
Relevamiento limnológico de la Reserva Privada El Pantanoso, provincia de Jujuy, Argentina. Primera Etapa: Ictiofauna

Casalinuovo, M.A.; Dominino, J.; Vallejos J. y P. Micucci



Octubre 2021

Cita: Casalinuovo, M.A.; Dominino, J; Vallejos J. y P. A. Micucci. 2021. Relevamiento limnológico de la Reserva Privada El Pantanoso, provincia de Jujuy, Argentina. Primera Etapa: Ictiofauna. Informe final presentado a la Fundación Biodiversidad Argentina. 31 pp.



Resumen	1
1. Introducción	2
2. Materiales y Métodos	7
2.1. Estaciones de muestreo	7
2.2. Toma de muestras	10
2.2.1. Artes de pesca.....	10
2.2.2. Variables ambientales.	11
2.3. Análisis de datos	12
2.3.1. Captura por unidad de esfuerzo (CPUE).....	12
2.3.2. Diversidad.....	12
3. Resultados y Discusión	14
3.1. Ictiofauna	14
3.1.1. Riqueza específica.....	14
3.1.2. Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE)	16
3.1.3. Diversidad específica	17
3.1.4. Historias de vida	20
3.2. Datos ambientales	21
4. Conclusiones y Recomendaciones	25
5. Bibliografía	27
ANEXO I	31

Los autores desean dejar constancia de su agradecimiento a los investigadores del Instituto Miguel Lillo (CONICET) Guillermo Terán y Gastón Aguilera por su ayuda con las determinaciones de las especies.

Resumen

En este documento se presentan los resultados de la campaña llevada a cabo entre los días 23 y 25 de septiembre de 2021 con el objetivo de analizar los ensambles comunitarios de peces y realizar el primer inventario de riqueza específica en los ambientes relacionados con la RP El Pantanoso, ubicada en la provincia de Jujuy. Se trabajó en cuatro cursos de agua y cinco humedales tanto permanentes como temporarios. En los ríos se contabilizaron 15 taxones pertenecientes a los órdenes Characiformes y Siluriformes, mientras que en los humedales no se detectaron peces. El río Pantanosos presentó los mayores valores de CPUE en términos de numerosidad y biomasa, así como los mayores valores de biodiversidad. Se discuten los resultados específicos y se realizan recomendaciones.



1. Introducción

El régimen hidrológico de los grandes ríos del Noroeste Argentino (NOA) se caracteriza por presentar épocas de aguas altas y bajas muy marcadas a causa del clima altamente estacional por donde discurren cuyo régimen es monzónico, con veranos lluviosos e inviernos secos (Mirande y Aguilera 2009). El comportamiento general de estos cursos de agua puede ser caracterizado por 5 componentes: a) la *magnitud*, b) la *frecuencia*, c) la *duración*, d) la *predictibilidad* y e) la *tasa de cambio* de cada evento hidrológico (pulso de inundación o estiaje). Estos componentes, a su vez, regulan los procesos ecológicos en los ecosistemas acuáticos (Poff & Ward 1989, Richter *et al.* 1996, Walker *et al.* 1995). Por lo tanto, la alteración de cualquiera de los mismos puede ocasionar una modificación en su funcionamiento, con cambios algunas veces irreversibles. De hecho, la declinación que se observa en muchos lugares del mundo en el número de especies dulceacuícolas responde a 5 factores principales: a) las *alteraciones físicas*, b) la *pérdida y degradación de los hábitats*, c) la *remoción del agua*, d) la *sobreexplotación de especies* y e) la *introducción de especies exóticas* (Revenga *et al.*, 2005), a los cuales debe sumarse f) el *cambio climático* (Aguilera 2010). En general los factores mencionados impactan de una u otra manera sobre la biodiversidad acuática. Por ejemplo, muchos de los ríos que corren por el NOA presentan distintos grados de intervención en sus cuencas por la construcción de represas o el emplazamiento de tomas para la provisión de agua y la generación de energía. Es así que durante el período de estiaje algunos cursos sufren una merma considerable en su caudal, pudiendo incluso llegar a secarse en algunos de sus tramos, como ocurre en el río San Lorenzo, en inmediaciones ciudad de Libertador General San Martín (Casalinuovo *et al.* 2021). Este curso de agua, durante el período de aguas bajas, sufre una discontinuidad en su caudal de alrededor de unos 5 km, entre dicha ciudad hasta unos 12 km antes de su desembocadura en el Río San Francisco (Aguilera 2016 a).

El sistema de estudio (Mapa 1.1) se sitúa en la ecorregión de las Yungas en el piso correspondiente a la Selva Montana, que ocupa las laderas entre los 700 y los 1500 msnm y se corresponde con la franja altitudinal de mayores precipitaciones, de más de 2000 mm anuales (Brown *et al.* 2005). Hidrográficamente se ubica en la Alta Cuenca del río Bermejo, que representa una gran superficie plana de sedimentación de aproximadamente 500.000 ha, resultado de la acción del río San Francisco-Lavayén en la construcción de su valle fluvial en conjunto con los conos aluvionales que aportan a este eje los numerosos tributarios de tipo rítrónico provenientes de las zonas altas hacia el oeste (Brown y García Moritán 2012). En líneas generales puede decirse que a pesar de la estacionalidad del clima antes mencionada, las selvas constituyen un importante moderador de los cursos de agua, reduciendo sus caudales y turbidez en aguas altas y liberando agua de manera lenta en los estiajes invernales (Mirande y Aguilera 2009). Los ríos que descienden de las montañas presentan marcadas pendientes hasta alcanzar la zona pedemontana donde su velocidad y capacidad de acarreo de sedimentos disminuye de forma abrupta adoptando una configuración que incluye meandros

encuentran en las cuencas de los ríos Juramento y Bermejo, y en el caso particular de los ambientes pedemontanos este número disminuye a unas 100 especies (Mirande y Aguilera 2009, Cancino y Aguilera 2016). Hacia las zonas montañosas del oeste del pedemonte se verifica en general un progresivo aumento de la velocidad de corriente, la cantidad de oxígeno disuelto y la granulometría del fondo, al mismo tiempo que en sentido contrario responden la cantidad de materia orgánica disuelta, la temperatura y el caudal de los ríos. Esto condiciona la diversidad, de manera que los peces que son característicos de las tierras bajas se encuentran generalmente ausente en las altas y viceversa (Mirande y Aguilera 2009).

Los patrones bien definidos de temperaturas y la regularidad del régimen hídrico, con una época de aguas altas en primavera/verano y una de aguas bajas el resto del año son factores que determinan las diferentes estrategias de vida de los peces de la cuenca del Río de la Plata (Bonetto 1986). En ese contexto, que podría denominarse como de “variabilidad predecible”, los peces pueden ser clasificados en dos grandes grupos según las estrategias de vida adoptadas:

- *Peces residentes o sedentarios*. Este tipo de peces desarrolla su ciclo de vida completo en un mismo hábitat, con movimientos discretos y sin verdaderas migraciones. Se trata en general de organismos de talla mediana a pequeña, a los que históricamente no se les asignó valor comercial o recreativo, aunque algunos presentan importancia como ornamentales o como carnada para los pescadores recreacionales o de subsistencia. La subestimación histórica desde el punto de vista antrópico es discutible, ya que muchas especies son muy valoradas por las comunidades de pueblos originarios que los tienen como fuente de alimento (Arenas 2003, Casalnuovo et al. 2016). Muchos de estos peces viven en lugares lénticos o semilénticos, por lo que en algunos casos presentan adaptaciones a las bajas concentraciones de oxígeno disuelto. Entre las especies sedentarias pueden nombrarse el cascarudo (*Hoplosternum littorale*) y la tararira (*Hoplias argentinensis*). Los peces sedentarios suelen presentar patrones de fecundidad relativamente bajos, ovocitos relativamente grandes, cuidados parentales y/o desoves parciales a lo largo del año en muchas especies (Welcomme 1985).
- *Peces migratorios*. Se han descrito aproximadamente unas 50 especies en esta categoría, que incluye algunas de las de mayor tamaño y valor comercial y social de la cuenca del Río de la Plata. La mayoría son peces potádromos que realizan desplazamientos más o menos largos por motivos reproductivos, tróficos o térmicos (Bonetto 1986, Sverlij et al. 2013, Welcomme 1985). También son los organismos más amenazados del sistema, tanto a causa de la sobrepesca como de la pérdida y fragmentación de su hábitat, por ejemplo por medio de represamientos. Ejemplos de esta categoría son el dorado (*Salminus brasiliensis*) y el sábalo (*Prochilodus lineatus*). Los peces migratorios, a diferencia de los sedentarios, en general presentan ausencia de cuidados parentales, ovocitos pequeños y alta fecundidad (Welcomme 1985). Las especies consideradas migratorias estarían compuestas por 2 ecotipos, el primero conformado por individuos denominados “migradores activos” que recorren distancias

de más de 1500 km en algunos caos (Sverlij y Espinach Ros 1986); y el segundo por “migradores pasivos” que realizarían movimientos de manera más local y menos definidos, pudiendo cumplir su ciclo vital dentro de espacios más reducidos como lo muestran muchos trabajos de marcación de individuos (Bonetto 1986, Bonetto y Pignaberi 1971, Bonetto et al. 1964)

En muchos ambientes, por lo tanto, incluyendo los del sistema de estudio, es común observar marcados cambios en sus ensambles de peces y biomásas, mediados por el régimen hidrológico que implican, por ejemplo, la aparición de los grandes individuos migratorios en diferentes épocas del año según se trate de migraciones tróficas, reproductivas o térmicas, entre otras. Cabe acotar que ambas categorías pueden realizar movimientos de carácter ontogénico, o causados por fenómenos especiales tales como variaciones de volumen y/o dinámica de las aguas (Bonetto 1986).

En el área cercana a la RP El Pantanoso existen varios antecedentes de estudios sobre las comunidades de peces relativamente recientes (Aguilera 2016 a, b, Cancino 2017, 2018, Casalnuovo 2019, 2020, Casalnuovo et al. 2021) en conjunto con trabajos de carácter más general (Mirande y Aguilera 2009, Gonzo 2003, Menni 2004 entre otros). Estos estudios permitieron principalmente acceder al conocimiento de base sobre la riqueza específica de la ictiofauna, además de estar enfocados sobre cuestiones puntuales como la influencia de la altitud, las interrupciones de caudal o el uso de la tierra sobre sus ensambles comunitarios.

