

Comparación de estaciones fijas de videos subacuáticos con la pesca eléctrica para el registro de peces y su estimación de abundancia relativa en un río andino-patagónico

María Valeria Fernández^{1*} , Alejandro Sosnovsky¹ , Magalí Rechencq¹ , Patricio Jorge Macchi¹ , Gilda Garibotti²  y Marcelo Fabián Alonso^{1,2} 

¹ Grupo de Evaluación y Manejo de Recursos Ícticos (GEMaRI), Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Medioambiente (INIBIOMA) (Universidad Nacional del Comahue-CONICET). San Carlos de Bariloche, Río Negro, Argentina.

² Centro Regional Universitario Bariloche, Universidad Nacional del Comahue. San Carlos de Bariloche, Río Negro, Argentina.

* Autor responsable de la correspondencia: fernandezmv@comahue-conicet.gob.ar

Recibido: 03/09/24

Aceptado: 17/02/25

Disponible online: 24/04/25

RESUMEN

Comparación de estaciones fijas de videos subacuáticos con la pesca eléctrica para el registro de peces y su estimación de abundancia relativa en un río andino-patagónico.

El monitoreo de los peces y el uso del espacio a través del tiempo nos proporciona una comprensión profunda de los procesos que suceden en las poblaciones y en la comunidad en el ecosistema acuático. Para llevar a cabo este monitoreo es conveniente emplear métodos que no sean perjudiciales para las especies ni para el medio ambiente, evitando alterar el hábitat natural. El río Limay Superior es un importante corredor utilizado por varias especies de peces nativas y exóticas. A lo largo de su recorrido presenta diversos tipos de hábitats tanto en el canal principal como en canales secundarios y temporales. El objetivo de este estudio fue evaluar la efectividad de cámaras subacuáticas en la detección y estimación de la abundancia de peces en zonas ribereñas de un gran río nor-patagónico y comparar los resultados obtenidos con el método de pesca eléctrica, técnica tradicional utilizada hasta el momento en este río. Se muestrearon 49 sitios del río ubicados en el cauce principal y en brazos secundarios activos y temporarios. Se realizaron filmaciones con estaciones fijas de video subacuático (EVS) y luego de 50 minutos de filmación se llevó a cabo una pesca eléctrica en el área de influencia de los peces que quedó registrada en video. Los resultados indicaron que las EVS son apropiadas para el monitoreo de especies y el análisis de abundancia relativa. Además, el uso de estas cámaras mejora la calidad de la observación del ensamble de peces y reduce la mortalidad asociada con la captura, al tiempo que requiere un mínimo de personal en el campo. Los videos subacuáticos son una herramienta eficaz que junto a otras técnicas de muestreo son excelentes para el monitoreo de especies de peces en ecosistemas fluviales.

PALABRAS CLAVE: conservación, monitoreo poblacional, río Limay, especies nativas.

ABSTRACT

Comparison of fixed underwater video stations with electrofishing for recording fish and estimating relative abundance in an Andean-Patagonian river.

Monitoring fish and space use over time helps us understand the processes occurring in populations and communities within the aquatic ecosystem. To carry out this monitoring, it is advisable to use methods that are not harmful to the species or the

environment, avoiding disruption of the natural habitat. The upper Limay River serves as a crucial corridor for various native and exotic species. Along its course, it features diverse types of habitats in its main channel and secondary and temporary channels throughout its course. The main of this study was to evaluate the effectiveness of underwater cameras in the detection and estimation of fish abundance in riparian areas of a large northern Patagonian River and compare the results obtained with the electrofishing method, a traditional technique used until now. in this river. Forty-nine river sites were sampled in the main channel and active and temporary secondary arms. Filming was conducted with fixed underwater video station (UVS), and after 50 minutes of recording, electrofishing was carried out in the area of fish influence that was recorded on video. The results indicated that the video technique was effective for species detection and the analysis of relative abundance. Moreover, the use of cameras improved the observation of fish assemblages and reduced fish mortality. Underwater videos are an effective tool that, along with other sampling techniques, are excellent for monitoring fish species in river ecosystems.

KEY WORDS: conservation, stock monitoring, Limay River, native species.

This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International (CC BY-NC 4.0) License.

