argentina. *Revue suisse de Zool.* 127(1): 43–61.
- DUARTE, N., ROSA, N., SANTOS, M. J., & REBELO, J.** 2000. Estudo de ectoparasitas das brânquias de robalo (*Dicentrarchus labrax* L.) da Ria de Aveiro. *Rev. Biol.* 18(2): 59–68.
- DUBOIS, G.** 1938. Monographie des Strigeida (Trematoda). *Bull. Soc. Neuchl. Sci. Nat.* 6: 1–535
- DUDGEON, D.** 2019. Multiple threats imperil freshwater biodiversity in the Anthropocene. *Curr. Biol.* 29: R960–R967 21.
- EIZAGUIRRE, C., LENZ, T. L., SOMMERFELD, R. D., HARROD, C., KALBE, M. & MILINSKI, M.** 2011. Parasite diversity, patterns of MHC II variation and olfactory based mate choice in diverging three-spined stickleback ecotypes. *Evolutionary Ecology.* 25(3): 605–622.
- ESCALANTE, A. H.** 1987. Dieta comparativa de *Cheirodon interruptus interruptus* (Osteichthyes, Characidae) en ambientes lénticos y lóticos de la provincia de Buenos de Aires. *Rev. Mus. La Plata (NS), Sec. Zool. Tomo XIV (152):* 35–45
- ESCH, G.W., KENNEDY, C.R., BUSH, A.O. & AHO, J.M.** 1988. Patterns in helminth communities in freshwater fish in Great Britain: Alternative strategies for colonization. *Parasitology* 96: 519–532.

- ESCH, G. W., SHOSTAK, A. W., MARCOGLIESE, D. J. & GOATER, T. M.** 1990. Patterns and processes in helminth parasite communities: an overview. *Parasite communities: patterns and processes*. 1-19.
- ESCH, G. W., & FERNANDEZ, J. C.** 1994. Snail-trematode interactions and parasite community dynamics in aquatic systems: A review. *American Midland Naturalist*. 209-237.
- FANTON, H., FRANQUET, E., LOGEZ, M., CAVALLI, L., & KALDONSKI, N.** 2022. Acanthocephalan parasites reflect ecological status of freshwater ecosystem. *Sci. Total Environ.* 838: 156091.
- FAUST, C. L., DOBSON, A. P., GOTTDENKER, N., BLOOMFIELD, L. S., MCCALLUM, H. I., GILLESPIE, T. R., ... & PLOWRIGHT, R. K.** 2017. Null expectations for disease dynamics in shrinking habitat: Dilution or amplification? *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 372: 20160173.
- FELLIS, K. J., & ESCH, G. W.** 2005. Autogenic-allogenic status affects interpond community similarity and species area relationship of macroparasites in the bluegill sunfish, *Lepomis macrochirus*, from a series of freshwater ponds in the piedmont area of North Carolina. *Journal of Parasitology*. 91(4): 764-767.
- FERNÁNDEZ, J. G. G.** 2012. Parasitofauna of tilapia cause mortalities in fingerlings in two fishfarms, Lima, Peru. *Neotrop. Helminthol.* 6(2): 219-229.
- FERNÁNDEZ, V., DUBROVSKY BERENZTEIN, N. & MARASAS, M.** 2014. Agrobiodiversidad en sistemas hortícolas familiares. *LEISA Rev. Agroecol.* 30 (1): 26-28.
- FERRARI, L., BENÍTEZ, J., FICELLA, M., MASTRÁNGELO, M., SOMMA, A., PALACIO, M. & TRIPOLI, L.** 2017. Manual de procedimiento básico para la cría de *Cnesterodon decemmaculatus* en laboratorio. Ed. UnLu. 49 pp.
- FERREIRA, A. C.** 2015. Respuestas poblacionales de macroinvertebrados a distintas calidades de agua en cuerpos lóticos de la llanura pampeana. Tesis doctoral, Universidad Nacional de La Plata. 179 pp.
- FERREIRA, M. M, PASSADOR, R. J, TAVARES-DIAS, M.** 2019. Community ecology of parasites in four species of *Corydoras* (Callichthyidae), ornamental fish endemic to the eastern Amazon (Brazil). *An. Acad. Bras. Cienc.* 91(1): e20170926.
- FISCHTHAL, J. H.** 1949. The over-wintering of black grubs and yellow grubs in fish. *J. Parasitol.* 35: 191-192.
- FONT, W. F., R. M. OVERSTREET & R. W. HEARD.** 1984. Taxonomy and biology of *Phagicola nana* (Digena: Heterophyidae). *Trans. Am. Microsc. Soc.* 103: 408-422
- FREDENSBORG, B. L., MOURITSEN, K. N. & POULIN, R.** 2006. Relating bird host distribution and spatial heterogeneity in trematode infections in an intertidal snail-from small to large scale. *Mar. Biol.* 149:275-283.
- FRENGÜELLI, J.** 1956. Rasgos generales de la hidrografía de la Provincia de Buenos Aires. *LEMIT.* 2:1-19.

- FREYRE, L. R., MAROÑAS, M. E., MOLLO, S., SENDRA, E. D. & DOMÁNICO, A. A.** 2003. Variaciones supra-anales de la ictiofauna de lagunas bonaerenses. *Biología acuática*. 20 : 63-67.
- FUJIMOTO, R. Y., DO COUTO, M. V. S., SOUSA, N. D. C., MADI, R. R., EIRAS, J. C. & MARTINS, M. L.** 2018. Sazonalidade da infecção por *Procamallanus (Spirocamallanus) inopinatus* (Nematoda: Camallanidae) em *Bryconops melanurus* (Characiformes: Iguanodectidae). *Bol. Inst. Pesca*. 44(4): e334.
- GARCÍA, M.** 2011. El cinturón hortícola platense: ahogándonos en un mar de plásticos. Un ensayo acerca de la tecnología, el ambiente y la política. *THEOMAI*. 23: 35-53.
- GARCÍA, I. D., PARACAMPO, A. H., MAROÑAS, M. E., & BONETTO, C. A.** 2012. Efecto del uso del suelo sobre la dieta de *Astyanax rutilus* en tres arroyos pampeanos. VII Congreso de Medio Ambiente. La Plata, Argentina.
- GARCÍA, I. D.** 2019. Desarrollo de un sistema de cría para *Cheirodon interruptus*: una alternativa a la explotación de poblaciones silvestres y para el uso de la especie en bioensayos de toxicidad. Tesis doctoral, Universidad Nacional de La Plata. 131 pp.
- GARGOLOFF, N., ABBONA, E. & SARANDÓN, S.** 2010. Análisis de la racionalidad ecológica en agricultores hortícolas de La Plata, Argentina. *Rev. Bras. Agroecol.* 5(2): 288-302.
- GEORGE-NASCIMENTO, M. A.** 1987. Ecological helminthology of wildlife animal hosts from South America: a literature review and a search for patterns in marine food webs. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 60: 181-202.
- GIBSON, D. I., JONES, A., & BRAY, A.** 2002. Keys to the Trematoda. Vol. 1. CAB International and The Natural History Museum, London.
- GODZ, P., GONZÁLEZ BELO, R.A, COSTA, J.L., LAZOVICH, M. & VIDAL, N.** 1983. La Pampa deprimida de la Provincia de Buenos Aires- Argentina. Coloquio Internacional sobre Hidrología de Llanuras. Olavarría. Argentina.
- GÓMEZ, L., CELLONE, F. & CAROL, E.** 2013. Evaluación de los cambios hidroquímicos y ambientales en el arroyo Buriñigo (Buenos Aires). 4º Congreso de Ciencias Ambientales - COPIME. La Plata, Argentina.
- GONÇALVES, R. A., OLIVEIRA, M. S. B., NEVES, L. R. & TAVARES-DIAS M.** 2016. Seasonal pattern in parasite infracommunities of *Hoplerythrinus unitaeniatus* and *Hoplias malabaricus* (Actinopterygii: Erythrinidae) from the Brazilian Amazon. *Acta Parasitol.* 61(1): 119-129.
- GRILL, G., LEHNER, B., THIEME, M., GEENEN, B., TICKNER, D., ANTONELLI, F., ... & ZARFL, C.** 2019. Mapping the world's free-flowing rivers. *Nature*. 569: 215-221.
- HAAPARANTA, A. E., VALTONEN & T., HOFFMANN, R. W.** 1994. Pathogenicity and seasonal occurrence of *Henneguya creplini* (Protozoa, Myxosporea) on the gills of perch *Perca fluviatilis* in Central Finland. *Dis Aquat Org.* 20:15-22.
- HALMETOJA, A., VALTONEN, E-T. & TASKINEN, J.** 1992. Trichodinids (Protozoa) on fish from four central Finnish lakes of differing water quality. *Aqua Fennica*. 22: 59-70.