Los estudios basados en el análisis de ensambles comunitarios, numerosidad o biomasa parten del supuesto de que existe una relación causa-efecto entre una situación determinada y la respuesta de los organismos a la misma (Prat et al. 2009, Tagliaferro 2020, Casalnuovo, 2019, 2020, Casalnuovo et al. 2021). Se asume que las comunidades biológicas se encuentran adaptadas a las características del ambiente en que se desarrollan y que los cambios o perturbaciones antrópicas del mismo pueden modificar la composición comunitaria dependiendo del grado de impacto. Estos efectos se observan a diferentes niveles, ya que las perturbaciones o cambios pueden ser menores o mayores, y no siempre pueden ser detectados con un enfoque comunitario. Por ejemplo, en el caso de una contaminación orgánica severa, que tiene como una de sus consecuencias la sustracción del oxígeno, los efectos pueden detectarse a dicho nivel, donde en los casos más extremos la comunidad puede quedar reducida a unas pocas especies tolerantes (Casalnuovo, 2020). Si la perturbación es menor, la comunidad puede variar su ensamble de manera menos drástica, pero ante causas aún menos importantes, la misma puede no verse afectada y los efectos, en todo caso, pueden detectarse de otra manera, por ejemplo estudiando la prevalencia de parásitos, o por medio del análisis de respuestas metabólicas, los daños histológicos y/o genéticos. Cabe acotar que no todas las especies responden igual o tienen la misma sensibilidad a las perturbaciones, existiendo una graduación entre la definición de organismo centinela, esto es un organismo considerado particularmente sensible por alguna característica como por ejemplo el desarrollo de daño cromosómico ante la presencia de mutagénicos y las especies tolerantes, que son las últimas en desaparecer de un ambiente altamente perturbado

o las que medran en el mismo. Por otro lado en ambientes prístinos es de esperar los valores más altos de biodiversidad (Begon et al. 1988).

Los peces resultan adecuados para determinar el grado de conservación o degradación ambiental. Sus mayores ventajas radican en que estos organismos integran los factores de stress directos e indirectos que existen en el ecosistema, manifestando por tanto la significación ecológica de las perturbaciones, sean éstas naturales o antrópicas (Fausch et al. 1990) y, por sobre todo, integrando lo que sucede con esos impactos en otras componentes tales como el hábitat o los macroinvertebrados (Karr 1981, Hued & Bistoni 2005), entre otras razones puesto que son en general los consumidores de último orden de los sistemas acuáticos. Adicionalmente, los ensambles de peces son muchas veces utilizados como herramientas de comunicación útil para sensibilizar al público y a las autoridades sobre la necesidad de preservar los ambientes acuáticos (Cowx & Collares-Pereira 2002, Tagliaferro 2004). Otras características que los hacen adecuados son a) la amplia capacidad de respuesta a las perturbaciones según el tiempo de duración del impacto (por ejemplo pueden migrar); b) el bajo costo de su uso como bioindicadores o c) la amplitud de nicho que ocupan, entre otras resumidas por Tagliaferro (2020). Su uso global es más restringido que el de macroinvertebrados bentónicos, y el principal inconveniente en nuestro país radica en el relativo desconocimiento de la biología y ecología básica de muchas de las especies que componen la ictiofauna nativa, aunque se han propuesto varios índices de integridad biótica (IBI) para utilizarlos como indicadores de calidad ambiental (Hued & Bistoni 2005, Tagliaferro 2020).

La importancia de generar información de base sobre la fauna acuática y otros procesos limnológicos en ríos es evidente si se considera que actualmente se enfatiza la importancia de la biodiversidad como base de la existencia del colectivo de especies del planeta, incluido el hombre. Nuestra propia supervivencia o bienestar no depende solo de los recursos provistos por el ambiente, como ha sido la mirada clásica hasta hace pocos años, sino de los servicios ecosistémicos que el medio natural presta como un paradigma superador. Entre los servicios brindados se cuentan, por ejemplo, la regularización del clima, la amortiguación de inundaciones y la descomposición de residuos (MEA 2003), la polinización de cultivos, el control de exóticas, etc. De esta manera se entiende que conservar los ecosistemas es una manera de preservar los bienes y servicios que proveen (IAIA 2004), reconociendo su vulnerabilidad ante los impactos antropogénicos (Saravia Toledo y Luti 1982, Prado 1995). Últimamente se considera que el paradigma de los servicios ecosistémicos y su red de conceptos asociados se ha ampliado al de las *Contribuciones de la Naturaleza a las Personas* (NCP) empleado en el último reporte sobre el estado global de los ecosistemas del IPBES (2019). Esto tiene una serie de ventajas, como por ejemplo, que mientras que hay distintos sistemas de clasificación de servicios ecosistémicos, esta red conceptual es unívoca y validada globalmente; o que al dar importancia a la coproducción de bienes y servicios entre el ecosistema y el hombre, habilita la comprensión y discusión del hecho de que distintas culturas, al interactuar de diferente forma con el ambiente, den lugar a distintos servicios ecosistémicos a partir de un mismo ecosistema. Cabe acotar que muchas veces, al enumerar

los servicios ecosistémicos provistos por un ambiente en particular, se pierde de vista el hecho de que la capacidad de provisión de un servicio dado reduce o impide la capacidad de provisión de otro servicio y por lo tanto resulta importante poder identificar y discutir estos conflictos. Desde otra mirada, una comunidad con una adecuada diversidad refleja de alguna manera el estado de conservación del ambiente en que se inserta.

Este informe presenta los resultados de la primera campaña dirigida a describir los ensambles comunitarios de peces de algunos ambientes asociados a la RP El Pantanoso en el marco de un programa que tiene como objetivo general caracterizar y analizar el funcionamiento ecosistémico, la vulnerabilidad y amenazas de los ambientes asociados a la RP El Pantanoso. Los objetivos particulares de la misma fueron a) realizar un listado preliminar de las especies de peces presenten en el área de estudio; b) comparar los ensambles comunitarios en los distintos ambientes muestreados y c) comparar las biomásas entre los mismos.



2. Materiales y Métodos

2.1. Estaciones de muestreo

Los trabajos campo se llevaron a cabo en época de estiaje, entre los días 23 y 25 de septiembre de 2021, abarcando tanto cursos de agua como ambientes de tipo léntico denominados en este documento como humedales. Para los ríos y arroyos se determinaron 4 estratos que se correspondieron con sendos cursos de agua (Tabla 2.1, Mapa 2.1). Dentro de cada estrato se realizó un muestreo de tipo multihábitat, que es considerado el enfoque adecuado para las primeras aproximaciones, ya que integra la multiplicidad de microambientes que pueden ser utilizados por diferentes taxones. Idealmente por lo tanto refleja las condiciones promedio de los sistemas, y por lo tanto sus ensambles comunitarios de manera más representativa. Los cursos de agua muestreados se muestran en la Figura 2.1.

<u>Estación</u>	<u>Fecha</u>	<u>Curso</u>	<u>Latitud</u>	<u>Longitud</u>
<i>E-1</i>	23/9/2021	Río Pantanoso	-23,512712°	-64,588794°
<i>E-2</i>	23/9/2021	Río Valle Morado	-23,510210°	-64,589302°
<i>E-3</i>	24/9/2021	Arroyo El Zorro	-23,521608°	-64,602981°
<i>E-4</i>	24/9/2021	Río Piedras	-23,510674°	-64,578470°

Tabla 2.1. Estaciones de muestreo de ictiofauna en ambientes lóticos en la RP El Pantanoso. Septiembre de 2021. Las coordenadas geográficas se corresponden aproximadamente con el punto medio del área muestreada.



Mapa 2.1. Estaciones de muestreo de ictiofauna en ambientes lóticos en la RP El Pantanoso. Cada círculo representa el área aproximada de muestreo. Septiembre de 2021.

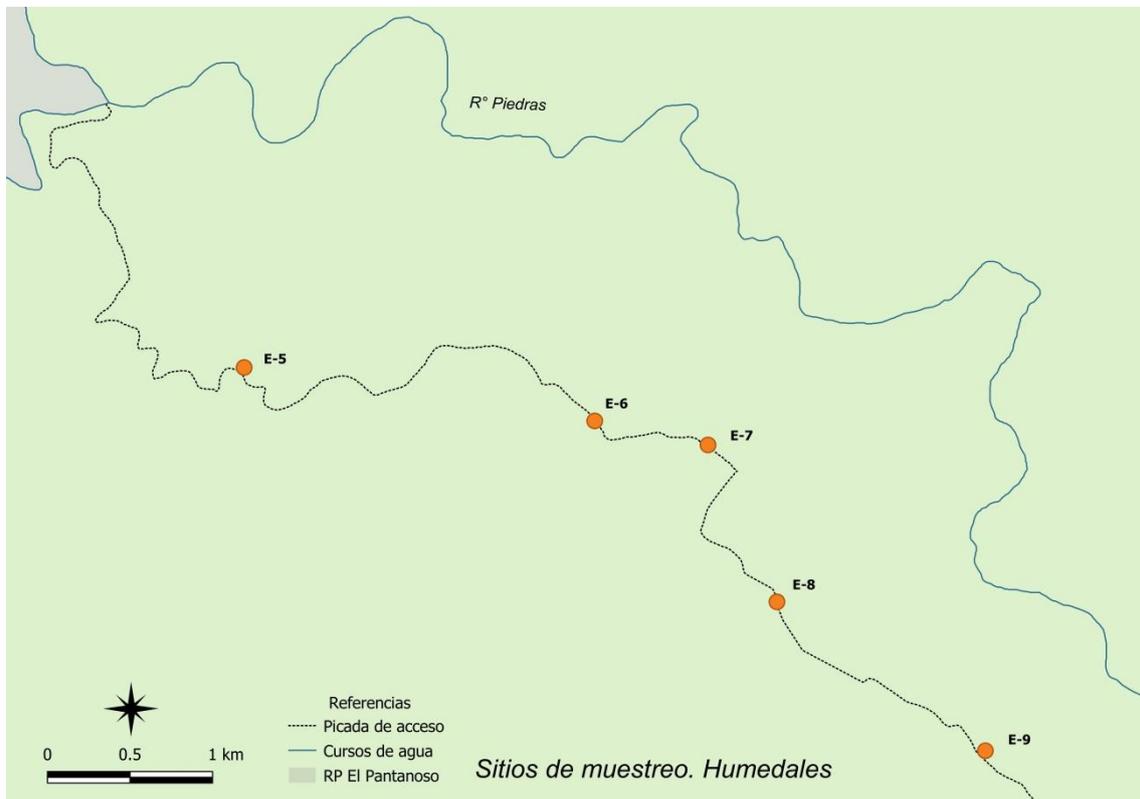


Figura 2.1. Cursos de agua muestreados durante la campaña de relevamiento de ictiofauna de septiembre de 2021 en la RP El Pantanoso. a: río Pantanoso; b: río Valle Morado; c: arroyo El Zorro; d: río Piedras.