INTRODUCCIÓN

Los peces de agua dulce son considerados bioindicadores eficaces a la hora de identificar cambios en los ecosistemas (Izzo et al., 2016; Yousefi et al., 2020). Estos cambios, considerados como amenazas para los ecosistemas, pueden deberse a la pérdida y degradación del hábitat, la sobreexplotación, el ingreso de especies invasoras, la contaminación, la extracción de agua y la regulación del caudal (Tognelli et al., 2019). Además, el monitoreo de la ictiofauna y su nivel de conservación junto al monitoreo del uso del hábitat nos ayuda a entender procesos a nivel poblacional y comunitario. Dicho monitoreo debería hacerse utilizando métodos de muestreo que no sean dañinos para los organismos o el medio ambiente. Dada la degradación acelerada del hábitat en los sistemas acuáticos, es fundamental evitar contribuir a la misma, especialmente en lugares donde existen especies vulnerables o protegidas.

El método de muestreo más utilizado en los cuerpos de agua lóticos a nivel mundial es la pesca eléctrica (Kerschbaumer et al., 2020; Sammons et al., 2024). Sin embargo, existen preocupaciones acerca del efecto de la electricidad sobre los peces y el riesgo de lesiones para los operadores (Hitt et al., 2021). El efecto sobre los peces va desde estrés fisiológico, hemorragias internas, lesiones en la columna hasta muerte directa por asfixia (Snyder, 2003; Nielsen, 2011). Por otro lado, el uso de la pesca eléctrica en ríos grandes es cuestionable dado que la eficiencia de captura decrece con el aumento de la profundidad y velocidad de corriente, con la complejidad estructural y con la

disminución de la talla de los peces (Pottier et al., 2020). Sumado a esto, debido a las preferencias de hábitat de algunas especies, a menudo se puede subestimar la cantidad real y la importancia relativa de peces presentes. Por esta última razón, los ecólogos también utilizan métodos visuales, por ejemplo, buzos experimentados, para el monitoreo de peces (Fitzsimons & Nishimoto, 1997; Willis & Babcock, 2000; Obura et al., 2002; Cerrano et al., 2017; Ashley et al., 2022; Irigoyen et al., 2023). En la Patagonia Norte Argentina el método utilizado de forma regular es la pesca eléctrica (Lallement et al., 2016, 2020, 2023). Sin embargo, en arroyos de bajo orden de la Patagonia Norte, Lallement et al. (2016) utilizaron ambas técnicas llegando a la conclusión que en estos arroyos la observación subacuática y la pesca presentaban resultados similares.

A nivel mundial los monitoreos de peces han incluido métodos visuales como los videos subacuáticos (Ebner & Morgan, 2013; Carr, 2014; Tweedie et al., 2023). Esto se debe a que la recopilación remota de datos por medio de videos permite a los ecólogos acuáticos comprender los ecosistemas a nuevas escalas temporales y espaciales (Porter et al., 2005; Jan et al., 2007; Ebner et al., 2009). Los videos son ideales para estudiar los ensambles de peces en pequeños parches de hábitat, particularmente aquellos ambientes donde no es posible utilizar otras técnicas. También permite realizar observaciones de comportamiento individual, lo que posibilita ampliar el estudio para incluir tanto patrones de composición de los ensambles de peces entre hábitats, como procesos (por

ejemplo, la alimentación) que pueden estar impulsando esos patrones (Admas et al., 2006). Las cámaras remotas también facilitan el estudio no destructivo, se genera un registro permanente que puede ser utilizado con diferentes objetivos, y lo más importante es que se reduce el número de individuos a sacrificar o extraer con posterior devolución cuando se necesitan recolectar muestras (Watson et al., 2005; Ebner et al., 2009; Ellender et al., 2012; Ebner et al., 2015).