- HAMANN, M. I.** 1982. Parásitos del sábalo (*Prochilodus platensis* Holmberg, 1889) del Río Paraná Medio, República Argentina (Pisces, Tetragonopteridae). *Hist. Nat.* 2: 233-237.
- HAMANN, M. I.** 1983. Digeneos parásitos de peces dulceacuícolas del nordeste argentino. *Com. Cient. CECOAL.* 15: 1-8.
- HANZELOVÁ, V. & GERDEAUX, D.** 2003. Seasonal occurrence of the tapeworm *Proteocephalus longicollis* and its transmission from copepod intermediate host to fish. *Parasitol. R.* 91: 130-136.
- HECHINGER, R. F. & LAFFERTY, K. D.** 2005. Host diversity begets parasite diversity: bird final hosts and trematodes in snail intermediate hosts. *Proc. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.* 272:1059-1066.
- HOFFMAN, G. L. & PUTZ, R. E.** 1965. The black-spot (*Uvulifer ambloplitis*: Trematoda: Strigeoidea) of centrarchid fishes. *Trans. Am. Fish. Soc.* 94: 143-151.
- HOFFMAN G. L.** 1999. *Parasites of North American Freshwater Fishes.* 2nd. Ed. Cornell University Press, New York, 317 pp.
- HOSHINO, M. D. F. G., NEVES, L.R. & TAVARES-DIAS M.** 2016. Parasite communities of the predatory fish, *Acestrorhynchus falcatus* and *Acestrorhynchus falcirostris*, living in sympatry in Brazilian Amazon. *Rev. Bras. Parasitol. Vet.* 25(2): 207-216.
- HOSSAIN, M. M. M., FERDOUSHI, J. & RUPOM, A. H.** 2018. Biology of anchor worms (*Lernaea cyprinacea*). *J. Entomol. Zool. Stud.* 6(1): 910-917.
- HUDSON, P. J., DOBSON, A. P., & LAFFERTY, K. D.** 2006. Is a healthy ecosystem one that is rich in parasites?. *Trends Ecol. Evol.* 21(7): 381-385.
- HUDSON, P.** 2007. *Parasites, diversity, and the ecosystem.* Oxford University Press, 229 pp.
- HURTADO, M. A., GIMÉNEZ, J. E., CABRAL, M. G., SILVA, M. M. D., MARTINEZ, O. R., CAMILIÓN, M. C., ... & LUCESOLI, H.** 2006. Análisis ambiental del partido de La Plata, 129 pp.
- HUSPENI, T. C. & LAFFERTY, K. D.** 2004. Using larval trematodes that parasitize snails to evaluate a saltmarsh restoration project. *Ecol. Appl.* 14, 795-804.
- ISLAS-ORTEGA, A. G. & AGUILAR-AGUILAR, R.** 2014. *Trichodina mutabilis* (Protozoa: Ciliophora: Trichodinidae) from the characid fish *Astyanax mexicanus* in the Cuatro Ciénegas region, northern Mexico. *Rev. Mex. Biodivers.* 85(2): 613-616.
- JOGUNOORI, W., KRITSKY, D. C. & VENKATANARASIAH, J.** 2004. Neotropical Monogenoidea. 46. Three new species from the gills of introduced aquarium fishes in India, the proposal of *Heterotylus* ng and *Diaphorocleidus* ng, and the reassignment of some previously described species of *Urocleidoides* Mizelle & Price, 1964 (Polyonchoinea: Dactylogyridae). *Syst. Parasitol.* 58(2): 115-124.
- JOHNSON, P. T. J. & CHASE J. M.** 2004. Parasites in the food web: linking amphibian malformations and aquatic eutrophication. *Ecol. Lett.* 7:521-526.

- JOHNSON, P. T. J., CHASE, J. M., DOSCH, K. L., GROSS, J., HARTSON, R. B., LARSON, D., SUTHERLAND D. R. & CARPENTER S. R.** 2007. Aquatic eutrophication promotes pathogenic infection in amphibians. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 104:15781–15786.
- JOHNSON, P. T., WOOD, C. L., JOSEPH, M. B., PRESTON, D. L., HAAS, S. E. & SPRINGER, Y. P.** 2016. Habitat heterogeneity drives the host-diversity-begets-parasite-diversity relationship: evidence from experimental and field studies. *Ecol. Lett.* 19: 752–761.
- JONES, A., BRAY, R. A., & GIBSON, D. I.** 2005. Keys to the Trematoda: Volume 2. CABI Publishing and The Natural History Museum. 762 pp.
- JOUSIMO, J., TACK, A. J. M., OVASKAINEN, O., MONONEN, T., SUSI, H., TOLLENAERE, C. & LAINE, A.-L.** 2014. Ecological and evolutionary effects of fragmentation on infectious disease dynamics. *Science*. 344(6189): 1289–1293.
- KARR, J., K. FAUSH, P., ANGERMEIER, P. YANT & I. SCHLOSSER.** 1986. Assessing Biological Integrity in Running Waters a Method and Its Rationale. Illinois Natural History Survey Special publication. 5: 1-28.
- KARR, J.T.** 1999. Defining and measuring river health. *Freshw. Biol.* 41: 221–234.
- KARVONEN, A., SEPPÄLÄ, O. & VALTONEN, E. T.** 2004. Parasite resistance and avoidance behaviour in preventing eye fluke infections in fish. *Parasitol.* 129: 159–164.
- KHAN, R. A.** 1991. Influence of pollution on parasites of aquatic animals. *Ann. Parasitol. Hum. Coop.* 66 (Suppl. 1): 49-51
- KOHN, A., FERNANDES, B. M. N. & COHEN, S. C.** 2007. South American Trematodes parasites of fishes. Editora Imprinta, Rio de Janeiro, 318 pp.
- KUBITZA, F.** 2008. Uma coleção de artigos sobre tilápia. Panorama da aquicultura.
- KUIDONG, X.** 2007. Trichodinid ectoparasites (Ciliophora, Peritrichia) from the tiger puffer *Takifugu rubripes* in the Yellow Sea, with revision of *Trichodina jadratica* Raabe, 1958. *Acta Protozool.* 46(4): 311-324.
- KUMARAGURU, A. K., BEAMISH, F. W. H. & WOO, P. T. K.** 1995. Impact of a pathogenic haemoflagellate, *Cryptobia salmositica* Katz, on the metabolism and swimming performance of rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum). *J. Fish Dis.* 18(4): 297-305.
- KURIS, A. M., HECHINGER, R. F., SHAW, J. C., WHITNEY, K. L., AGUIRRE-MACEDO, L., BOCH, C. A., ... & LAFFERTY, K. D.** 2008. Ecosystem energetic implications of parasite and free-living biomass in three estuaries. *Nat.* 454: 515–518.
- KVACH, Y., ONDRAČKOVÁ, M., BRYJOVÁ, A., & JURAJDA, P.** 2017. Parasites as biological tags of divergence in Central European gudgeon populations (Actinopterygii: Cyprinidae: Gobioninae). *Biologia.* 72(6): 671-679.
- LACERDA, A., ROUMBEDAKIS, K., JUNIOR, J., NUÑER, A., PETRUCIO, M. & MARTINS, M.** 2017. Fish parasites as indicators of organic pollution in southern Brazil. *J. Helminthol.* 92: 322–331.

- LAFFERTY, K. D.** 1997. Environmental parasitology: What can parasites tell us about human impacts on the environment?. *Parasit. Today.* 13(7): 251–255.
- LAFFERTY, K. D., DOBSON, A. P. & KURIS, A. M.** 2006. Parasites dominate food web links. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 103(30): 11211–11216.
- LAFFERTY, K.D. & KURIS, A.M.** 2009. Parasites reduce food web robustness because they are sensitive to secondary extinction as illustrated by an invasive estuarine snail. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 364: 1659–1663.
- LAFFERTY, K.D.** 2012. Biodiversity loss decreases parasite diversity: theory and patterns. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 367: 2814–2827 24.
- LEITE, L. A. R., PELEGRINI, L. S., AGOSTINHO, B. N., AZEVEDO, R. K. D. & ABDALLAH, V. D.** 2018. Biodiversity of the metazoan parasites of *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1837) (Characiformes: Prochilodontidae) in anthropized environments from the Batalha River, São Paulo State, Brazil. *Biota Neotropica.* 18(3).
- LEMLY, D. A. & G. W. ESCH.** 1983. Differential survival of metacercariae of *Uvulifer ambloplitis* (Hughes, 1927) in juvenile centrarchids. *J. Parasitol.* 69: 746–749.
- LEMLY, D. A. & G. W. ESCH.** 1984. Population biology of the trematode *Uvulifer ambloplitis* (Hughes, 1927) in juvenile bluegill sunfish, *Lepomis macrochirus*, and largemouth bass, *Micropterus salmoides*. *J. Parasitol.* 70: 466–474.
- LENTINI, R. M. C.** 2006. Estrategia educativa para proteger el Arroyo El Pescado. Congreso de Zoonosis, Mesa redonda sobre Bioseguridad. La Plata, Argentina.
- LEONARD, A., HYNE, V., LIM, R. & VAN DER BRINK, P.J.** 2000. Riverine endosulfan concentration in the Namoi River, Australia: link to cotton field runoff and macroinvertebrate population densities. *Environ. Toxicol. Chem.* 19:1540–1551..
- LIBERMAN, E. L., VOROPAEVA, E. L. & KOZLOV, S. A.** 2019. Parasitofauna of pike *Esox lucius* of the Lower Tobol (Russia). *Biosystems Diversity.* 27(3): 214–220.
- LIOTTA, J.** 2000. Ictiofauna de arroyos del noreste bonaerense. Primeras Jornadas sobre Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos. Junín, Buenos Aires, Argentina.
- LIZAMA, M. L. P. L., TAKEMOTO, R. M. & PAVANELLI, G. C.** 2006. Influence of the seasonal and environmental patterns and host reproduction on the metazoan parasites of *Prochilodus lineatus*. *Braz. Arch. Biol. Technol.* 49 (4): 611–622.
- LLOMPART, F., PARACAMPO, A., SOLIMANO, P. & GARCÍA, I.** 2012. Peces de la Reserva Natural Punta Lara. Inventario de los Vertebrados de la Reserva Natural Punta Lara, provincia de Buenos Aires, Argentina. Buenos Aires, Argentina: Temas de Naturaleza y Conservación, Monografía de Aves Argentinas N° 8. Ed. Roesler I, Agostini MG.
- LOM, J., & DYKOVÁ, I.** 1992. Protozoan parasites of fishes. Elsevier Science. 315 pp.