Adicionalmente se realizaron muestreos exploratorios en 5 humedales de tipo permanente o temporario ubicados a la vera del camino de acceso al predio (Tabla 2.2, Mapa 2.2). Los humedales muestreados se muestran en la Figura 2.2.

Estación	Fecha	Humedal	Latitud	Longitud	Estado
E-5	25/9/2021	Laguna Seca	-23,526443°	-64,578441°	1
E-6	25/9/2021	Laguna Negra	-23,529508°	-64,557686°	1
E-7	25/9/2021	Laguna Tortugas	-23,530770°	-64,550910°	3
E-8	25/9/2021	Laguna Nueva	-23,539373°	-64,546818°	1
E-9	25/9/2021	Laguna Quemada	-23,547538°	-64,534450°	2

Tabla 2.2. Estaciones de muestreo de ictiofauna en humedales permanentes y temporarios ubicados a la vera del camino de acceso a la RP El Pantanoso. Septiembre de 2021. Estado 1: 100 % de la cubeta seca al momento del muestreo; Estado 2: más del 90 % de la cubeta seca al momento del muestreo; Estado 3: Más del 90 % de la cubeta con agua al momento del muestreo.



Mapa 2.2. Estaciones de muestreo de ictiofauna en humedales permanentes y temporarios ubicados a la vera del camino de acceso a la RP El Pantanoso. Septiembre de 2021.



Figura 2.2. Humedales muestreados durante la campaña de relevamiento de ictiofauna de septiembre de 2021 ubicados a la vera del camino de acceso a la RP El Pantanoso. a: laguna Seca; b: laguna Negra; c: laguna Tortugas; d: laguna Nueva; e: laguna Quemada.

2.2. Toma de muestras

2.2.1. *Artes de pesca* Para las capturas de peces en los ríos se usó un dispositivo de pesca eléctrica Samus 1000® (70 Hz; 0,75 ms; 370 V), en una sola pasada río arriba con dos copos y sin bloqueo, operándose el equipo durante una hora en cada ambiente muestreado. En el caso de los humedales, cuyo abordaje fue de tipo exploratorio, se utilizó una red tipo D confeccionada con una apertura de sección triangular de 60 cm de base por 50 cm de altura

máxima y un tamaño de malla de 1 mm, o en su defecto una red de marco de 100 x 150 mm con un tamaño de malla de 0,5 mm. Por último se tomaron muestras del sustrato de los humedales para determinar la posible presencia de huevos de peces con adaptaciones específicas a ese tipo de ambientes. La Figura 2.3 muestra las artes de pesca utilizadas y la colecta de sustratos. Cada ejemplar fue determinado a nivel específico en el campo, una submuestra eutanasiada según normas internacionales con anestésico MS-222 e inmediatamente fijada en formol al 4%. Las submuestras fueron acondicionadas para su envío y depósito en la colección ictiológica de la Fundación Miguel Lillo (Código CI-FML).



Figura 2.3. Artes de pesca utilizadas durante la campaña de relevamiento de ictiofauna de septiembre de 2021. a: Equipo de pesca eléctrica; b: red de cuadro; c: red D. La imagen d muestra la colecta de sustrato para la búsqueda de los productos de la reproducción de peces anuales.

2.2.2. *Variables ambientales.* Adicionalmente a los datos de captura se tomaron mediciones de diferentes variables ambientales de interés, las que se listan a continuación:

- *Coordenadas geográficas.* Las coordenadas geográficas y fotos de cada sitio de muestreo fueron tomadas por medio de un GPS Garmin Oregon 650® con cámara georreferenciadora en modo DGPS. Las fotos se tomaron río arriba y río abajo del punto medio de muestreo desde el centro del cauce.
- *pH.* El potencial de Hidrogeniones del agua se midió en forma directa utilizando un analizador multiparámetro Hanna® HI 98129 ($\pm 0,01$ unidades pH).
- *Conductividad.* La conductividad eléctrica del agua se midió en forma directa utilizando un analizador multiparámetro Hanna® HI 98129 ($\pm 1 \mu\text{S}$).

- *Temperatura del agua.* La temperatura del agua se midió en forma directa utilizando un analizador multiparámetro Hanna® HI 98129 ($\pm 0,1$ °C).
- *Sólidos Disueltos Totales.* La determinación de los sólidos disueltos en el agua se realizó en forma directa por medio de un analizador multiparámetro Hanna® HI 98129 (± 1 ppm).

2.3. Análisis de datos

Para el análisis de las comunidades de peces se calcularon diferentes índices con el objetivo de estimar la heterogeneidad de la comunidad (Krebs 1986, Moreno 2001). Los cálculos y análisis se realizaron utilizando el programa de acceso abierto PAST V.3.25 (Hammer et al. 2001).

2.3.1. *Captura por unidad de esfuerzo (CPUE).* La CPUE para el caso de los ríos fue definida como:

$$CPUE_{tn} = \text{Número de peces capturados} \times \text{hora}^{-1}$$

$$CPUE_{tb} = \text{Biomasa de peces capturados} \times \text{hora}^{-1}$$

2.3.2. *Diversidad.* Para describir a los ensambles de peces en cada ambiente muestreado (alfa diversidad) se analizaron las proporciones de las especies encontradas en el área de estudio y se estimaron los índices de Shannon-Wiener, de Pielou y de Dominancia. El primero es el índice de diversidad más ampliamente usado, y considera que los individuos representan una muestra al azar a partir de una población infinita, asumiendo además que todas las especies se encuentran representadas en la muestra (Magurran 1989, Pollock 1998), por lo tanto mide el grado de incertidumbre en predecir a qué especie pertenecerá un individuo capturado al azar de una población (Krebs 1986, Hair 1987), según:

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

donde p_i representa la proporción de individuos hallados en la especie "i" (abundancia relativa).

Por su parte, el índice de Pielou mide la proporción de la diversidad observada en relación con la máxima diversidad esperable (Moreno 2001), por lo tanto evalúa la uniformidad de la distribución de los individuos entre las especies (Newman y Unger 2003), variando entre "0" y "1". Cuando el valor es 0, los individuos colectados se encuentran desigualmente agrupados en una o más especies, siendo algunas claramente dominantes sobre el resto, y cuando toma el valor máximo, los individuos se encuentran homogéneamente distribuidos entre las especies. La equitatividad es calculada a partir del índice H' según:

$$E = H' \times \ln S^{-1}$$

donde S es la riqueza específica.

La dominancia de especies en cada muestra fue estimada por medio del inverso del índice de Simpson, y toma valores entre 0 (todas las especies igualmente representadas) y 1 (una especie domina ampliamente la muestra), según:

$$D = 1 - \sum (p_i)^2$$

Para comparar los ambientes entre sí (beta diversidad) se calculó el índice cualitativo de similitud de Jaccard, el cual mide diferencias en la presencia o ausencia de especies, según la fórmula:

$$J = c \times (a+b-c)^{-1}$$

donde a = número de especies en el sitio 1, b = número de especies en el sitio 2, c = número de especies presentes en ambos sitios, es decir que están compartidas.

El índice varía entre 0 cuando no hay especies compartidas, hasta 1 cuando los dos sitios comparten la totalidad de las especies.

Por otro lado el índice de Morisita-Horn fue utilizado para comparaciones cualicuantitativas. Este índice está influenciado por la riqueza y el tamaño de la muestra, y es altamente sensible a la abundancia de la especie más común, por lo que fue modificado por Wolda (1983) con éxito (Magurran 1989) como sigue:

$$MH = 2 \sum (a n_i \times b n_i) \times \{(d a + d b) \times (a N \times b N)\}^{-1}$$

donde aN es el número total de individuos en la estación A, y " a_n " el número de individuos de la i -ésima especie en A (lo mismo significa para la estación B); " da " viene dada por la relación: $da = \sum a n_i^2 / a N^2$ y su equivalente para db .

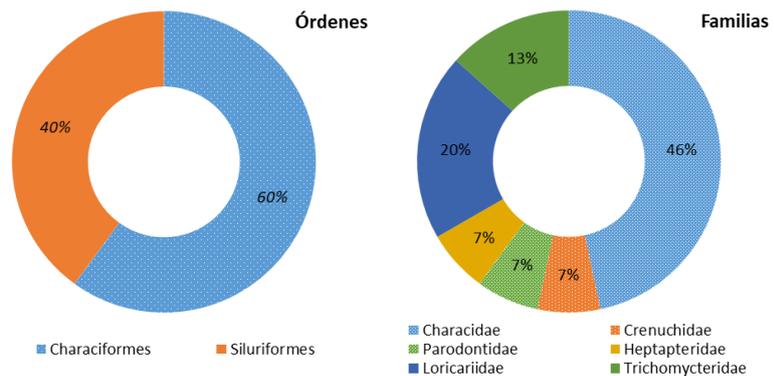
3. Resultados y Discusión

3.1. Ictiofauna

3.1.1. Riqueza específica. Durante la campaña de septiembre de 2021 se capturaron en las estaciones fluviales un total de 333 ejemplares, contabilizando 15 especies pertenecientes a 2 órdenes y 6 familias (Tabla 3.1). No se capturaron peces en los humedales por lo cual los análisis de la Sección 3.1 se refieren solamente a las estaciones de muestreo 1 a 4, que se corresponden con ambientes de tipo lótico.