La hidrología patagónica se caracteriza por la presencia de seis grandes cuencas que atraviesan el territorio desde los Andes al océano Atlántico (Pascual et al., 2007). En el noroeste de la Patagonia se han construido represas, particularmente en los ríos Limay y Neuquén, que han dado formación a varios embalses de gran tamaño. El río Limay es un importante conector físico de ambientes lenticos y para las poblaciones de peces que los habitan. El río presenta brazos secundarios, activos, temporarios y cerrados que brindan al igual que el cauce principal una gran variedad de tipos de hábitats entre los que predominan las correderas y pozones. Los monitoreos poblacionales no solo tienen como objetivo determinar la abundancia de las especies, sino también analizar cómo utilizan los diferentes tipos de hábitats en el río, con especial énfasis en las especies nativas. El objetivo de este trabajo fue evaluar la efectividad de cámaras subacuáticas en la detección y estimación de la abundancia de peces en zonas ribereñas de un gran río nor-patagónico y compararla con el método tradicional de pesca eléctrica.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Este estudio se realizó en el río Limay Superior desde la naciente en el lago Nahuel Huapi hasta unos 15 kilómetros antes de la confluencia con el río Traful en la cola del embalse Alicura (Fig. 1). En todo su recorrido tiene un régimen hídrico propio de los ríos emisarios de cuencas lacustres en las que las precipitaciones son embalsadas por el lago Nahuel Huapi, que eroga los volúmenes de agua retenidos en forma gradual, disminuyendo así la violencia de las crecidas. El

caudal promedio diario del río Limay Superior es de 224 000 l/s, sus aguas son transparentes y de baja conductividad (39.3 $\mu\text{S}/\text{cm}$), baja concentración de nutrientes (fósforo reactivo soluble = 1.9 $\mu\text{g}/\text{l}$ y nitrógeno inorgánico disuelto = 9.8 $\mu\text{g}/\text{l}$) (Díaz et al., 2007; Añón Suárez & Albariño, 2020) y de temperatura, que no excede los 19 °C en verano (Añón Suárez & Albariño, 2020).

La extensión del río Limay Superior es de 55 km y presenta tres tramos bien diferenciados en cuanto a su morfología. Desde su naciente y a lo largo de seis kilómetros, se caracteriza por estar moderadamente confinado en un único canal ancho y profundo, que discurre sobre un lecho con abundancia de gravas y bloques de diferentes tamaños. Está dominado por correderas y presenta pozones espaciados e infrecuentes. Luego y a lo largo de 41.4 km, el río tiene zonas de meandros sobre un lecho con predominancia de guijarros, gravas y algunos bloques, tiene islas y barras de sedimento, presenta un continuo de correderas y pozones alternados y muestra canales aluviales con planicies de inundación definidas. En gran parte del tramo existen canales secundarios permanentes, otros que se activan estacionalmente y canales que se desconectan del brazo principal y que por la presencia de surgentes tienen agua todo el año. En los últimos siete kilómetros el río está fuertemente influenciado por los eventos de crecidas y bajantes del embalse Alicura asociados a la demanda de la represa. Este es un tramo donde el río corre más lento y relativamente confinado en un canal ancho profundo sobre un lecho dominado por arena y sedimentos finos y que presenta un continuo de correderas y pozones con baja velocidad de corriente. A lo largo de todo su recorrido presenta barras de acumulación de sedimento que forman islas temporarias.

Existen siete especies de peces en total registradas en el área de estudio, tres nativas y cuatro exóticas. Entre las nativas se hallan *Galaxias maculatus*, puyen chico (Jenyns 1842), *Percichthys trucha*, perca criolla (Cuvier y Valenciennes, 1840) y *Hatcheria macraei*, bagre de los torrentes (Girard, 1855). Las especies introducidas pertenecen a la familia Salmonidae encontrándose *Oncorhynchus mykiss*, trucha arco iris (Walbaum, 1792), *Salmo trutta*, trucha