- LÓPEZ, H. L., BAIGÚN, C. R., IWASZKIW, J. M., DELFINO, R. & PADÍN, O. H.** 2001. La cuenca del Salado: uso y posibilidades de sus recursos pesqueros. Editorial de la Universidad Nacional de La Plata (EDULP).60 pp.
- LÓPEZ, H. L., PROTOGINO, L. C., MANTINIAN, J. E. & ATHOR, J.** 2009. Ictiofauna de los arroyos de la Reserva de Biósfera Parque Costero del Sur. Ed. Fundación de Historia Natural Félix de Azara, 262-273 pp.
- LÓPEZ-HERNÁNDEZ, D., LOCKE, S. A., DE MELO, A. L., RABELO, É. M. L. & PINTO, H. A.** 2018. Molecular, morphological and experimental assessment of the life cycle of *Posthodiplostomum nanum* Dubois, 1937 (Trematoda: Diplostomidae) from Brazil, with phylogenetic evidence of the paraphyly of the genus *Posthodiplostomum* Dubois, 1936. *Infect. Genet. Evol.* 63: 95-103.
- LOREAU, M., ROY, J. & TILMAN, D.** 2005. Linking ecosystem and parasite ecology. *Parasitism and ecosystems.* 1: 13-22.
- LORIER, E. & BEROIS, N.** 1995. Reproduction and embrionary nurture in *Cnesterodon decemmaculatus* (Teleostei: Poeciliidae). *Rev. Bras. Biol.* 55: 27-44.
- LUCINDA, P. H. F.** 2005. Systematics of the genus *Cnesterodon* Garman, 1895 (Cyprinodontiformes: Poeciliidae: Poeciliinae). *Neotrop. Ichthyol.* 303- 311.
- LUNASCHI L. I.** 1984. Helminths parasites of fishes of fresh water of Argentina I. Three new species of the genus *Saccocoelioides* Szidat, 1954 (Trematoda - Haploporidae). *Neotrópica.* 30: 31-42.
- LUNASCHI, L. & DRAGO F.** 1995. *Wolffhugelia matercula* Mañe-Garzón & Dei Cas, 1974 (Neoechinorhynchidae - Gracilisentinae) en peces de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Gayana.* 59 (2): 109 - 115.
- LUNASCHI, L. I.** 1996. Redescrición y sinonimia de *Saccocoelioides nanii* Szidat, 1954 (Digenea - Haploporidae). *Neotrópica.* 42: 81-84.
- LUNASCHI, L. I.** 2002. Redescrición de *Saccocoelioides octavus* Szidat, 1970 y *S. bacilliformis* Szidat, 1973 (Digenea, Haploporidae), parásitos del género *Astyanax* Baird & Girard, 1854 (Pisces: Characidae). *Gayana.* 66: 31-37.
- LUNASCHI, L. I., & DRAGO, F. B.** 2007a. Checklist of digenean parasites of wild mammals from Argentina. *Zootaxa.* 1580(1): 35-50.
- LUNASCHI LI., CREMONTE, F., & DRAGO, F. B.** 2007b. Checklist of digenean parasites of birds from Argentina. *Zootaxa.* 1403: 1-36.
- LUQUE, J. L. & POULIN, R.** 2008. Linking ecology with parasite diversity in Neotropical fishes. *J. Fish Biol.* 72: 189-204.
- LUQUE, J. L., AGUIAR, J. C., VIEIRA, F. M., GIBSON, D. I. & SANTOS, C. P.** 2011. Checklist of Nematoda associated with the fishes of Brazil. *Zootaxa.* 3082: 1-88.

- MAC DONAGH, M. E., DELGADO, M. I., MERODIO, C. & CAROL, E. S.** 2019. Variación espacial de la biomasa fitoplanctónica y parámetros de la calidad del agua en un arroyo pampeano con distintos impactos antrópicos. X Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos. Buenos Aires, Argentina.
- MACKENZIE, K., WILLIAMS, H. H., WILLIAMS, B., MCVICAR, A. H. & SIDDALL, R.** 1995. Parasites as indicators of water quality and the potential use of helminths transmission in marine pollution studies. *Adv. Parasitol.* 35:86-144.
- MACKENZIE, K.** 1999. Parasites as pollution indicators in marine ecosystems: a proposed early warning system. *Mar. Pol. Bull.* 38, 955-959.
- MAIOLA, O. C., GABELLONE, N. A. & HERNÁNDEZ, M. A.** 2003. Inundaciones en la región pampeana. Ed. Universidad Nacional de La Plata, 266 pp.
- MANASSERO, M., CAMILIÓN, C. & RONCO, A.** 2010. Texturas argilominerales y metales en sedimentos de fondo de arroyos de la franja costera sur del Río de la Plata. *Rev. Asoc. Geol. Argent.* 67 (1): 105 - 111.
- MANCINI, M., NICOLA, I., LARRIESTRA, A. & SALINAS, V.** 2005. Patrones de riesgo e implicancias de la presencia de *Contracaecum* sp. (Nematoda, Anisakidae) en pejerrey *Odontesthes bonariensis* (Pisces, Atherinopsidae). *Biología Acuática.* 22: 197-202.
- MAÑÉ GARZÓN, F. & DEI-CAS, E..** 1974. Un acanthocéphale nouveau *Wolffhugelia matercula* n. gen., n. sp. de l'intestin de *Fitzroyia lineata* (Jenyns) (Poisson) en Uruguay. *Ann. Parasitol.* 49 (1): 83 - 89.
- MARCOGLIESE, D. J.** 1991a. Aparición estacional de *Lernaea cyprinacea* en peces en el lago Belews, Carolina del Norte. *Rev. Parasitol.* 77 (2): 326-327.
- MARCOGLIESE, D. J. & CONE, D. K.** 1991b. Importance of lake characteristics in structuring parasite communities of salmonids from insular Newfoundland. *Can. J. Zool.* 69(12): 2962-2967.
- MARCOGLIESE, D. J. & CONE, D. K.** 1997a. Food webs: a plea for parasites. *Trends Ecol. Evol.* 12:320-325.
- MARCOGLIESE, D. J. & CONE, D. K.** 1997b. Parasite communities as indicators of ecosystem stress. *Parasitol.* 39:227-232.
- MARCOGLIESE, D. J., & PRICE, J.** 1997. The paradox of parasites. *Global biodiversity.* 7(3): 7-15.
- MARCOGLIESE, D. J.** 2001. Pursuing parasites up the food chain: implications of food web structure and function on parasite communities in aquatic systems. *Acta Parasitol.* 46:82-93.
- 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. *Can. J. Zool.* 79(3): 355-369.