Los individuos capturados pertenecen en todos los casos especies nativas residentes, de ciclo de vida corto y tallas discretas, no superando la mayoría los 200 mm. Los únicos órdenes representados en los muestreos fueron los Characiformes con 9 especies (60 %) los Siluriformes con 6 especies (40 %), ambos con 3 familias (Figura 3.1). La familia Characidae fue la que presentó la mayor cantidad de taxones, con 7 especies (46 %), seguido por Loricariidae y Trichomycteridae con 3 y 2 especies respectivamente. El resto de las familias (Crenuchidae, Parodontidae y Heptapteridae) contó con un solo representante. Las especies que aparecieron en todas las estaciones fueron *Piabina thomasi*, *Heptapterus mustelinus*, *Rineloricaria steinbachi* y *Trichomycterus corduensis*. Por su parte, *Oligosarcus bolivianus* y *Trichomycterus barbouri* solo fueron capturados en E-1, río Pantanoso. Algunas de estas especies se muestran en la Figura 3.2.

Figura 3.1. Porcentajes (número de especies) pertenecientes a diferentes órdenes y familias capturados durante la campaña de relevamiento de ictiofauna de septiembre de 2021 utilizando equipos de pesca eléctrica.



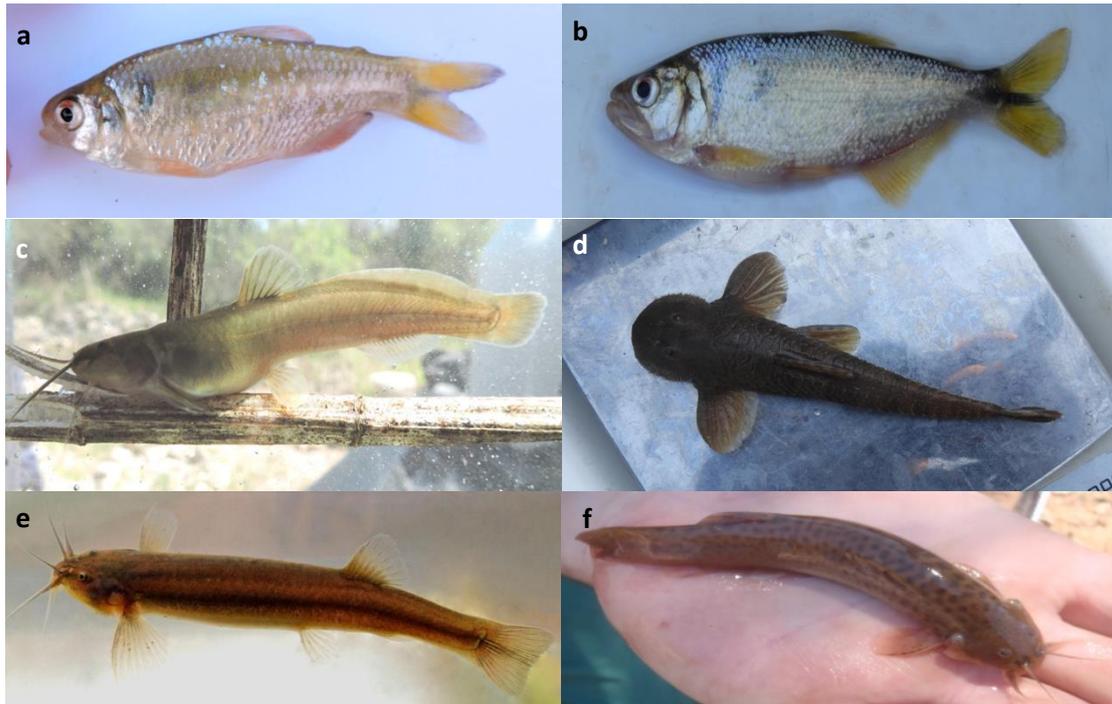


Figura 3.2. Especies capturadas en la RP El Pantanoso durante la campaña de relevamiento de ictiofauna de septiembre de 2021 utilizando equipos de pesca eléctrica. a: *Piabina thomasi*; b: *Oligosarcus bolivianus*; c: *Heptapterus mustelinus*; d: *Rineloricaria steinbachi*; e: *Trichomycterus barbouri*; f: *Trichomycterus corduensis*.

La Figura 3.3 muestra la riqueza específica total y acumulada discriminada por estación de muestreo, la que mostró un amplio rango de variación con mínimos de 6 en el arroyo El Zorro (E-3) y máximos de 14 en la primera estación muestreada, el río Pantanoso (E-1). De la totalidad de los taxones registrados (15), 14 fueron registradas en E-1, agregándose solamente una especie, *Psalidodon endy* en los muestreos del arroyo El Zorro, presente también en el río Piedras (E-4).

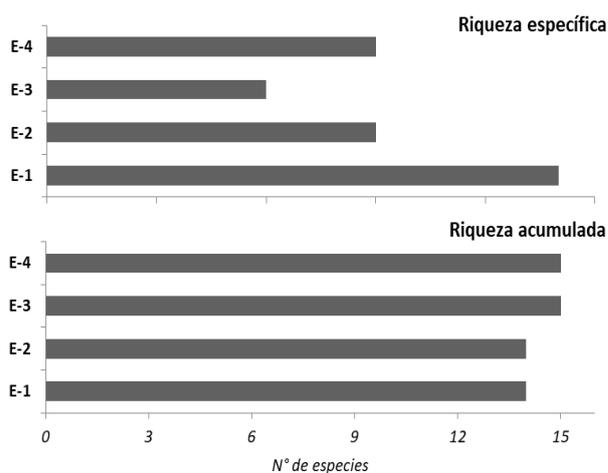


Figura 3.3. Riqueza específica total y acumulada discriminada por estación de muestreo para la campaña de relevamiento de ictiofauna de septiembre de 2021 utilizando equipos de pesca eléctrica.

N°	Especie	E-1	E-2	E-3	E-4	TOTAL
ORDEN CHARACIFORMES						
1) Familia Characidae						
1	<i>Acrobrycon ipanquianus</i>	X	X			2
2	<i>Psalidodon chico</i>	X			X	2
3	<i>Psalidodon endy</i>			X	X	2
4	<i>Astyanax lineatus</i>	X		X		2
5	<i>Odontostilbe microcephala</i>	X	X			2
6	<i>Oligosarcus bolivianus</i>	X				1
7	<i>Piabina thomasi</i>	X	X	X	X	4
2) Familia Crenuchidae						
8	<i>Characidium cf. zebra</i>	X	X		X	3
3) Familia Parodontidae						
9	<i>Parodon carrikeri</i>	X	X			2
ORDEN SILURIFORMES						
4) Familia Heptapteridae						
10	<i>Heptapterus mustelinus</i>	X	X	X	X	4
5) Familia Loricariidae						
11	<i>Hypostomus paranensis</i>	X	X		X	3
12	<i>Loricaria holmbergi</i>	X			X	2
13	<i>Rineloricaria steinbachi</i>	X	X	X	X	4
6) Familia Trichomycteridae						
14	<i>Trichomycterus barbouri</i>	X				1
15	<i>Trichomycterus corduvensis</i>	X	X	X	X	4
TOTAL		14	9	6	9	

Tabla 3.1. Listado de especies capturadas durante la campaña de relevamiento de ictiofauna de septiembre de 2021 utilizando equipos de pesca eléctrica.

3.1.2. *Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE)*. Tanto en términos de biomasa como en número de individuos, la CPUE puede ser indicativa de la capacidad de carga ambiental, y por lo tanto de la productividad de un ambiente particular, aunque ambas se ven fuertemente influenciadas por la movilidad de los organismos y las características de las especies involucradas (Krebs 1986, Vazzoler 1977, Welcomme 1979, Oldani 1990). Esto es importante en algunos ambientes, fundamentalmente por la arribada durante la época de aguas altas de gran cantidad de peces migratorios, los que suelen ser de tamaños mayores a los residentes en general, tales como *P. lineatus* y *S. brasiliensis*. La Figura 3.4 muestra los valores de CPUE tanto en numerosidad como en biomasa para los 4 ambientes considerados.

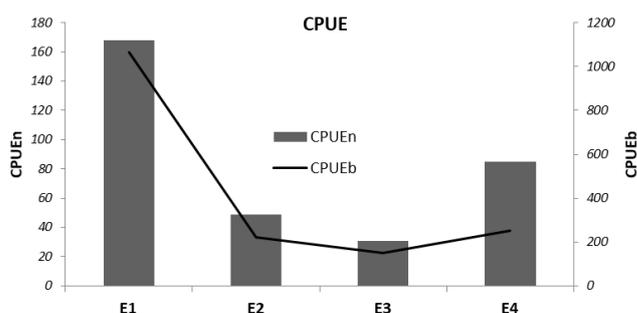


Figura 3.4. CPUE en términos de numerosidad y biomasa (peces/hora) discriminada por estación de muestreo para la campaña de relevamiento de ictiofauna de septiembre de 2021 utilizando equipos de pesca eléctrica.

Puede observarse que la estación correspondiente al río Pantanoso presentó los mayores valores de CPUE, seguido por el río Piedras. En este último caso se observa además una relación biomasa/numerosidad menor al resto, lo cual se debió a la captura una proporción mayor de ejemplares reclutas del año (Figura 3.5). Cabe acotar que en este ambiente se pudo percibir una mayor cantidad vías parafluviales, sitios someros y/o vegetados que son utilizados en general por los peces juveniles como refugios antipredatorios. El Anexo I presenta los resultados obtenidos tanto para la biomasa como para la numerosidad discriminados por especie y curso muestreado.



Figura 3.5. Ejemplares reclutas del año de varias especies capturados en el río Piedras (E-4) durante la campaña de relevamiento de ictiofauna de septiembre de 2021 utilizando equipos de pesca eléctrica.

3.1.3. Diversidad específica. La Figura 3.6 muestra la composición en términos porcentuales de los 15 taxones registrados discriminados por estación de muestreo en términos de numerosidad de individuos, donde puede observarse la variación en las proporciones y sus dominancias relativas. Por su parte la Tabla 3.2 y la Figura 3.7 hacen lo propio para los índices de Shannon-Wiener, de Pielou y de Dominancia.