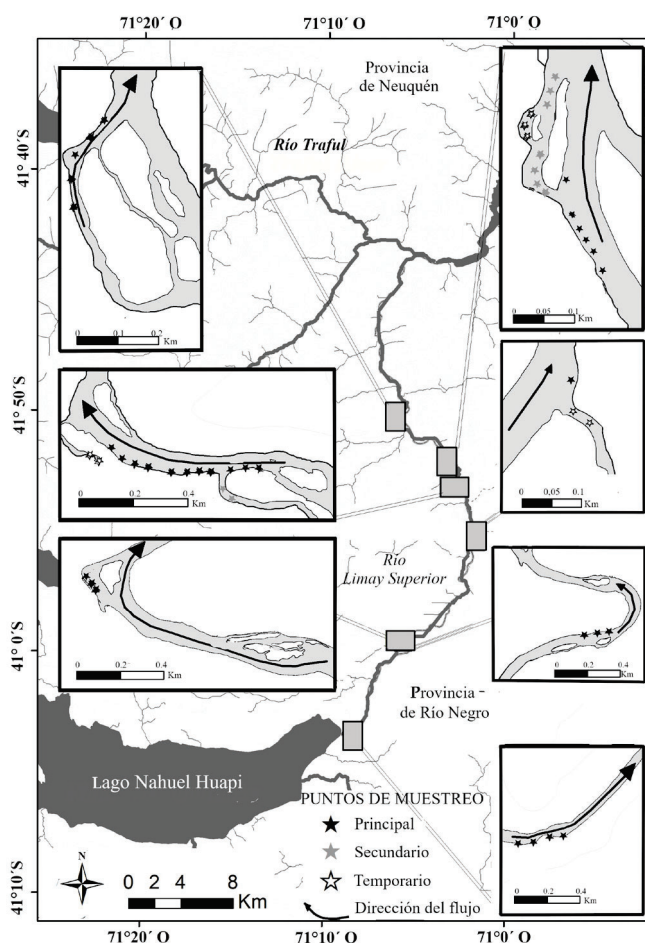


Figura 1. Sitios de muestreo dentro del río Limay superior. Cada estrella indica el hábitat muestreado y su color el tipo de canal dentro del río. Las flechas negras indican el sentido de circulación del agua. *Sampling sites within the upper Limay River. Each star indicates the sampled habitat, and its color represents the type of channel within the river. Black arrows indicate the direction of water flow.*

marrón (Linnaeus, 1758), *Salvelinus fontinalis*, trucha de arroyo y *Salmo salar*, salmón del atlántico (Mitchill, 1814), este último presenta apariciones esporádicas (Alonso et al., 2024).

Los muestreos se realizaron por única vez en cada sitio y en ambas márgenes del río. Treinta y tres sitios se ubicaron en el cauce principal, nueve en brazos secundarios y siete en brazos temporarios (Fig. 1). En cada sitio se relevaron las especies presentes detectadas por cada método y con un flujómetro se registró la velocidad de corriente a 0.6 veces la profundidad de la columna de agua desde el fondo del cauce (Elosegi et al., 2009) para analizar si existe una relación con los métodos de muestreo.

SISTEMA DE MUESTREO

En cada sitio de muestreo se montaron estaciones fijas de video subacuáticas (EVS), las cuales filmaron durante 60 minutos, previo a realizar una pesca eléctrica del sitio. Cada EVS consistió en una base de plástico impresa en 3D, lastrada, sobre la que se montó la cámara (Ultra, Mod:70GPR0010N) con el anclaje de fijación original quedando a 15 cm por encima del sustrato y en un rango de profundidad entre 30 cm y 100 cm de profundidad. Las cámaras con un ángulo de apertura de 140° fueron configuradas para grabar a una resolución de 1920 x 1080p a 30 cuadros por segundo. El alcance de las cámaras varió de

acuerdo con la transparencia del agua, por lo que se delimitó el área de análisis de abundancia de peces a una distancia de un metro frente a las cámaras (Fig. 2). Todas las EVS fueron colocadas por un operador, calibradas posicionando una regla a 150 cm de la cámara durante unos 30 segundos. Luego de los 60 minutos de filmación, un grupo de cuatro personas realizó una pasada con la pesca eléctrica empleando un equipo Smith-Root mod 12B. La misma se realizó en una dirección aguas arriba barriendo en zigzag un ancho de 2 metros por una distancia de 5 metros y una profundidad no mayor a un metro. El área pescada incluyó al área filmada. En cada operación de pesca se fotografió la captura para identificar y cuantificar los peces, los cuales luego fueron liberados.

ANÁLISIS DE DATOS

En el caso de las EVS siguiendo a Cappo et al. (2003), en cada video de 60 minutos, se descartaron los primeros 10 minutos y los 50 minutos restantes fueron divididos en segmentos de un minuto para facilitar el conteo de peces y analizar la abundancia utilizando el software libre VLC (<https://www.videolan.org>) y Tracker 5.1 (<https://physlets.org/tracker/>). En cada segmento, los peces se clasificaron por especie y se determinó la abundancia máxima registrada con el índice Nmax, para indicar el número máximo de peces en un solo cuadro de video (frame) (Cappo et al., 2003; Smith et al., 2012).

La presencia de cada especie se calculó como el porcentaje de sitios donde fue observada tanto para videos como para pesca eléctrica. Para calcular presencia y abundancia con la pesca eléctrica, en las fotos de cada captura se diferenció la especie y se contabilizó. La abundancia relativa, expresada como captura por unidad de esfuerzo (CPUEN), se estandarizó como el número de peces capturados por 100 m² de superficie barrida. Tanto el Nmax del método visual como el CPUEN de pesca eléctrica se convirtieron a $\log(X+1)$ para el análisis estadístico.