- MARCOGLIESE, D. J.** 2002. Food webs and the transmission of parasites to marine fish. *Parasitol.* 124:S83-S99
- MARCOGLIESE, D. J.** 2003. Food webs and biodiversity: are parasites the missing link? *J. Parasitol.* 89(Suppl):S106-S113.
- MARCOGLIESE, D. J.** 2004. Parasites: small players with crucial roles in the ecological theater. *EcoHealth.* 1(2): 151-164.
- MARCOGLIESE, D. J.** 2005. Parasites of the superorganism: are they indicators of ecosystem health?. *Int. J. Parasitol.* 35(7): 705-716.
- MARCOGLIESE, D. J.** 2007. Ecological monitoring and assessment network: (EMAN) Protocols for measuring biodiversity: Parasites of fishes in fresh water: Environment Canada, St. Lawrence Centre, Montreal, Quebec, Canada.
- MARCOGLIESE, D. J., LOCKE, S. A., GÉLINAS, M. & GENDRON, A. D.** 2016. Variation in parasite communities in spottail shiners (*Notropis hudsonius*) linked with precipitation. *J. Parasitol.* 102: 27-36.
- MARCOTEGUI, P. S. & MARTORELLI, S. R.** 2009. Trichodinids (Ciliophora: Peritrichida) of *Mugil platanus* (Mugiliformes: Mugilidae) and *Micropogonias furnieri* (Perciformes: Sciaenidae) from Samborombón Bay, Argentina, with the description of a new species. *Folia parasitológica.* 56(3): 167-172.
- MARCOTEGUI, P. S.** 2011. Estudios taxonómicos y ecológicos de monogenea y otros parásitos branquiales en peces de un ambiente estuarial. Tesis doctoral, Universidad Nacional de La Plata.
- 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 Protozool.* 55: 249-257.
- MARCOTEGUI, P. S., MONTES, M. M., BARNECHE, J., FERRARI, W., & MARTORELLI, S.** 2018. Geometric morphometric on a new species of Trichodinidae. A tool to discriminate trichodinid species combined with traditional morphology and molecular analysis. *International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife.* 7(2): 228-236.
- MARINE, N. R. G.** 1999. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, 5 pp.
- MARTORELLI S. R.** 1985. Estudios parasitológicos en biotopos lénticos de la República Argentina: el ciclo biológico de *Echinochasmus talaensis* sp. nov. (Digenea) parásita de *Pitangus sulphuratus bolivianus* (Aves: Tyrannidae). *Neotrópica.* 31 (86): 187-200.
- MARTORELLI S. R.** 1986. Estudios parasitológicos en biotipos lenticos de la República Argentina II: el ciclo biológico de *Homalometron pseudopallidum* sp. nov. (Digenea), parásito de *Gymnogeophagus australis* (Eigenmann, 1907) (Pisces: Cichlidae). *Neotropica.* 32: 3-12.

- MARTORELLI, S. R.** 1988. Estudios parasitológicos en biotopos lenticulares de la República Argentina III. El ciclo biológico de *Saccocoelioides carolae* Lunaschi (Digenea) parásito de *Cichlasoma facetum* (Jenyns, 1842) (Piscis: Cichlidae). Neotrópica. 32: 125-132.
- MARTORELLI, S. R., MONTES, M. M., BARNECHE, J., CARDARELLA, G. R. & CURRAN, S. S.** 2022. *Saccocoelioides kirchneri* n. sp. (Digenea: Haploporidae) from the killifish *Cnesterodon decemmaculatus* (Cyprinodontiformes: Poeciliidae) from Argentina, morphological and molecular description. J. Helminthol. 96: e37.
- MATTHEWS, W. J.** 1998. Patterns in freshwater fish ecology. Chapman y Hall, 756 pp.
- MATTHEWS, W. J., CASHNER, R. C. & GELWICK, F. P.** 1988. Stability and persistence of fish faunas and Assemblages in three midwestern stream. Copeia. 1988:945-955.
- MEHDI, N. & MAHDI, F.** 2015. Helminthic parasites as heavy metal bioindicators in aquatic ecosystems. Med. Lab. J. 9: 2632
- MELO, M.** 2019. Geohidrología de la planicie costera del Río de la Plata medio, partido de Magdalena. Tesis doctoral, Universidad Nacional de La Plata. 151 pp.
- MENDES MARQUES, T., BOEGER, W. A.** 2018. Proposal of *Tiddergasilus* gen. nov. (Ergasilidae: Cyclopoida) for *T. iheringi* comb. nov. from the gills of *Hoplias malabaricus* (Erythrinidae: Characiformes) from Brazil. Zool. 35: 1-6.
- MENÉNDEZ-HELMAN, R. J., FERREYROA, G. V., DOS SANTOS AFONSO, M. & SALIBIÁN, A.** 2015. Circannual rhythms of acetylcholinesterase (AChE) activity in the freshwater fish *Cnesterodon decemmaculatus*. Ecotox. Environ. Saf. 111: 236-241.
- MENNI, R. C. & ALMIRÓN, A. E.** 1994. Reproductive seasonality in fishes of manmade ponds in temperate South America. Neotrópica. 40(103-104): 75-85.
- MENNI, R. C., GOMEZ, S. E., & ARMENGOL, F. L.** 1996. Subtle relationships: freshwater fishes and water chemistry in southern South America. Hydrobiologia. 328, 173-197.
- MENNI, R.** 2004. Peces y ambientes en la Argentina continental. Monografías del Museo Argentino de Ciencias Naturales, Buenos Aires. 316 pp.
- MERODIO, C., TANJAL, C. & CAROL, E.** 2016a. Evaluación de los procesos hidrogeoquímicos en una cuenca del noreste de Buenos Aires afectada por efluentes industriales. I Jornadas Internacionales y III Jornadas Nacionales de Ambiente. Tandil.
- MERODIO, C., MAC DONAGH, M. E., CASCO, M. A. & CAROL, E. S.** 2016b. Estudio preliminar de las variaciones del fitoplancton y el epipelón en relación con cambios en la química del agua superficial producto del vertido de efluentes industriales. I Jornadas Internacionales y III Jornadas Nacionales de Ambiente. Tandil.
- MIGALA, K.** 1971. Studies on natural populations of parasitic protozoa on *Cyprinus carpio* L., in pond culture. Carps in the first year of life. Acta Protozool. 8: 309-339.
- MINCHELLA, D. J. & SCOTT, M. E.** 1991. Parasitism: a cryptic determinant of animal community structure. Trends Ecol. Evol. 6:250-254.

- MIQUELARENA, A. M., MANTINIAN, J. E. & LÓPEZ, H. L.** 2008. Peces de la Mesopotamia Argentina (Characiformes: Characidae: Cheirodontinae). *INSUGEO, Miscelánea*. 7: 51-90.
- MIRANDOLA, R. B. N. D. H., & VIEIRA, D.** 2022. A new species of *Tiddergasilus* Marques & Boeger, 2018 (Copepoda: Ergasilidae) from the gills of *Astyanax lacustris* (Lutken)(Osteichthyes: Characidae) in Brazil. *Syst. Parasitol.* 99: 671-681.
- MIURA, O., KANAYA, G., NAKAI, S., ITOH, H. & CHIBA, S.** 2019. Prevalence and species richness of trematode parasites only partially recovers after the 2011 Tohoku, Japan, earthquake tsunami. *Int. J. Parasitol.* 49(13-14): 1023-1028.
- MOLERO, A. M. & PISANÓ, A.** 1987. Estudios de desarrollo de *Cnesterodon decemmaculatus* (Poecilidae). *Rev. Brasil. Biol.* 47: 115-125.
- MOLLER, H.** 1987. Pollution and parasitism in the aquatic environment. *Int. J. Parasitol.* 17(2): 353-361.
- MOLNÁR, K.** 1998. Taxonomic problems, seasonality and histopathology of *Henneguya creplini* (Myxosporea) infection of the pikeperch *Stizostedion lucioperca* in Lake Balaton. *Folia Parasitol.* 45:261- 269.
- MORALES, G. & PINO, L. A.** 1987. Parasitología cuantitativa. Ed. Acta Científica Venezolana, Caracas, Venezuela. 132 pp.
- MORALES-SERNA, F. N., & DE LEÓN, G. P. P.** 2012. Los copépodos parásitos: componentes importantes de la biodiversidad. *CONABIO. Biodiversitas*. 104, 1-5.
- MORAVEC, F. & SEY, O.** 1988. Nematodes of freshwater fishes from North Vietnam. Part 1. Camallanoidea and Habronematoidea. *Věst. Čs. Spol. Zool.* 52: 128-148.
- MORAVEC, F.** 1994 Parasitic nematodes of freshwater fishes of Europe. Prague: Academy of Sciences of the Czech Republic. 462p.
- MORAVEC, F.** 1998. Nematodes of freshwater fishes of the neotropical region. Praha: Academia. 464 pp.
- MORENO O., GRANADO, C. & GARCÍA NOVO, F.** 1986. Variabilidad morfológica de *Lernaea cyprinacea* (Crustacea, Copepoda) en el embalse de Arrocampo (cuenca del Tajo, Cáceres). *Limnética*. 2:265-270.
- MUGNI, H., DEMETRIO, P., PARACAMPO, A., PARDI, M., BULUS, G. & BONETTO, C.** 2012. Toxicity Persistence in Runoff Water and Soil in Experimental Soybean Plots Following Chlorpyrifos Application. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 89:208-212.
- MURIEL-HOYOS, F., SANTANA-PIÑEROS, A. M., CRUZ-QUINTANA, Y. & SUÁREZ-MORALES, E.** 2015. A new species of *Ergasilus* Nordmann, 1832 (Copepoda: Cyclopoida: Ergasilidae) from *Bryconops giacopinii* FernándezYépez (Characidae) in the Vichada River Basin, Colombia. *Syst. Parasitol.* 92: 241-249.