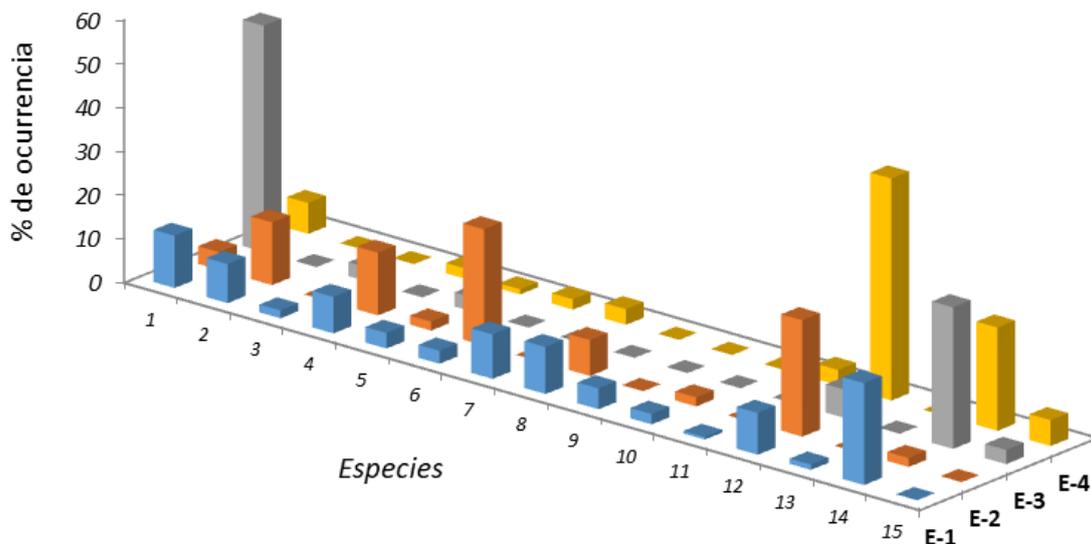


Figura 3.6. Porcentajes de ocurrencia de los diferentes taxones registrados discriminados por estación de muestreo en términos de numerosidad de individuos. Campaña de relevamiento de ictiofauna de septiembre de 2021 utilizando equipos de pesca eléctrica.

Variable	E-1	E-2	E-3	E-4
Riqueza específica	14	9	6	9
N° Individuos	168	49	31	85
Shannon-Wiener	2,32	1,83	1,22	1,50
Pielou	0,88	0,83	0,68	0,68
Dominancia	0,12	0,19	0,38	0,32

Tabla 3.2. Índices de Shannon-Wiener, de Dominancia y de Pielou discriminados por estación de muestreo. Campaña de relevamiento de ictiofauna de septiembre de 2021 utilizando equipos de pesca eléctrica.

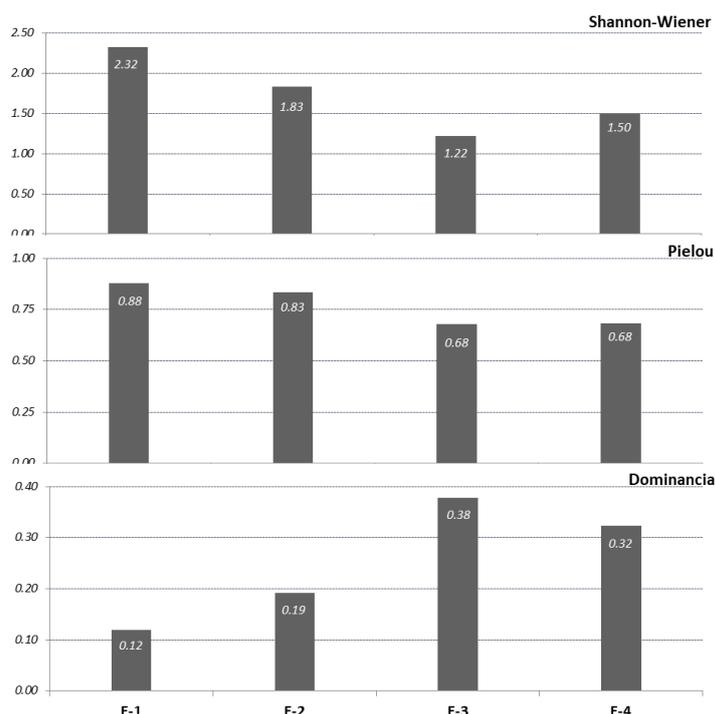


Figura 3.7. Índices de Shannon-Wiener, de Dominancia y de Pielou discriminados por estación de muestreo. Campaña de relevamiento de ictiofauna de septiembre de 2021 utilizando equipos de pesca eléctrica.

Todos los valores que tomaron los índices que se relacionan con una comunidad con mayor biodiversidad correspondieron al río Pantanoso (E-1), que fue el ambiente donde los índices de Shannon-Wiener y de Pielou alcanzaron sus máximos valores y el de Dominancia los menores. El arroyo El Zorro (E-3) presentó valores intermedios de diversidad, pero una dominancia marcada debido a la alta representación relativa de *P. thomasi* y *T. corduensis*, con un 52 % y un 32 % de los individuos capturados respectivamente. Entre esos valores que pueden considerarse extremos se ubican los ríos Valle Morado (E-2) y Piedras (E-4). En el primero de ellos se observó una codominancia (27 % en ambos casos del total de peces capturados) de *Hypostomus paranensis* y *Rineloricaria steinbachi*; mientras que en segundo, el taxón predominante fue *R. steinbachi* con el 51 % de los registros. De esto se desprende que esta última especie, un organismo con varias adaptaciones para negociar fuertes corrientes (al igual que *H. paranensis*), puede ser considerada como dominante en el eje Valle Morado-Piedras. La relación entre las adaptaciones de los peces, sus historias de vida y los resultados de este muestreo se discutirá en la Sección 3.1.4.

En lo que respecta a la beta diversidad, la Tabla 3.3 muestra la matriz correspondiente a los índices de similitud de Jaccard y Morisita-Horn. El primero se centra exclusivamente en el número de especies compartidas y exclusivas por curso de agua, mientras que el segundo considera además las proporciones de cada taxón, midiendo por lo tanto la probabilidad de que dos individuos seleccionados al azar, cada uno de un sitio o grupo diferente, sean de la misma especie. La Figura 3.8 muestra los agrupamientos encontrados utilizando los mismos índices.

Jaccard	E-1	E-2	E-3	E-4	Morisita-Horn	E-1	E-2	E-3	E-4
E-1	1,00				E-1	1			
E-2	0,64	1,00			E-2	0,50	1,00		
E-3	0,33	0,36	1,00		E-3	0,58	0,16	1,00	
E-4	0,53	0,50	0,50	1,00	E-4	0,53	0,59	0,42	1,00

Tabla 3.3. Índices de similitud de Jaccard y Morisita-Horn. Campaña de relevamiento de ictiofauna de septiembre de 2021 utilizando equipos de pesca eléctrica.

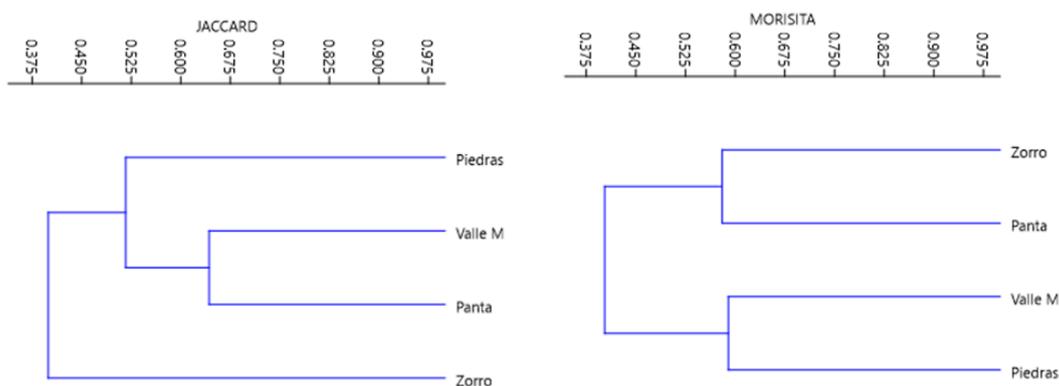


Figura 3.8. Agrupamiento (Algoritmo UPGMA) según los índices de similitud de Jaccard (izquierda) y Morisita-Horn (derecha) para los ambientes muestreados. Campaña de relevamiento de ictiofauna de septiembre de 2021 utilizando equipos de pesca eléctrica. Para mayor claridad en esta oportunidad de optó por poner los nombres de los ambientes. Piedras: río Piedras (E-4); Valle M: río Valle Morado (E-2); Panta: río Pantanoso (E-1); Zorro: arroyo El Zorro (E-3).

En lo que respecta a su composición cualitativa (agrupamiento por Jaccard), se observó que el ambiente más disímil, como era de esperarse debido a sus dimensiones, la escasa cantidad de agua presente y heterogeneidad reducida de hábitat es el arroyo El Zorro (E-3), básicamente debido al gran número de especies que se registraron en otros ambientes y que aquí estuvieron ausentes (9 de 15 especies no registradas). Por otro lado, los ríos Valle Morado y Pantanoso fueron los más similares cualitativamente, compartiendo 9 especies de 14 registradas en el conjunto de ambos cursos de agua, siendo *Astyanax lineatus*, *Loricaria holmbergi*, *Psalidodon chico*, *O. bolivianus* y *Trichomycterus barbouri* registradas solamente en el primero de los ambientes y no en el segundo. Cabe acotar que las 2 últimas especies, como se ha referido previamente, solo se capturaron en el río Pantanoso.