Análisis estadísticos

Se comparó, mediante intervalos de confianza la

presencia de cada especie expresada en porcentaje de sitios en la que fue detectada con cada metodología empleada. Para los análisis estadísticos, los salmónidos se analizaron como familia Salmonidae. Esto se decidió en base a que sólo el 71 % de los salmónidos se pudieron diferenciar hasta especie en los frames de video.

Para analizar si existían diferencias en la abundancia de los grupos de peces entre los dos métodos de estudio se realizó una prueba de Wilcoxon. Además, se graficó la relación entre abundancia de salmónidos medida por pesca eléctrica y por video, se calculó el coeficiente de correlación de Spearman y se evaluó si era significativamente distinto de cero. De la misma manera se analizó la relación entre la velocidad de corriente del agua con la detección de peces para las dos técnicas aplicadas.

Tabla 1. Tipos de canales muestreados en el río Limay y sus características. *Types of channels sampled in the Limay River and their characteristics*

Tipo de canal	Descripción
Principal	Se mantiene activo durante todo el año y conecta los puntos más bajos de secciones sucesivas a lo largo del río
Secundario	Transporta el flujo de agua durante la época de crecida, pero puede experimentar poco o ningún flujo durante la época de estiaje
Temporario	Se inunda solo de forma estacional, principalmente durante la época de crecida y suele atravesar de manera diagonal las islas o barras

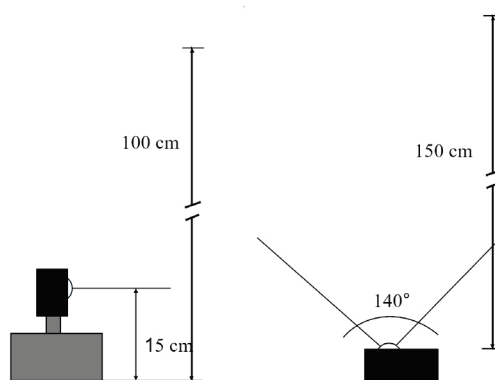


Figura 2. Croquis del equipo utilizado y el área de muestreo con las estaciones fijas de video (EVS). *Sketch of the equipment used and the sampling area with the fixed video stations (EVS).*

Para poner a prueba ambas técnicas de estudio, se muestrearon durante la primavera-verano del 2021 y 2022, 49 sitios a lo largo del río en diferentes tipos de canales: principal, secundario y temporario (Tabla 1).

RESULTADOS

Videos subacuáticos

Las estaciones fijas de video subacuáticas permitieron identificar las especies de peces presentes en el río y calcular su abundancia. Con este método se registró la presencia de dos especies de la familia Salmonidae (*O. mykiss* y *S. trutta*) y tres especies nativas (*G. maculatus*, *P. trucha* y *H. macraei*) (Fig. 3). La Nmax osciló entre 0 y 50. La mayor abundancia se registró durante los primeros 30 minutos de registro en 31 sitios muestreados y en 11 de los sitios, la mayor abundancia se registró entre los 30 y 49 minutos de filmación. En los siete sitios restantes no se registraron peces.

La presencia de salmónidos y peces nativos fue marcadamente contrastante (Fig. 3). La familia Salmonidae se registró en el 78 % de los sitios muestreados. En cuanto a las especies nativas, *G. maculatus* estuvo presente en el 14 % de los sitios, *P. trucha* en el 4 %, y *H. macraei* en apenas el 1 %. Los mayores valores de Nmax correspondieron a la familia Salmonidae (50) y a *P. trucha* (43).

Pesca eléctrica

Al igual que en las estaciones fijas de video, la pesca eléctrica evidenció un marcado contraste en la presencia de salmónidos y especies nativas (Fig. 3). Mediante esta técnica se detectó la presencia de la familia Salmonidae y únicamente dos especies nativas: *G. maculatus* y *P. trucha* (Fig. 3). Los salmónidos se registraron en el 41 % de los sitios muestreados, mientras que *G. maculatus* y *P. trucha* estuvieron presentes en el 4 % y 6 % de los sitios, respectivamente. La abundancia de salmónidos, expresada como CPUEN, varió entre 0.06 y 6. Entre las especies nativas, *P. trucha* presentó el mayor valor de CPUEN (0.51).