- NAGASAWA, K., INOUE, A., MYAT, S. & UMINO, T.** 2007. New Host Records for *Lernaea cyprinacea* (Copepoda), a Parasite of Freshwater Fishes, with a Checklist of the Lernaeidae in Japan (1915 – 2007). *J. Grad. School of Biosp. Scien.* 46:21-33.
- NAJM, M. & FAKHAR, M.** 2015. Helminthic parasites as heavy metal bioindicators in aquatic ecosystems. *Med. Lab. J.* 9: 2632.
- NEGREIROS, L. P., FLORENTINO, A. C., PEREIRA, B. F., TAVARES-DIAS, M.** 2019. Long-term temporal variation in the parasite community structure of metazoans of *Pimelodus blochii* (Pimelodidae), a catfish from the Brazilian Amazon. *Parasitol. Res.* 118(12): 3337-3347.
- NOGA, E. J.** 2000. *Fish disease: diagnosis and treatment.* Ed. John Wiley & Sons. 544 pp
- OCÓN, C. & RODRIGUES CAPÍTULO, A.** 2012. Assessment of water quality in temperate-plain streams (Argentina, South America) using a multiple approach. *Ecol. Austral.* 22:81-91.
- OKOGWU, O. I., ANI, C. O. & UNEKE, I. B.** 2011. Distribution of *Procamallanus laevionchus* in relation to environmental variables in three tropical african rivers: the role of the host and ecosystem. *Acta Zool. Lituan.* 21(2): 145-152.
- ORTUBAY S., SEMENAS L., UBEDA C., QUAGLIOTTO, A. & VIOZZI, G.** 1994. Catálogo de peces dulceacuícolas de la Patagonia Argentina y sus parásitos metazoos. Dirección de Pesca, Subsecretaría de Recursos Naturales. Río Negro, 108 pp.
- OSTROWSKI DE NÚÑEZ, M.** 1987. Der Entwicklungszyklus von *Acanthostromun brauni* Mañe Garzon und Gil, 1961 (Trematoda, Acanthostomatidae). *Zoologischer Anzeiger.* 218(5-6): 273-286.
- OSTROWSKI DE NÚÑEZ, M.** 1973. Sobre el ciclo biológico experimental de *Posthodiplostomum nanum* Dubois 1937 (Trematoda, Diplostomatidae). *Physis.* 32: 121– 132.
- OSTROWSKI DE NÚÑEZ, M.** 1974. Estudio sobre estadios larvales de Trematodes Digeneos de peces Cyprinodontiformes. *Physis Sec. B* 33:45-61.
- OSTROWSKI DE NÚÑEZ, M.** 1976. Fauna de agua dulce en la República Argentina. IV. Las cercarias de *Ascocotyle (A.) tenuicollis* Price 1935 y de *Pygidiopsis pindoramensis* Travassos 1929 (Trematoda, Heterophyidae). *Physis Sec. B* 35:51- 57.
- OSTROWSKI DE NÚÑEZ, M. & GIL DE PERTIERRA, A.** 1991. The life history of *Acanthostomum gnerii* Szidat, 1954 (Trematoda: Acanthostomatidae), from the catfish *Rhamdia sapo* in Argentina. *Zoologischer Anzeiger.* 227(1-2), 58-71.
- OSTROWSKI DE NÚÑEZ, M.** 1992. Life history studies of Herophyid Trematodes in the Neotropical Region: *Ascocotyle (Leighia) hadra* sp. n. *Mem. Inst. Oswaldo Cruz.* 87(4):539-543.
- OSTROWSKI DE NÚÑEZ, M.** 1993. Life history studies of heterophyid trematodes in the Neotropical Region: *Ascocotyle (Phagicola) diminuta* (Stunkard&Haviland, 1924) and *A. (P.) angrense* Travassos, 1916. *Syst. Parasitol.* 24:191-199.
- OSTROWSKI DE NÚÑEZ, M.** 1995. Life history of *Pygidiopsis crassus* n. sp. (Trematoda, Digenea, Heterophyidae) in the Neotropical Region. *Mem. Inst. Oswaldo Cruz.* 90(1):13-19.

- 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 Parasitológica*. 41: 13-19
- OSTROWSKI DE NÚÑEZ, M.** 1998. Life cycle of *Ascocotyle (Phagicola) angeloi* (Digenea: Heterophyidae) in the Neotropical Region. *Folia Parasitol.* 45:199-204.
- OSTROWSKI DE NÚÑEZ, M.**1999. Fishes as definitive or intermediate hosts of Opisthorchioid trematodes in South America. *Annals of Parasitology*. 45(3).
- OSTROWSKI DE NÚÑEZ, M.** 2001. Life cycles of two next sibling species of *Ascocotyle (Ascocotyle)* (Digenea, Heterophyidae) in the Neotropical Region. *Acta Parasitol.* 46 (2): 119-129.
- OSTROWSKI DE NÚÑEZ, M., FLORES, V., VIOZZI, G. & KREITER, A.** 2004. *Stephanoprora uruguayense* Holcman-Spector et Olagüe, 1989 (Digenea, Echinostomatidae) from Argentina, and comments on species of *Stephanoprora* from birds of the Neotropical Region. *Acta Parasitol.* 49(4): 292-299.
- OSTROWSKI DE NÚÑEZ, M., & QUINTANA, M. G.** 2008. The life cycle of *Stephanoprora aylacostoma* n. sp. (Digenea: Echinostomatidae), parasite of the threatened snail *Aylacostoma chloroticum* (Prosobranchia, Thiaridae), in Argentina. *Parasitol. Res.* 102: 647-655.
- OSTROWSKI DE NÚÑEZ, M., ARREDONDO, N. J. & DE PERTIERRA, A. A. G.** 2020. Adult trematodes (Platyhelminthes) of freshwater fishes from Argentina: a checklist. *Rev. suisse Zool.* 124(1): 91-113.
- OVERSTREET, R. M.** 1997. Parasitological data as monitors of environmental health. *Parassitologia*. 39:169-17.
- OVERSTREET, R. M. & CURRAN, S. S.** 2005. Family Haploporidae Nicoll, 1914. In: Jones, A.; Bray, R. A. & Gibson, D. I. Ed. *Keys to the Trematoda*. Volume 2. Wallingford, CABI Publishing.. 129-165.
- ÔZER, A.** 2000. The occurrence of three species of *Trichodina* (Ciliophora: Peritrichia) on *Cyprinus carpio* in relation to culture conditions, seasonality and host characteristics. *Acta Protozool.* 39(1): 61-66.
- PAGGI, J.** 1972. Contribución al conocimiento de los Lernaeidae (Crustacea, Copepoda) de Argentina. *Lernaea argentinensis* sp. nov. y *Taurocheros salminisii* Brian 1924, parásitos de peces del río Paraná. *Acta Zool. Lilloana*. 29: 35-46.
- PAGGI, J.** 1976. Una nueva especie de Copepodo Lerneido. *Taurocheros tarangophilus* sp. nov., parásita de *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1974) hallada en el río Paraná. *Physis*. 35(91): 113-119.
- PARACAMPO, A.** 2013. Toxicidad de pesticidas, ensambles de peces y su relación con las características limnológicas en arroyos Pampeanos. Tesis doctoral, Universidad Nacional de La Plata.

- PARACAMPO, A., GARCÍA, I., MUGNI, H., MARROCHI, N., CARRIQUIRIBORDE, P. & BONETTO, C.** 2015. Fish assemblage of a Pamasic stream (Buenos Aires, Argentina): temporal variations and relationships with environmental variables. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.* 50(3): 145-153.
- PARACAMPO, A., MARROCHI, N., GARCÍA, I., MAIZTEGUI, T., CARRIQUIRIBORDE, P., BONETTO, C. & MUGNI, H.** 2020. Fish assemblages in Pampean streams (Buenos Aires, Argentina): relationship to abiotic and anthropic variables. *An. Acad. Bras. Cienc.* 92: e20190476.
- PAREDES DEL PUERTO, J. M., GARCÍA, I. D., MAIZTEGUI, T., PARACAMPO, A. H., RODRIGUES CAPÍTULO, L., GARCIA DE SOUZA, J. R., ... & COLAUTTI, D. C.** 2022. Impacts of land use and hydrological alterations on water quality and fish assemblage structure in headwater Pampean streams (Argentina). *Aquatic Sci.* 84(1): 1-15.
- PARKER, B., BRITTON, J. R., GREEN, I. D., AMAT-TRIGO, F. & ANDREOU, D.** 2023. Parasite infection but not chronic microplastic exposure reduces the feeding rate in a freshwater fish. *Environ. Pollut.* 320: 121120.
- PARMAR, T. K., RAWTANI, D. & AGRAWAL, Y. K.** 2016. Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. *Front. Life Sci.* 9(2): 110-118.
- PAZOS, R. S., MAIZTEGUI, T., COLAUTTI, D. C., PARACAMPO, A. H. & GÓMEZ, N.** 2017. Microplastics in gut contents of coastal freshwater fish from Río de la Plata estuary. *Mar. Pollut. Bull.* 122(1-2): 85-90.
- PÉREZ-DEL OLMO, A., RAGA, J. A., KOSTADINOVA, A. & FERNÁNDEZ, M.** 2007. Parasite communities in *Boops boops* (L.)(Sparidae) after the Prestige oil-spill: Detectable alterations. *Mar. Pollut. Bull.* 54(3): 266-276.
- PIASECKI, W., GOODWIN, A., EIRAS, J. & NOWAK, B.** 2004. Importance of Copepoda in freshwater Aquaculture. *Zool. Stud.* 43(2): 193-205.
- PINTO, H. A., MATI, V. L. T., MELO, A. L.** 2013. New records and a checklist of trematodes from *Butorides striata* (Aves: Ardeidae). *Rev. Mex. Biodivers.* 84: 1100-1110.
- PLAISTOW, S. J., TROUSSARD, J. P. & CÉZILLY, F.** 2001. The effect of the acanthocephalan parasite *Pomphorhynchus laevis* on the lipid and glycogen content of its intermediate host *Gammarus pulex*. *Int. J. Parasitol.* 31(4): 346-351.
- PLAUL, S. E., GARCIA ROMERO, N. & BARBEITO, C. G.** 2010. Distribution of the exotic parasite, *Lernaea cyprinacea* (Copepoda, Lernaeidae) in Argentina. *Bull. Eur. Ass. Fish Pathol.* 30(2):65-73.
- POLIS, G. A.** 1999. Why are parts of the world green? Multiple factors control productivity and the distribution of biomass. *Oikos.* 3-15.
- POLJANSKI, Y. U. & SHULMAN, S. S.** 1956. Age changes in the parasitic fauna of fishes Trudy Karelsk. Fill. AN. SSSR. Pedrozavodsk. 4: 3-26.