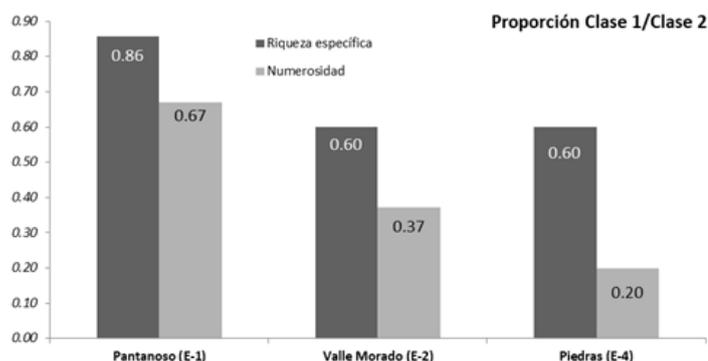
Por su parte al considerar tanto la composición como la proporción de especies (agrupamiento por Morisita-Horn), la situación resultó diferente, generándose 2 grupos claramente diferenciados, si bien a un nivel relativamente bajo de similitud: por un lado se unieron los ríos Pantanoso (E-1) y el arroyo El Zorro (E-3) y por el otro los ríos Valle Morado (E-2) y Piedras (E-4). En el primero de los casos esto cobra sentido al ser el E-3 un afluente de E-1, y en el segundo por pertenecer ambos ambientes al mismo eje, pudiéndose considerar en este caso al Pantanoso, a su vez, como un afluente de dicho eje con características diferenciadas, como se discute a continuación.

3.1.4. Historias de vida. El ensamble de peces que caracteriza un ambiente es el resultado de un conjunto de variables entre las cuales la conectividad, la productividad, la heterogeneidad espacial y el tipo, frecuencia y periodicidad de los disturbios se encuentran entre las más importantes (Welcomme 1985, Tilman 1982, Huston 1979, 1994). Esta afirmación ha sido confirmada por numerosos estudios de campo y modelos teóricos (por ejemplo ver Pollock 1989 para una síntesis). Si bien los resultados de esta campaña deben ser tomados como preliminares, resulta de interés hacer algunas consideraciones a modo hipotético respecto a las historias de vida de las especies encontradas en cada uno de los ensambles encontrados. Los peces que explotan ambientes como los presentes en la RP El Pantanoso deben negociar diferentes situaciones, dentro de las cuales la existencia de riadas estivales y las condiciones rítmicas de los cursos de agua son las más importantes. En ese contexto, las especies pueden presentar estructuras o comportamientos que mejoren su valor adaptativo. Entre las adaptaciones que suelen citarse para peces de ambientes con velocidades de corriente altas y/o turbulentos se encuentran a) hábitos bentónicos, explotando la interfase agua/sustrato donde la corriente es menor debido a los efectos del rozamiento; b) existencia de estructuras de fijación del tipo ventosa, tales como la boca de los loricáridos, c) presencia de espinas y/o rugosidades corporales para fijación tales como las presentes en tricomycetáridos; d) formas corporales aplanadas o serpentiformes que favorecen la permanencia en fondos duros, o con grietas, tales como la de muchos siluriformes o e) comportamientos tales como el enterramiento en fondos blandos (Welcomme 1989). Por otro lado, los peces que explotan la columna de agua deben ser necesariamente buenos nadadores, como en el caso de los salmónidos, aunque su abundancia muchas veces dependerá fuertemente de la existencia de refugios tales como rocas grandes, troncos o raíces sumergidas por cuestiones de economía energética. Es de esperar entonces que en ambientes de montaña, a medida que aumenta la energía del agua predominen formas de vida adaptadas a estas condiciones limitantes.

La Figura 3.9 muestra las proporciones entre peces que utilizan la columna de agua (Clase 1) y peces bentónicos con adaptaciones a corrientes rápidas (Clase 2), tanto en numerosidad como en cantidad de taxones para 3 de los 4 ambientes estudiados, excluyendo el arroyo El Zorro de los análisis, debido a su escaso caudal. Puede observarse que el río Pantanoso (E-1) presenta las mayores proporciones de peces que usan la columna de agua, básicamente Characiformes de la familia Characidae, mientras que por el contrario los ríos Valle Morado (E-2) y Piedras (E-4) muestran una mayor proporción de peces adaptados a negociar corrientes fuertes, principalmente Siluriformes de las familias Loricariidae y Trichomycteridae en conjunto con

Characiformes de la familia Parodontidae y Crenuchidae. Esta situación es tanto más marcada cuando se considera el número de individuos de cada categoría. La observación en campo del tamaño del sustrato de los ríos puede dar una idea de la energía del agua en un ciclo anual, siendo la granulometría aparentemente mayor en el eje Valle Morado-Piedras al menos en los tramos muestreados, lo cual estaría de acuerdo con las diferencias encontradas en los ensambles comunitarios entre las Clases 1 y 2 de peces.

Figura 3.9. Proporciones entre peces que utilizan la columna de agua (Clase 1) y peces bentónicos con adaptaciones a corrientes rápidas (Clase 2) para la numerosidad y cantidad de taxones para 3 de los 4 ambientes estudiados. Campaña de relevamiento de ictiofauna de septiembre de 2021 utilizando equipos de pesca eléctrica. Para mayor claridad en esta oportunidad de optó por incluir los nombres de los ambientes.



Por último, se ha mencionado previamente que el río Pantanoso mostró los mayores valores de riqueza específica (Sección 3.1.1), numerosidad, biomasa (Sección 3.1.2) y biodiversidad (Sección 3.1.3). Esta situación, en una primera aproximación implica a) mayor productividad como lo refleja la biomasa y la cantidad de biofilm observado en el sustrato relacionado por otro lado con la mayor transparencia de este ambiente, al contrario de los ríos Valle Morado y Piedras que son de aguas turbias y b) mayor cantidad de microhábitats y de nichos disponibles, como lo refleja la riqueza específica: por ejemplo para este ambiente se registró el único taxón de hábitos claramente piscívoros (*O. bolivianus*). Estas características, como se mencionó, suelen relacionarse con ecosistemas con menor nivel de perturbación y mayor productividad y disponibilidad de microhábitats.

3.2. Datos ambientales

La Tabla 3.4 muestra los valores de las variables ambientales medidas en el contexto de este estudio en los sitios en que pudieron realizarse las determinaciones correspondientes por contar con agua. Del análisis de los valores resulta claro que todos los ambientes presentan condiciones homogéneas en lo que respecta al pH, que es de tipo básico, siendo la temperatura más dependiente del ciclo diario al menos en algunos de los casos. Respecto a la conductividad y por ende el TDS, puede separarse a los ambientes en 2 grandes grupos: a) los correspondientes a los humedales, con muy baja conductividad (130-148 $\mu\text{S}/\text{cm}$) y b) los correspondientes a los cursos de agua, siendo la vía de mayor conductividad el arroyo el Zorro con 538 $\mu\text{S}/\text{cm}$, seguido por el río Pantanoso (305-321 $\mu\text{S}/\text{cm}$) y los ríos Valle Morado y Piedras con valores de 205 y 254 $\mu\text{S}/\text{cm}$ respectivamente. Debido a que la conductividad refleja la fracción iónica del agua, incluyendo los nutrientes tales como el nitrógeno y fósforo soluble o

biodisponible, estos resultados para los ríos podrían apoyar la hipótesis de una mayor productividad en el río Pantanoso, tal lo expresado en la Sección 3.1.4.

<u>Estación</u>	<u>Curso/Humedal</u>	<u>Hora</u>	<u>pH</u>	<u>T°</u>	<u>K</u>	<u>TDS</u>
E-1	Río Pantanoso	15:20	8,00	25,8	305	156
E-2	Río Valle Morado	16:22	8,11	24,7	205	105
E-3	Arroyo El Zorro	11:40	8,30	16,7	538	270
E-4	Río Piedras	17:15	8,20	25,6	254	125
-	Río Pantanoso, arriba boca Zorro	14:20	8,30	21,3	321	164
E-5	Laguna Seca	12:01	-	-	-	-
E-6	Laguna Negra	12:25	-	-	-	-
E-7	Laguna Tortugas	12:50	8,15	19,0	130	63
E-8	Laguna Nueva	13:15	-	-	-	-
E-9	Laguna Quemada	13:31	8,20	29,2	148	76

Tabla 3.4. Variables ambientales del agua medidas durante la campaña de relevamiento de ictiofauna de septiembre de 2021. T°: temperatura en grados centígrados; K: conductividad eléctrica en micro siemens/cm; TDS: total de sólidos disueltos en mg/l.

De los 5 humedales ubicados a la vera de la ruta (estaciones 5 a 9), solamente 2 contaban con agua en sus cubetas (Tabla 2.2). Se presenta a continuación una breve descripción de las características más relevantes de cada uno de ellos.

Nombre: Laguna Seca	Fecha de visita: 25/9/2021	Estado: Sin agua
Coordenadas geográficas		
Latitud: -23.526443°	Longitud: -64.578441°	
Dimensiones de la cubeta		
Largo: s/d	Ancho: s/d	Profundidad: s/d
<i>Imágenes</i>		
		
Observaciones		
Ubicada a la vera de camino en un entorno de baja infiltración solar. Se considera poco probable la existencia de peces. Debería muestrearse en período de aguas altas.		

Nombre: Laguna Negra	Fecha de visita: 25/9/2021	Estado: Sin agua
Coordenadas geográficas		
Latitud: -23.529508°	Longitud: -64.557686°	
Dimensiones de la cubeta		
Largo: 30,6 m	Ancho: 8,8 m	Profundidad: s/d
<i>Imágenes</i>		
		
Observaciones		
<p>Ubicada a la vera de camino en un entorno de alta infiltración solar. Fondo compacto arcilloso ocupado por gramíneas y arbustivas en los bordes de la cubeta. Se considera poco probable la existencia de peces. Debería muestrearse en período de aguas altas. Se colectaron sedimentos para explorar la presencia de huevos de peces. Pisoteo de fauna en los márgenes.</p>		

Nombre: Laguna Tortugas	Fecha de visita: 25/9/2021	Estado: Con agua
Coordenadas geográficas		
Latitud: -23.530770°	Longitud: -64.550910°	
Dimensiones de la cubeta		
Largo: 10,0 m	Ancho: 10,0 m	Profundidad: 0,4 m
<i>Imágenes</i>		
		
Observaciones		
<p>Ubicada a la vera de camino en un entorno de infiltración solar moderada. Fondo compacto anóxico oscuro sin olor, pero con acumulación de materia orgánica. Presencia de vertebrados y macroinvertebrados acuáticos. Presencia de plantas vasculares flotantes (<i>Pistia sp</i>; <i>Azolla sp</i>). Borde de la cubeta con gramíneas sin presencia de palustres. Se considera probable la existencia de peces. Debería muestrearse en período de aguas altas. Se colectaron sedimentos para explorar la presencia de huevos de peces. Pisoteo de fauna en los márgenes.</p>		