Tabla 2. Número y porcentaje de muestras con presencia de las especies de peces con video y pesca eléctrica e intervalo de confianza del 95 % de la diferencia de proporciones. *Number and percentage of samples with presence of fish species detected by video and electrofishing, and 95 % confidence interval of the difference in proportions.*

	Video n (%)	Pesca eléctrica n (%)	Intervalo de confianza
<i>Galaxia maculatus</i>	7 (14.3)	2 (4.1)	(-3.1, 23.5)
<i>Percichthys trucha</i>	2 (4.1)	3 (6.1)	(-12.8, 8.7)
<i>Hatcheria macraei</i>	1 (2.0)	0 (0.0)	(-4.0, 8.0)
Salmonidae	38 (77.6)	13 (26.5)	(32.0, 70.1)

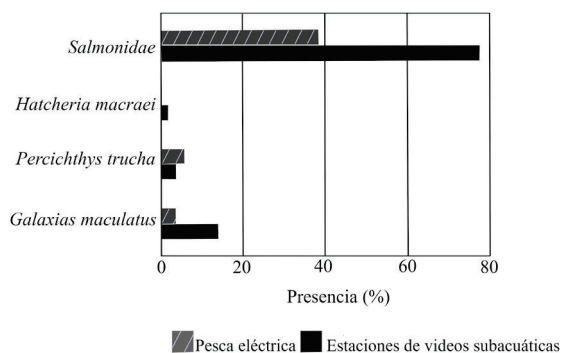


Figura 3. Porcentaje de sitios con presencia de salmónidos y especies nativas estudiadas. *Percentage of sites with presence of salmonids and native species studied.*

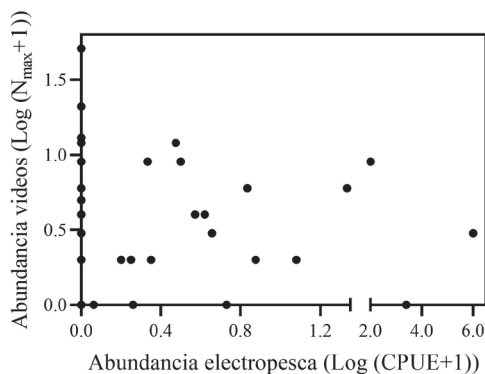


Figura 4. Relación entre abundancia de salmónidos (Salmonidae) medida por pesca eléctrica y por video. El eje X es bi-segmentado para una mejor visualización de los datos. Número máximo de visualizaciones por cuadro Log videos (N_{max}/cuadro) y log captura por unidad de esfuerzo (CPUE). *Relation between the abundance of salmonids (Salmonidae) measured by electrofishing and by video. The X-axis has two segments for better data visualization. Maximum number of observations per frame (Log videos, N_{max}/frame) and log catch per unit of effort (CPUE).*

Generalidades

En cada sitio se registró la velocidad de corriente del agua, la cual varió entre 0 m/s en los brazos cerrados completamente y 2 m/s en las correderas del canal principal. Las técnicas de muestreo empleadas no estuvieron influenciadas por la velocidad de corriente (EVS Spearman's ρ : $R_s = 0.049$, $N = 49$, $P > 0.05$; Pesca eléctrica Spearman's ρ : $R_s = 0.23$, $N = 49$, $P > 0.05$).

Observamos diferencias entre ambos métodos para detectar la presencia de peces (Fig. 3). El video fue más efectivo para detectar *G. maculatus*, *H. macraei* y salmónidos. Sin embargo, solo se hallaron diferencias significativas en el porcentaje de muestras con salmónidos. El porcentaje de detección de salmónidos fue mayor usando las estaciones fijas de video subacuáticas (EVS) (Tabla 2). En cuanto a abundancias de especies, 26 casos (53.1 %) no mostraron detección mediante pesca eléctrica, aunque se registraron peces mediante el video. Hubo un único caso donde no se registraron peces con video, mientras que con la pesca eléctrica fueron capturados salmónidos.

Las mayores abundancias de salmónidos se estimaron con las EVS. La figura 4 revela diferencias marcadas en la abundancia de salmónidos entre métodos, siendo mayor la abundancia detectada con las estaciones fijas de video. La prueba de Wilcoxon confirmó una diferencia significativa en la abundancia de salmónidos entre ambos métodos de estudio (Tabla 3).