- POULIN, R.** 1992. Toxic pollution and parasitism in freshwater fish. *Parasitology Today*, 8(2), 58-61.
- POULIN, R.** 1998a. Evolutionary ecology of parasites. From individual to communities. Ed. Chapman y Hall, 212 pp.
- POULIN, R.** 1998b. Comparison of three estimators of species richness in parasite component communities. *J. Parasitol.* 8(2): 485-490
- POULIN, R.** 2007. Are there general laws in parasite ecology?. *Parasitology*. 134(6): 763-776.
- POULIN, R.** 2004. Macroecological patterns of species richness in parasite assemblages. *Basic Appl. Ecol.* 5(5): 423-434.
- POULIN, R. & LEUNG, T. L. F.** 2010. Taxonomic resolution in parasite community studies: are things getting worse? *Parasitology*. 137: 1967-1973.
- POULIN, R.** 2011. The many roads to parasitism: a tale of convergence. *Adv. Parasit.* 74: 1-40.
- POULIN, R. & LEUNG, T. L. F.** 2011. Body size, trophic level, and the use of fish as transmission routes by parasites. *Oecologia*. 166(3): 731-738.
- POULIN, R. & KAMIYA, T.** 2015. Parasites as biological tags of fish stocks: a meta-analysis of their discriminatory power. *Parasitol.* 142(1): 145-155.
- POULIN, R.** 2019. Best practice guidelines for studies of parasite community ecology. *J. Helminthol.* 93(1): 8-11.
- PRITCHARD M. H. & KRUSE G. O. W.** 1982. The collection and preservation of animal parasites. Ed. University of Nebraska Press, 141 pp.
- PULKKINEN, K. & VALTONEN, E. T.** 1999. Accumulation of plerocercoids of *Triaenophorus crassus* in the second intermediate host *Coregonus lavaretus* and their effect on growth of the host. *J. Fish Biol.* 55(1): 115-126.
- PULKKINEN, K., PASTERNAK, A. F., HASU, T. & TELLERVO VALTONEN, E.** 2000. Effect of *Triaenophorus crassus* (Cestoda) infection on behavior and susceptibility to predation of the first intermediate host *Cyclops strenuus* (Copepoda). *J. Parasitol.* 86(4): 664-670.
- QUANTUM GIS DEVELOPMENT.** Team. 2022. QGIS geographic information system. Open Source Geospatial Foundation Project. Available at: <https://qgis.org/es/site/>
- QUINTANS, F., SCASSO, F., LOUREIRO, M. & YAFE, A.** 2009. Diet of *Cnesterodon decemmaculatus* (Poeciliidae) and *Jenynsia multidentata* (Anablepidae) in a hypertrophic shallow lake of Uruguay. *Iheringia. Série Zoologia*. 99: 99-105.
- QUIRÓS, R., BOVERI, M., PETRACCHI, C., RENNELLA, A., ROSSO, J.J., SOSNOVSKY, A. & VON BERNARD, H.** 2006. Los efectos de la agriculturización del humedal pampeano sobre la eutrofización de sus lagunas. *Eutrofização na América do Sul: Causas, conseqüências e tecnologias de gerenciamento e controle*. 1-16.

- RAEYMAEKERS, J. A. M., HABLÜTZEL, P. I., GRÉGOIR, A. F., BAMPS, J., ROOSE, A. K., VANHOVE, M. P. M., VAN STEENBERGE, M., PARISELLE, A., HUYSE, T., SNOEKS, J. & VOLCKAERT, F. A. M.** 2013. Contrasting parasite communities among allopatric colour morphs of the Lake Tanganyika cichlid *Tropheus*. *BMC Evolutionary Biology*. 13: 41.
- RAISSY, M., & ANSARI, M.** 2012. Parasites of some freshwater fish from Armand river, chaharmahal va Bakhtyari province, Iran. *Iran. J. Parasitol.* 7(1): 73.
- RAMALLO, G., & AILÁN-CHOKE, L.** 2022. A checklist of the parasitic nematodes of freshwater fishes from Argentina. *Revue suisse de Zoologie*. 129(1): 59-83.
- RANZANI-PAIVA, M. J. T. & SILVA-SOUZA, A. T.** 2004. Co-infestation of gills by different parasite groups in the mullet, *Mugil platanus* Günther, 1880 (Osteichthyes, Mugilidae): effects on relative condition factor. *Braz. J. Biol.* 64: 677-682.
- RAUQUE, C., VIOZZI, G., FLORES, V., VEGA, R., WAICHEIM, A., & SALGADO-MALDONADO, G.** 2018. Helminth parasites of alien freshwater fishes in Patagonia (Argentina). *Int.J. for Parasitol.: Parasites and Wildlife*. 7(3): 369-379.
- REMES LENICOV, M., COLAUTTI, D. & LÓPEZ, H..** 2005. Ictiofauna de un ambiente lótico suburbano: el Arroyo Rodríguez (Buenos Aires, *Argentina*). *Biología Acuática* .22: 223-230.
- RICKER, W. E.** 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bull. Fish. Res. Board Can.* 191:1-382.
- RIDEOUT, N. K., COMPSON, Z. G., MONK, W. A., BRUCE, M. R., HAJIBABAEI, M., PORTER, T. M., ... & BAIRD, D. J.** 2022. Environmental filtering of macroinvertebrate traits influences ecosystem functioning in a large river floodplain. *Funct. Ecol.* 36(11):2791-2805.
- RINGUELET, R. A., ARAMBURU, R. A. & ARAMBURU, A. A.** 1967. Los peces argentinos de agua dulce. Buenos Aires, Comis. Invest. cient. 602 pp.
- RINGUELET, R. A.** 1975. Zoogeografía y ecología de los peces de aguas continentales de la Argentina y consideraciones sobre las áreas ictiológicas de América del Sur. *Ecosur*. 2 (3) :1-122.
- RODRIGUES CAPÍTULO, A., TANGORRA, M. & OCÓN, C.** 2001. Use of benthic macroinvertebrates to assess the biological status of Pampean streams in Argentina. *Aquatic Ecol.* 35(2): 109-119.
- RODRIGUES CAPÍTULO, A. & GÓMEZ, N.** 2003. Diatomeas y macroinvertebrados bentónicos en el monitoreo de sistemas lóticos bonaerenses. *Biología Acuática*. 21:1-67.
- RODRIGUES, H. O., PINTO, R. M. & NORONHA, D.** 1991. Key to the species of Brazilian *Procamallanus* with general considerations (Nematoda, mallanoidea). *Mem. Inst. Oswaldo Cruz*. 86: 107-113.
- ROMERO, M. A.** 2005. Estudio Preliminar de la parasitofauna de *Jenynsia lineata* (Jenyns, 1842) (Pisces: Atheriniformes) en cuerpos de agua dulce del área de Bahía Banca. Tesina de Grado, Universidad Nacional del sur, Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia.

ROSSIN, M. A., CANTATORE, D. M. & TAGLIORETTI, V. 2022. Avances en el estudio de la diversidad de Dactilógíridos en Argentina: reasignación de especies ante nueva evidencia molecular. Congreso Argentino de Parasitología. Ciudad de Salta.

ROSSIN, M. A., DE FRANCESCO, P. N. & TIMI, J. T. 2017. Three-dimensional morphology of rigid structures as a tool for taxonomic studies of Dactylogyridae (Monogenea). Parasitol. Res.116: 2813-2819.

ROSSO, J. J. 2007. Peces Pampeanos: Guía y Ecología. Ed. L.O.L.A., Buenos Aires, 224 pp.