Nombre: Laguna Nueva	Fecha de visita: 25/9/2021	Estado: Sin agua
Coordenadas geográficas		
Latitud: -23.539373°	Longitud: -64.546818°	
Dimensiones de la cubeta		
Largo: 23,0 m	Ancho: 22,0 m	Profundidad: s/d
<i>Imágenes</i>		
		
Observaciones		
<p>Ubicada a la vera de camino en un entorno de alta infiltración solar. Forma arriñonada. Fondo compacto. Borde de la cubeta con arbustivas. Se considera poco probable la existencia de peces. Debería muestrearse en período de aguas altas. Se colectaron sedimentos para explorar la presencia de huevos de peces. Pisoteo de fauna en los márgenes.</p>		

Nombre: Laguna Quemada	Fecha de visita: 25/9/2021	Estado: Con agua
Coordenadas geográficas		
Latitud: -23.547538°	Longitud: -64.534450°	
Dimensiones de la cubeta		
Largo: 69,5 m	Ancho: 39,8 m	Profundidad: 0,2 m
<i>Imágenes</i>		
		
Observaciones		
<p>Ubicada a la vera de camino en un entorno de alta infiltración solar. Fondo compacto, amarronado y sin olor particular. Sectores de turba. Borde de la cubeta con arbustivas y gramíneas de gran porte. Pequeños acúmulos algales. Probable estado anóxico. Presencia de flora vascular emergente y plantas palustres. Se considera probable la existencia de peces. Debería muestrearse en período de aguas altas. Se colectaron sedimentos para explorar la presencia de huevos de peces. Pisoteo de fauna en los márgenes.</p>		

4. Conclusiones y Recomendaciones

El sitio de trabajo puede ser caracterizado por su alta heterogeneidad ambiental debido a su ubicación geográfica y topografía; y en el caso particular de sus ambientes acuáticos se agrega a esta dimensión espacial una temporal que marca muy fuertemente las características de su biota, como es el acusado ciclo hidrológico que condiciona sobremanera sus comunidades. Si bien dicha heterogeneidad es parte de los requisitos necesarios para el mantenimiento de los procesos ecológicos del territorio, también agrega complejidad a los abordajes que pretendan realizarse, cualquiera sea su finalidad. Es por eso que si bien este documento trata sobre los muestreos realizados durante septiembre de 2021, también se comienza a delinear una visión más amplia e integrada de la situación actual, generando un conjunto de recomendaciones para optimizar el conocimiento del sistema y determinar a futuro medidas de protección adecuadas si es que son necesarias. Debido a que cuanto más complejo sea un proceso más información debe considerarse para describirlo, se considera prioritario un abordaje holístico que considere dicha complejidad como base de todo enfoque.

Este informe presenta los primeros datos referentes al conocimiento de la ictiofauna y procesos ecológicos asociados en los ambientes relacionados con la RP El Pantanoso. Si bien los mismos deben ser considerados como sumamente preliminares y se espera que a medida que aumente el esfuerzo de muestreo y se trabaje sobre diferentes épocas del año se obtenga un panorama más certero de sus habitantes acuáticos. El carácter provisorio de los datos obtenidos queda reflejado, por ejemplo, en la inexistencia de capturas de *P. endy* en el río Pantanoso, aunque la especie se registró en su afluente, el arroyo El Zorro, lo cual implica necesariamente su existencia en ambos cursos. Es de esperar, por otro lado, que a medida que el esfuerzo de muestreo aumente aparezcan especies aun ausentes, o que las especies raras o poco representadas, como por ejemplo *T. barbouri* (2 registros) sean correctamente consideradas en su representación relativa. También debe tenerse en cuenta que las especies migratorias solo aparecen en determinadas épocas del año, en general asociadas a eventos de aumento de caudales. Al respecto se ha registrado por ejemplo la presencia de arribazones de *P. lineatus* a la zona de estudio en el pasado (Vallejos, com. pers.), y el mismo informante considera que la existencia de un azud ubicado en el río Piedras puede ser la causa de la falta de registros de la especie en los últimos años, lo que puede ser considerado de manera hipotética.

Como sea, el principal resultado de esta campaña es la clara diferenciación del río Pantanoso con el resto de los ambientes muestreados, presentando los mayores valores de $CPUE_{tn}$, $CPUE_{tb}$ y registrándose en el mismo la mayor biodiversidad. Las causas de esta situación pueden ser varias pero se mencionan como probables la mayor transparencia que permite la existencia apreciable de biofilm (un aglomerado de bacterias, protozoos, hongos y algas que se relaciona claramente con la productividad primaria) y una menor velocidad de corriente que

permite la existencia, en principio, de mayor cantidad de individuos adaptados a corrientes más lentas, como los peces que explotan la columna de agua. Claramente las condiciones ambientales a nivel macro se mostraron diferentes en el área de trabajo entre este ambiente y el eje Valle Morado-Piedras, pudiéndose hipotetizar que el río Valle Morado es el que da el carácter al río Piedras. En ese contexto el río Pantanoso se comportaría más como un afluente con características diferenciales.

Respecto a los humedales se considera necesario repetir los muestreos en época de aguas altas para descartar o no la presencia de peces en los mismos. No obstante, tanto en estos ambientes como en los ríos se debería considerar complementar los estudios de la ictiofauna con muestreos de macroinvertebrados bentónicos. Los macroinvertebrados bentónicos son organismos asociados al fondo de tamaño superior a 0,5 mm, y entre ellos se pueden distinguir principalmente moluscos, crustáceos, anélidos y estadíos inmaduros de insectos. Representan una gran variedad de grupos funcionales (definidos por el tipo y mecanismo de alimentación) y por lo tanto son el nexo para la transferencia energética entre los productores primarios y los grupos tróficos superiores, que en gran medida en el área de estudio son los peces. La gran diversidad de grupos funcionales, tamaños, hábitats y niveles de tolerancia a diferentes tipos de contaminación han determinado que sea un grupo ampliamente utilizado en programas de biomonitorio, ya que las variaciones en las poblaciones de determinadas familias pueden reflejar adecuadamente la calidad del agua. Los índices biológicos basados en macroinvertebrados son ampliamente utilizados en el NOA y han mostrado resultados coherentes con el grado de conservación de ambientes loticos. Es por ello que se emplean como herramientas de análisis validada y actual y por lo expresado previamente también darían información sobre la productividad de los ambientes y las vías de circulación de la energía en la trama trófica.

Más allá de lo expresado hasta el momento como abordaje general, los estudios de fauna acuática deberían realizarse de manera integral. Esto implica como primera medida sostener una modalidad de campañas coincidentes en el tiempo y el espacio para peces y macroinvertebrados. Los muestreos deberían contemplar de alguna manera la colecta y análisis de datos fisicoquímicos (por ejemplo iones mayoritarios, fracciones de nitrógeno y fósforo, sólidos totales). Estas determinaciones son esenciales ya que se relacionan de manera directa con la composición y estructura de comunidades de macrobentos y peces.



5. Bibliografía

- Aguilera, G. 2010. Determinación de factores que influyen en la composición y distribución de las comunidades de peces en la cuenca del Río Salí, Tucumán, Argentina. Tesis Doctoral no publicada, Universidad Nacional de Tucumán- Facultad de Ciencias Naturales e I.M.L., 170 Pp.
- Aguilera, G. 2016 a. Peces del río San Lorenzo, Jujuy Argentina. Informe Final presentado a la Fundación ProYungas. 17 pp.
- Aguilera, G. 2016 b. Peces del río San Lorenzo, Jujuy Argentina (segunda campaña). Informe Final presentado a la Fundación ProYungas. 20 pp.
- Arenas P. 2003. Etnografía y alimentación entre los Toba-Nachilamole#eky Wichí-Lhuku'tas del Chaco Central : Argentina. 1ª. ed. Del autor. 562 pp.
- Begon, M.; J. Harper y C. Townsend. 1988. Ecología. Individuos, poblaciones y comunidades. Omega (ed.), Barcelona. 886 pp.
- Bonetto A. 1964. Investigaciones sobre migraciones de los peces en los ríos de la cuenca del Plata. Ciencia e Investigación 19 (1-2): 12-26.
- Bonetto A. A. 1986. Fish of the Paraná System. En B.R. Davies y K.F. Walker (eds.): The Ecology of River Systems. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, Netherlands. pp. 573-588.
- Bonetto A. A. 1986. Fish of the Paraná System. En B.R. Davies y K.F. Walker (eds.): The Ecology of River Systems. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, Netherlands. pp. 573-588.
- Bonetto, A., Pignaberi C., Cordiviola de Yuan E y O. Oliveros. 1971. Informaciones complementarias sobre las migraciones de peces en la cuenca del Plata. Physis (XXX), 81: 505-520.
- Brown A., Pacheco S., Lomáscolo T. y L. Malizia. 2005. Situación ambiental de los bosques andinos yungueños. En Brown, Martínez Ortiz, Acerbi y Corcuera (eds.). La Situación ambiental en la Argentina 2005. FVSA: 53-61.
- Brown, A. y M. García Moritán. 2012. Bitácora de las Yungas II. La Ruta de la Diversidad en el Alto Bermejo. Ediciones del Subtrópico. Yerba Buena, Tucumán. 88 pp.
- Cancino, F. 2017. Peces del río San Lorenzo, Jujuy Argentina (tercera campaña). Informe Final presentado a la Fundación ProYungas. 13 pp.
- Cancino, F. 2018. Peces del Río Ledesma, Dpto. Ledesma, Jujuy. Informe Final presentado a la Fundación ProYungas. 13 pp.
- Cancino, F. y G. Aguilera. 2016. Ictiofauna. En Antelo, C; Bulacio, E.; Cancino, F.; Marigliano, N.; Peralta, M.; Ramallo, G. y F. Romero (eds.). Biodiversidad y fronteras. Cuenca del río Bermejo (Salta, Argentina). Serie conservación de la Naturaleza N° 21. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina: 40-44.
- Casalnuovo M., Oldani N, Dominino J., Micucci P. y P. Menseguez. 2016. Desarrollo de un plan de trabajo para el uso/aprovechamiento racional de las comunidades ícticas en el bañado La Estrella por parte de las comunidades Pilagás. Provincia de Formosa. Argentina. Informe presentado a la Fundación Biodiversidad Argentina. 38 pp.