DISCUSIÓN

Nuestros resultados indican que las estaciones fijas de video (EVS) son una herramienta viable y efectiva como complemento a la

pesca eléctrica para el monitoreo de peces en ríos de la Patagonia. Hasta el momento, los estudios ecológicos de peces en esta región se desarrollaron principalmente con herramientas de captura (pasivas y activas) y unos pocos de ellos con metodología visual (Juncos et al., 2015; Lallement et al., 2016; Fernández et al., 2018, 2021). Las EVS, como herramienta visual novedosa, han demostrado ser útiles para el monitoreo de la fauna acuática en lagos de la región (Fernández et al., 2021; Fernández & Trobbiani, 2023). En pequeños ambientes lóticos, Lallement et al. (2016) utilizaron buzos científicos como método visual para la determinación de especies y la estimación de abundancia de peces, encontrando que las abundancias registradas por buzos fueron similares a las obtenidas mediante pesca eléctrica. Sin embargo, en nuestro estudio encontramos diferencias entre la técnica visual y la pesca eléctrica. Las EVS demostraron ser más eficientes en la detección de especies nativas que la pesca eléctrica y además se registró una diferencia significativa en la detección de salmónidos. La efectividad de los videos ya ha sido documentada por varios autores en ambientes lóticos y lentos (Ellender et al., 2012; Ebner & Morgan, 2013; Wilson et al., 2015; Schmid et al., 2017; Branigan et al., 2018; Bajaba et al., 2021; Hitt et al., 2021; Glassman et al., 2022). Las causas de las diferencias observadas en nuestro estudio pueden atribuirse a varios factores, como la estructura física del ambiente que dificulta la operación efectiva de la pesca eléctrica, el tamaño de los cauces que favorece el escape de los peces, la baja abundancia natural de algunas especies y el comportamiento evasivo de los peces debido a la presencia de los operarios (Herrerías-Diego et al., 2019).

Tabla 3. Comparación de abundancia entre estaciones fijas de video subacuáticas (EVS) y pesca eléctrica para *Percichthys trucha*, *Galaxias maculatus* y salmónidos utilizando la prueba de Wilcoxon. *Comparison of abundance between underwater video stations (EVS) and electrofishing for Galaxias maculatus, Percichthys trucha, and salmonids using the Wilcoxon test. Hatcheria macraei is not included in the table as it was only detected by video.*

	Video		Pesca eléctrica		<i>p</i> -valor
	Mediana	Rango	Mediana	Rango	
<i>Galaxias maculatus</i>	0.0	(0.0, 0.5)	0.0	(0.0, 0.2)	0.0673
<i>Percichthys trucha</i>	0.0	(0.0, 0.3)	0.0	(0.0, 0.5)	0.6682
Salmonidae	0.5	(0.0, 1.7)	0.0	(0.0, 6.0)	<0.0001

La pesca eléctrica fue una metodología de muestreo que permitió estimar la abundancia de manera más rápida que con las EVS. Además, facilitó una clasificación más precisa de las especies capturadas. En cuanto a la clasificación de especies, las EVS no presentaron dificultades con las especies nativas, pero con los salmónidos sólo se pudo identificar a nivel específico el 71 % de los individuos registrados en video. Esta falta de precisión puede estar relacionada por un lado, con la calidad de imagen, especialmente en áreas de mayor turbidez y por otro, a que los salmónidos cuando son juveniles son muy parecidos y no reconocibles a simple vista (Pais & Cabral, 2017; Figueroa-Pico *et al.*, 2020). Existen diferencias claras entre las dos metodologías de muestreo en cuanto al tiempo de toma de muestra, número de operarios en el campo y procesamiento de datos. La pesca eléctrica requiere al menos tres operarios en el campo, mientras que las EVS solo necesitan un operador para activar las cámaras y medir el área frente a ellas. En términos de procesamiento, la pesca eléctrica es más rápida, ya que se necesitan solo unos minutos para identificar las especies, fotografiar la captura y devolver a los peces. En cambio, aunque las EVS no requieren un gran número de personas para su operación, el análisis posterior de los datos lleva más tiempo. En este estudio, el procesamiento de la información demandó el doble de horas que la filmación. En el caso del río Limay, donde las poblaciones de peces no son numerosas, un tiempo de filmación de 50 a 60 minutos fue adecuado, ya que el número máximo de peces (Nmax) se detectó en los primeros 30 minutos de filmación, lo que refuerza la idea de que el tiempo de filmación es clave para el éxito de los videos subacuáticos (Frehse *et al.*, 2020).