ROSSO, J.J. & R. QUIRÓS. 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(6): 713-733.

ROUX, J., TOCALINO, P., GONZÁLEZ, A., SÁNCHEZ, S. & BECHARA, J. 2000. Parásitos externos de peces de importancia comercial y/o deportiva del río Paraná Superior (tramo Itunzaingo - Ita Ibate, Corrientes, Argentina). Comunicaciones Científicas y Tecnológicas. Universidad Nacional del Nordeste, Corrientes.

ROZAS, M., BOHLE, H., SANDOVAL, A., ILDEFONSO, R., NAVARRETE, A. & BUSTOS, P. 2012. First molecular identification of *Diphyllbothrium dendriticum* plerocercoids from feral rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) in Chile. J. Parasitol. 98: 1220-1226.

SALATHÉ, P. & EBERT, D. 2003. The effects of parasitism and inbreeding on the competitive ability in *Daphnia magna*: evidence for synergistic epistasis. J. Evol. Biol. 16(5): 976-985.

SÁNCHEZ, R. M. 2022. Estado sanitario de tortugas dulceacuícolas de la familia Chelidae en arroyos pampásicos de llanura y serranos con distinto impacto de contaminación. Tesis Doctoral, Universidad Nacional de La Plata.

SANTORO, M., IACCARINO, D. & BELLISARIO, B. 2020. Host biological factors and geographic locality influence predictors of parasite communities in sympatric sparid fishes off the southern Italian coast. Sci. Rep. 10: 13283.

SANTOS, C. P. & BORGES, J. N. 2020. Current knowledge of small flukes (Digenea: Heterophyidae) from South America. The Korean journal of parasitology. 58(4): 373.

SANTOS, P. H. N. & TAVARES-DIAS, M. 2017. First study on communities of parasites in *Triporthus rotundatus*, a Characidae fish from the Amazon River system (Brazil). Rev. Bras. Parasitol. Vet. 26: 28-33.

SANTOS-BUSTOS, N. G., VIOLANTE-GONZÁLEZ, J., MONKS, S., ROJAS-HERRERA, A. A., GARCÍA-IBÁÑEZ, S., FLORES-RODRÍGUEZ, P., ... & MORENO-DÍAZ, G. 2018. Species richness and similarity of metazoan parasite communities in three species of leatherjacket (Oligoplites: Pisces: Carangidae) from the Pacific coast of Mexico. Invertebrate Biology. 137(3): 205-220.

SCHMIDT, G. D. & ROBERTS, L. S. 1977. Foundations of parasitology. St. Louis, USA; The C. V. Mosby Company. 604 pp.

- SCHOLZ, T., & SALGADO-MALDONADO, G.** 2001. Metacestodes of the family Dilepididae (Cestoda: Cyclophyllidea) parasitising fishes in Mexico. *Syst. Parasitol.* 49: 23-39.
- SCHOLZ, T., AGUIRRE-MACEDO, M. L. & SALGADO MALDONADO, G.** 2001. Trematodes of the family Heterophyidae (Digenea) in Mexico: a review of species and new host and geographical records. *J. Nat. Hist.* 35(12):1733-1772.
- SCHOLZ, T.** 2006. Keys to the Trematoda. Volume II. Ed. Jones, A., Bray, R. A. and Gibson, D. I.), 768 pp.
- SCHWELM, J., SELBACH, C., KREMERS, J. & SURES, B.** 2021. Rare inventory of trematode diversity in a protected natural reserve. *Sci. Rep.* 11: 22066.
- SELBACH, C., MOURITSEN, K. N., POULIN, R., SURES, B. & SMIT, N. J.** 2022. Bridging the gap: aquatic parasites in the One Health concept. *Trends Parasitol.* 38(2): 109-111.
- SEMEŃIUK, M. B. & ALCALDE, L.** 2017. Seasonal activity and basking of the southernmost population of the freshwater turtle *Phrynops hilarii* (Chelidae). *Amphibia-Reptilia.* 38(2): 125-132.
- SENDRA, E. D. & FREYRE, L. R.** 1981. Estudio demográfico de *Cheirodon interruptus interruptus* (Pisces Tetragonopteridae) de la laguna Chascomús I. Crecimiento. *Limnobiós* 2(2): 111-126.
- SERRA, S., LOUREIRO, M., CLAVIJO, C., ALONSO, F., SCARABINO, F. & RÍOS, N.** 2019. Peces del bajo Río Uruguay. Especies destacadas. Paysandú: CARU.
- SIEGEL, S.** 1990. Estadística no paramétrica, aplicada a las ciencias de la conducta. Trillas, México, 344 pp.
- SIMKOVÁ, A., MORAND, S., MATEJUSOVÁ, I., JURAJDA, P. & GELNAR, M.** 2001. Local and regional influences on patterns of parasite species richness of central European fishes. *Biodivers. Conserv.* 10(4): 511-525.
- SIMOES, S. B. E., SCHOLZ, T., BARBOSA, H. S. & SANTOS, C. P.** 2006. Taxonomic status, redescription, and surface ultrastructure of *Ascocotyle (Phagicola) pindoramensis* n. comb. (Digenea: Heterophyidae). *J. Parasitol.* 92(3): 501-508.
- SIMOES, E. S. B., SANTOS BARBOSA, H. & PORTES SANTOS, C.** 2009. The life history of *Pygidiopsis macrostomum* Travassos, 1928 (Digenea: Heterophyidae). *Mem. Inst. Oswaldo Cruz.* 104(1):106-111.
- SIMOES, S. B. E., SANTOS BARBOSA, H. & PORTES SANTOS, C.** 2010. The life cycle of *Ascocotyle (Phagicola) longa* (Digenea: Heterophyidae), a causative agent of fishborne trematosis. *Act. Trop.* 113:226-233.
- SMITH, S. A., & SCHWARZ, M. H.** 2009. Commercial Fish & Shellfish Technology Fact Sheet: Dealing with Trichodina and Trichodina-like Species.

- SOBECKA, E., & SŁOMIŃSKA, M.** 2007. Species richness, diversity and specificity of the parasites of bream *Abramis brama* and perch *Perca fluviatilis* in the estuary of the Odra River, Poland. *Helminthologia*. 44: 188-192.
- SOLÍS, M. L.** 2017. Impacto de agroquímicos en arroyos de cuencas rurales. Tesis Doctoral, Universidad Nacional de La Plata.
- SOUBEYRAND, S., LAINE, A. L., HANSKI, I. & PENTTINEN, A.** 2009. Spatiotemporal structure of host-pathogen interactions in a metapopulation. *American Naturalist*. 174(3): 308-320.
- SUÁREZ-MORALES, E., SANTANA-PIÑEROS, A. M.** 2008. A new species of *Ergasilus* (Copepoda: Cyclopoida: Ergasilidae) from coastal fishes of the Mexican Pacific. *Folia Parasitol.* 55: 224-230.
- SURES, B., SIDALL, R., TARASCHEWSKI, H.** 1999. Parasites as accumulation indicators of heavy metal pollution. *Parasitol. Today*. 15: 16-21.
- SURES, B.** 2001. The use of fish parasites as bioindicators of heavy metals in aquatic ecosystems: a review. *Aquat. Ecol.* 35: 245-255.
- SURES, B. & STREIT, B.** 2001. Eel parasite diversity and intermediate host abundance in the River Rhine, Germany. *Parasitol.* 123(2): 185-19.
- SURES, B.** 2003. Accumulation of heavy metals by intestinal helminths in fish: an overview and perspective. *Parasitol.* 126: S53-S60.
- SURES, B.** 2004. Environmental parasitology: relevancy of parasites in monitoring environmental pollution. *Trends Parasitol.* 20(4): 170-177.
- SURES, B.** 2008. Environmental parasitology. Interactions between parasites and pollutants in the aquatic environment. *Parasite*. 15(3): 434-438.
- SURES, B. & NACHEV, M.** 2015. Environmental parasitology. *Encyclopedia of Parasitology*. 14.
- SURES, B., NACHEV, M., SELBACH, C. & MARCOGLIESE, D. J.** 2017. Parasite responses to pollution: what we know and where we go in 'Environmental Parasitology'. *Parasit. Vectors*. 10: 1-19.
- SURES, B. & NACHEV, M.** 2022. Effects of multiple stressors in fish: how parasites and contaminants interact. *Parasitol.* 149: 1822-1828.
- SURES, B., NACHEV, M., SCHWELM, J., GRABNER, D. & SELBACH, C.** 2023. Environmental parasitology: stressor effects on aquatic parasites. *Trends in Parasitology*. 39(6): 461-474.
- SUTER, G. W.** 1993. A critique of ecosystem health concepts and indexes. *Environ. Toxicol. Chem.* 12(9): 1533-1539.
- SZIDAT, L.** 1954. Trematodes nuevos de peces de agua dulce de la República Argentina y un intento para aclarar su carácter marino. *Rev. Mus. Argent. Cienc. Nat. Bernardino Rivadavia, Ciencias Zoológicas*. 3: 1-85.