- Casalinuovo, M. 2019. Muestreo de Peces del río San Francisco, Jujuy, Argentina. Informe Final presentado a la Fundación ProYungas. 23 pp.
- Casalinuovo, M. 2020. Monitoreo de ictiofauna en el Paisaje Productivo Protegido Ledesma SAAI, Jujuy, Argentina: Sistemas de Captación y Conducción de Agua. Informe Final presentado a la Fundación ProYungas. 42 pp
- Casalinuovo, M.; González Achem, A. y J. Mayal. 2021. Monitoreo fauna acuática en el Paisaje Productivo Protegido Ledesma SAAI, Jujuy, Argentina: Sistemas de Captación y Conducción de Agua II. Informe Final presentado a la Fundación ProYungas. 66 pp.
- Cowx, I. G. & M. J. Collares Pereira. 2002. Freshwater fish conservation: options for the future. In: Collares-Pereira, M.J., I. G. Cowx, & M. M. Coehlo (Eds.): Conservation of freshwater fishes: options for the future. Oxford: Fishing News Books, Blackwell Science, pp. 443-452.
- Fausch, K.D., J. Lyons, J.R. Karr & P.L. Angermeier. 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. American Fisheries Society Symposium 8: 123–144.
- Hair, J. 1987. Medida de la Diversidad Ecológica. En WWF Manuales. Manual de Técnicas de Gestión de Vida Silvestre. Bethesda Maryland: 283-289.
- Hammer, Ø.; Harper, D. & P. Ryan. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. Palaeontologia Electronica 4(1): 9pp.
- Hued, A. & M. Bistoni. 2005. Development and validation of a Biotic Index for evaluation of environmental quality in the central region of Argentina. Hydrobiologia (2005) 543: 279–298 Springer 2005. DOI: 0.1007/s10750-004-7893-1.
- Huston, M. 1979. A general hypothesis of Species diversity. American Naturalist 113: 81-101.
- Huston, M. 1994. Biological diversity and agriculture. Science 265: 458-459.
- IAIA (International Association for Impact Assessment). 2004. Biodiversity and Impact Assessment. www.iaia.org.
- IPBES. (Plataforma Intergubernamental Científico-Normativa sobre Diversidad Biológica y Servicios de los Ecosistemas). 2019. Resumen para los encargados de formulación de políticas. 56 pp.
- Karr, J.R. 1981. Assessment of Biotic Integrity using fish communities. Fisheries 6(6): 21–27.
- Krebs, Ch. 1986. Ecología. Pirámide eds. 782 pp.
- López, H. 2001. Estudio y uso sustentable de la Biota Austral: Ictiofauna Continental Argentina. Rev. Cubana Invest. Pesq. (Supl. Especial versión electrónica). Abril de 2001. SIN CUB 0138-8452.
- Lowe-Mac Conell, R. 1987. Ecological studies in tropical fish communities. Cambridge University Press, Cambridge. 382 pp.
- Lozano, I.; Llamanzares Veigh, S.; Gómez, M.; Piazza, Y.; Salva, J. y C. Fuentes. 2019. Episodic recruitment of young *Prochilodus lineatus* (Characiformes: Prochilodontidae) during high discharge in a floodplain lake of the River Paraná, Argentina. Fish. Manag. Ecol. (23), 3: 260-268.
- Magurran, A. E. 1989. Diversidad ecológica y su medición. Barcelona, Vedral. 200 pp.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment). 2003. Ecosystem and Human Well Being: A Framework for Assessment. Island Press. www.millenniumassessment.org.
- Menni, R. C. 2004. Peces y ambientes en la Argentina continental. Monografías del Museo Argentino de Ciencias Naturales, 5. 316 pp.

- Mirande, M. y G. Aguilera. 2009. Los peces de la Selva Pedemontana del noroeste argentino. En Selva Pedemontana de las Yungas. Brown A.; Blendinger, P. Lomáscolo T. y P. García Bes (eds.). Ediciones del Subtrópico: 169-211.
- Monasterio de Gonzo, G. 2003. Peces de los ríos Bermejo, Juramento y Cuencas Endorreicas de la provincia de Salta. Museo de Ciencias Naturales y Consejo de Investigaciones Universidad de Salta. 1° ed., Salta, Argentina. 242 pp
- Moreno, C. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. Manuales y Tesis Sociedad Entomológica Aragonesa. 81 pp.
- Newman, M.C. y M. A. Unger. 2003. Fundamentals of Ecotoxicology. Lewis Publishers, USA. 458 pp.
- Oldani N.O. 1990. Variaciones de la abundancia de peces del valle del río Paraná (Argentina). Rev. Hydrobiol. Trop. 23 (1): 67-76.
- Poff, N. L. y J. V. Ward. 1989. Implications of stream flow variability and predictability for lotic community structure: a regional analysis of stream flow pattern. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 46:1805-1818.
- Pollock, M. 1998. Biodiversity. En River Ecology and Management. Lesson from the Pacific Coastal Ecoregion. Naiman, R. J. & R. E. Bilby (eds.). Springer. 705 pp.
- Prado, D. 1995. Selva pedemontana: contexto regional y lista florística de un ecosistema en peligro. En Brown, A. y H. Grau (eds.). Investigación, conservación y desarrollo en Selvas Subtropicales de montaña. Ediciones del Subtrópico, Tucumán: 19-52.
- Prat, N.; Río, B.; Acosta, R. y M. Rieradevall. 2009. Los macroinvertebrados como indicadores de la calidad de las aguas. En E. Domínguez y H. Fernández, (eds.) Macroinvertebrados Bentónicos Sudamericanos. Sistemática y Biología. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina: 631-654.
- Revenga, C.; I. Campbell; R. Abell; P. de Villiers y M. Bryer. 2005. Prospects for monitoring freshwater ecosystems towards the 2010 targets. Philosophical Transactions of the Royal Society B, 360: 397-413.
- Richter, B. D.; J. V. Baumgartner; J. Powell y D. P. Braun. 1996. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. Conservation Biology, 10: 1163-1174.
- Saravia Toledo, C. y R Luti. 1982. Chaco semiárido y Centro. Conservación de la vegetación natural en la República Argentina. Simposio XVI Jornadas Argentinas de Botánica: 25-34.
- Sverlij S. y A. Espinach Ros. 1986. El dorado *Salminus maxillosus* (Pisces, Characiformes) en el Río de la Plata y río Uruguay inferior. Rev. Invest. y.Des. Pesq. (6):57-75.
- Sverlij, S.; Liotta, J.; Minotti, P.; Brancolini, F.; Baigún, C. y F. Firpo Lacoste. 2013. Los peces del Corredor Fluvial Paraná-Paraguay. En Inventario de los humedales de Argentina. Sistemas y paisajes de humedales del Corredor Fluvial Paraná-Paraguay. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación: 341-356.
- Tagliaferro, M. 2020. Usos de peces y macrófitas como indicadores. En La bioindicación en el monitoreo y evaluación de los sistemas fluviales de la Argentina: bases para el análisis de la integridad ecológica / Eduardo Domínguez... [et al.] ; compilado por Eduardo Domínguez ; Adonis Giorgi ; Nora Gómez.- 1a ed . Ciudad Autónoma de Buenos Aires : Eudeba, 2020.
- Tilman, D. 1982. Resource competition and community structure. Princeton Univ. Press. Princeton, New Jersey, USA. 296 pp.
- Vari, R. & L. Malabarba. 1998. Neotropical Ichthyology: An Overview. En L. Malabarba; R. Reis; R. Vari; Z. Lucena & C. Lucena (eds.). Phylogeny and classifications of Neotropical fishes. EDIPUCRS, Porto Alegre. 603 pp.

Vazzoler, A.; Agostinho, A. y N. Hahn. 1997. Composição, abundancia e distribuição espaço-temporal da ictiofauna. En: A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. Universidade Estadual de Maringá: 179-208.

Walker, K. F., F. Sheldon y J. T. Puckridge. 1995. A perspective on dry land river ecosystems. Regulated rivers: Research & Management, 11: 85-104.

Welcomme R. 1985. River Fisheries. FAO Technical Paper N° 262, Roma. 340 pp.

Welcomme, R. 1979. Fisheries ecology of floodplain rivers. London: Longman. 317 pp.

ANEXO I

Número (N°) y biomasa (Bio) de las especies registradas en los cursos de agua muestreados en la RP El Pantanoso. Campaña de relevamiento de ictiofauna de septiembre de 2021 utilizando equipos de pesca eléctrica

Estación de Muestreo		E-1		E-2		E-3		E-4	
	<i>Especie</i>	N°	Bio	N°	Bio	N°	Bio	N°	Bio
1	<i>Acrobrycon ipanquianus</i>	15	130,7	7	63,4	-	-	-	-
2	<i>Astyanax lineatus</i>	3	19,3	-	-	1	3,2	-	-
3	<i>Characidium cf. zebra</i>	14	63,0	7	24,9			2	10,3
4	<i>Heptapterus mustelinus</i>	6	123,2	1	16,4	1	26,3	1	6,7
5	<i>Hypostomus paranensis</i>	5	13,1	13	59,5			2	116,4
6	<i>Loricaria holmbergi</i>	17	147,4	-	-	-	-	3	19,2
7	<i>Odontostilbe microcephala</i>	18	45,0	4	10,2	-	-		
8	<i>Oligosarcus bolivianus</i>	8	104,6	-	-	-	-	-	-
9	<i>Parodon carrikeri</i>	4	96,1	1	7,9	-	-		
10	<i>Piabina thomasi</i>	20	98,8	2	5,4	16	55,9	6	13,9
11	<i>Psalidodon chico</i>	1	10,9	-	-	-	-	3	0,6
12	<i>Psalidodon endy</i>	-	-	-	-	1	5,9	5	1,0
13	<i>Rineloricaria steinbachi</i>	16	107,4	13	35,2	2	14,6	43	37,2
14	<i>Trichomycterus barbouri</i>	2	7,5	-	-	-	-	-	-
15	<i>Trichomycterus corduensis</i>	39	99,6	1	0,4	10	42,6	20	46,8