SZIDAT, L. 1970. *Saccocoelioides octavus* n. sp., a new species of the genus *Saccocoelioides* Szidat, 1954 (Trematoda, Haploporinae Looss 1902). Rev. Mus. Argent. Cienc. Nat. Bernardino Rivadavia, Zoologia. 10(5): 87-100.

SZIDAT, L. 1973. Sobre una nueva especie del género *Saccocoelioides* Szidat 1954 de *Astyanax bipunctatus*, *Saccocoelioides bacilliformis* sp. n. del río Reconquista, provincia de Buenos Aires. Comunicaciones Mus. Argent. Cienc. Nat. Bernardino Rivadavia e Instituto Nacional de Investigación de las Ciencias Naturales. Parasitol. 1: 97-100

TAGLIORETTI, V., ROSSIN, M. A. & TIMI, J. T. 2018. Fish-trematode systems as indicators of anthropogenic disturbance: Effects of urbanization on a small stream. Ecol. Ind. 93: 759-770.

TANAKA, L. K. 2000. Aspectos ecológicos dos parasitos de *Serrasalmus marginatus* Valenciennes, 1847 e *Serrasalmus spilopleura* Kner, 1860 (Characiformes, Serrasalmidae) do rio Baía, planície de inundação do alto rio Paraná. Unpublished MSc. Dissertation, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 32 pp.

TAVARES-DIAS, M. & OLIVEIRA, M. 2017. Structure of parasites community in *Chaetobranchopsis orbicularis* (Cichlidae), a host from the Amazon River system in northern Brazil. Parasitol. Res. 116: 2313-2319.

TAVARES-DIAS, M., ALVES GOÇALVES, R., BRITO OLIVEIRA, M.S. & RIGÔR NEVES, L. 2017. Ecological aspects of the parasites in *Cichlasoma bimaculatum* (Cichlidae), ornamental fish from the Brazilian Amazon. Acta Biolo. Colomb. 22: 175-180.

TAVARES-DIAS, M., NEVES, L.R. & FERNANDES, B.M. 2011. First report of metacercariae (Digenea) infecting *Astronotus ocellatus* (Perciformes: Cichlidae) from the Amazon Region, Brazil. Neotrop. Helminthol. 5: 235-240.

TAVARES-DIAS, M., SOUSA, T. & NEVES, L. 2014. Parasitic infections in two benthopelagic fish from Amazon: the arowana *Osteoglossum bicirrhosum* (Osteoglossidae) and *Astronotus ocellatus* (Cichlidae). Biosci. J. 30: 546-555.

THATCHER, V. 1978. Quatro espécies novas da família Haploporidae (Trematoda: Digenea) de peixes de água doce da Colômbia, com uma revisão do gênero *Saccocoelioides* Szidat, 1954. Acta Amazonica. 8 (3): 477 - 484.

THEEL, E.S., & PRITT, B.S. 2016. Parasites. Diagnostic Microbiology of the Immunocompromised Host. 411-466.

TICKNER, D., OPPERMAN, J. J., ABELL, R., ACREMAN, M., ARTHINGTON, A. H., BUNN, S. E., ... & YOUNG, L. 2020. Bending the curve of global freshwater biodiversity loss: an emergency recovery plan. BioScience. 70(4): 330-342.

TIMI, J. T., ROSSIN, M. A., ALARCOS, A. J., BRAICOVICH, P. E., CANTATORE, D. M. P & LANFRANCHI, A. L. 2011. Fish trophic level and the similarity of non-specific larval parasite assemblages. Int. J. Parasitol. 41(3-4): 309-316.

TIMI, J. T. & POULIN, R. 2020. Why ignoring parasites in fish ecology is a mistake. Int. J. Parasitol. 50(10-11): 755-761.

- TIMMERMANS, K. R.** 1993. Accumulation and effects of trace metals in freshwater invertebrates. Dallinger, R. & Rainbow, P. S. Ecotoxicology of metals. Lewis Publishers, Boca Raton, Fla.
- TRACY, A. M., WEIL, E. & HARVELL, C. D.** 2020. Warming and pollutants interact to modulate octocoral immunity and shape disease outcomes. *Ecol. Appl.* 30(2): e02024.
- TRAVASSOS, L., FREITAS, J.F.T. & KOHN, A.** 1969. Trematódeos do Brasil. *Mem. Inst. Oswaldo Cruz.* 67: 1-886.
- TRISHLA K., RAWTANI, D. & AGRAWA, L.** 2016. Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. *Frontiers in Life Science.* 9(2):110-118.
- TURAK, E., HARRISON, I., DUDGEON, D., ABELL, R., BUSH, A., DARWALL, W., ... & DE WEVER, A.** 2017. Essential Biodiversity Variables for measuring change in global freshwater biodiversity. *Biol. Cons.* 213: 272-279.
- VALLES-RÍOS, M., RUIZ-CAMPOS, G. & GALAVIZ-SIVA, L.** 2000. Prevalencia e intensidad parasitaria en *Mugil cephalus* (Pisces: Mugilidae), del río Colorado, Baja California, México. *Rev. Biol. Trop.* 48(2-3): 495-501.
- VALTONEN, E. T., GIBSON, D. I. & KURTTILA, M.** 1984. Trematodes in northern Finland I: Species maturing in fish in the northeastern Bothnian Bay and in a local lake. *Bothnian Bay Reports.* 3: 31-44.
- VALTONEN, E. T., HOLMES, J. C. & KOSKIVAARA, M.** 1997. Eutrophication, pollution and fragmentation: effects on parasite communities in roach (*Rutilus rutilus*) and perch (*Perca fluviatilis*) in four lakes in central Finland. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54(3): 572-585.
- VANOTTI, M. & TANZOLA, R.** 2005. Relación entre la carga parasitaria total y algunos parámetros hematológicos de *Rhamdia sapo* Val. (Pisces) en condiciones naturales. *Biol. Acuát.* 22:249-258.
- VERA-CANDIOTI, J., SOLONESKI, S. & LARRAMENDY, M. L.** 2011. Acute toxicity of chromium on *Cnesterodon decemmaculatus* (pisces: poeciliidae). *Theoria.* 81-88.
- VIDAL-MARTINEZ, V. M., PECH, D., SURES, B., PURUCKER, S. T. & POULIN, R.** 2010. Can parasites really reveal environmental impact?. *Trends Parasitol.* 26(1): 44-51.
- VIEIRA, D. H. M. D., RANGEL, L. F., TAGLIAVINI, V. P., ABDALLAH, V. D., SANTOS, M. J. & DE AZEVEDO, R. K.** 2020. A new species, *Henneguya lacustris* n. sp.(Cnidaria: Myxosporea), infecting the gills of *Astyanax lacustris* from Brazil. *Parasitol. Res.* 119: 4259-4265.
- VIGLIZZO, E.F., LÉRTORA, F., PORDOMINGO, A.J., BERNARDOS, J.N., ROBERTO, Z.E. & DEL VALLE, H.** 2001. Ecological lessons and applications from one century of low external-input farming in the pampas of Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment.* 83: 65-81.
- VILA-GISPert, A., GARCIA-BERTHOu, E. & MORENO-AMICH, R.** 2002. Fish zonation in a Mediterranean stream: effects of human disturbances. *Aquatic Sciences.* 64: 163-170.

VIOZZI, G. 1996. Presencia de protozoos parásitos en peces autóctonos de Patagonia Argentina. Bol. Chil. Parasitol. 32-4.

WAICHEIM, M. A. 2023. Copépodos parásitos de peces de agua dulce del extremo sur de la región neotropical. Tesis Doctoral, Universidad Nacional del Comahue.

WARPECHOWSKI, R. 2002. Estudo do parasitismo ocular de *Steindachnerina insculpta* (Fernandes-Yepey, 1948) (Osteichthyes, Curimatidae) por metacercárias de *Diplostomum cf. alarioides* Dubois, 1937, do rio Tibagi, Sertanópolis, PR. Dissertação de Mestrado em Zootecnia, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

WILLIAMS, L. & WILLIAMS, E. 1995. Parásitos de peces de valor recreativo en agua dulce de Puerto Rico. Mayagüez: Departamento de Recursos Naturales y Ambientales, Departamento de Ciencias Marinas, Universidad de Puerto Rico, 190 pp.

WONG, W. L., TAN, W. B. & LIM, L. H. S. 2006. Sodium dodecyl sulphate as a rapid clearing agent for studying the hard parts of monogeneans and nematodes. J. Helminthol. 80(1): 87-90.

WOOD, C. L., LAFFERTY, K. D., DELEO, G., YOUNG, H. S., HUDSON, P. J. & KURIS, A. M. 2016. Does biodiversity protect humans against infectious disease? Reply. Ecol. 97: 542-545.

ZAGO, A. C., FRANCESCHINI, L., ABDALLAH, V. D., MÜLLER, M. I., AZEVEDO, R. K. & DA SILVA, R. J. 2021. Morphological and molecular data of new species of *Characithecium* and *Diaphorocleidus* (Monogenea: Dactylogyridae) from Neotropical characid fishes. Parasitol. Inter. 84: 102406.