Las EVS son apropiadas para el monitoreo de especies y el análisis de abundancia relativa. Además, el uso de estas cámaras mejora la calidad de la observación del ensamble de peces y reduce la mortalidad asociada con la captura, al tiempo que requiere un mínimo de personal en el campo. En resumen, los videos subacuáticos son una herramienta eficaz que junto a otras técnicas de muestreo son excelentes para el monitoreo de especies de peces en ecosistemas fluviales.

AGRADECIMIENTOS

Queremos agradecer al técnico Pablo Alvear y al equipo de guardapescas de la provincia de Río Negro por su ayuda en las tareas de campo. A la Administración del Parque Nacional Nahuel Huapi y al Consejo Nacional de Ciencias e Investigación Técnica (CONICET).

CONTRIBUCIÓN DE AUTORIA

M.V.F.: Conceptualización, Metodología, Obtención de datos, Redacción-preparación del borrador original, Investigación, Visualización, Análisis de datos y estadística, Revisión y edición, Recursos, Supervisión; A.S.: Obtención de datos, Redacción-preparación del borrador original, Visualización, Análisis de datos y estadística, Revisión y edición; M.R.: Obtención de datos, Visualización, Revisión y edición; P.J.M.: Conceptualización y Metodología, Investigación, Obtención de datos, Visualización, Revisión y edición; ; G.G.: Análisis de datos y estadística; M.F.A.: Redacción-preparación del borrador original, Revisión y edición, Recursos.

REFERENCIAS

- Admas, A. J., Dahlgren, C. P., Kellison, G. T., Kendall, M. S., Layman, C., Ley, J. A., Nagelkerken, I. & Serafy, J. E. (2006). Nursery function of tropical back-reef systems. *Marine Ecology-Progress Series*, 318, 287-301. DOI: 10.3354/meps318287
- Alonso, M. F., Rechencq, M., Lallement, M. E., Zattara, E. E., Fernández, M. V., Lippolt, G., Vigliano, P. H. & Macchi, P. J. (2024). Ecological Traits and Fishery of the Upper Limay River: A Key System for Salmonids in the Andean North Patagonia. Chapter 26. In: J. Lobón-Cerviá, P. Budy & R. Gresswell (eds.). *Advances in the Ecology of Stream-Dwelling Salmonids*. (pp. 655-673). Springer. DOI: 10.1007/978-3-031-44389-3_26
- Añón Suárez, D. & Albariño, R. J. (2020). Efecto del establecimiento del alga invasora *Didymosphenia geminata* sobre la abundancia de macrocrustáceos en el Río Limay Superior, Patagonia, Argentina. *Biología Acuática*, 34,

- 1-12. DOI: 10.24215/16684869e006
- Ashley, E. A., Pattengill-Semmens, C. V., Orr, J. W., Nichols, J. D. & Gaydos, J. K. (2022). Documenting fishes in an inland sea with citizen scientist diver surveys: using taxonomic expertise to inform the observation potential of fish species. *Environmental Monitoring and Assessment*, 194, 227. DOI: 10.1007/s10661-022-09857-1
- Bajaba, S. Z., Hugo, S., van Wyk, A. J., Marr, S. M., Vine, N. G. & Weyl, O. L. F. (2021). Can bait improve the efficiency of underwater video monitoring of fish in headwater streams? A case study from the Rondegat River, South Africa. *African Journal of Aquatic Science*, 46(2), 246-249. DOI: 10.2989/16085914.2020.1857219
- Branigan, P. R., Quist, M. C., Shepard, B. B. & Ireland, S. C. (2018). Comparison of a prepositioned areal electrofishing device and fixed underwater videography for sampling riverine fishes. *Western North American Naturalist*, 78(1), 65-75. <https://scholarsarchive.byu.edu/wnan/vol78/iss1/6>
- Cappo, M., Harvey, E., Malcolm, H. & Speare, P. (2003). *Potential of video techniques to monitor diversity, abundance and size of fish in studies of marine protected areas Aquatic protected areas. What works best and how do we know?*, Queensland. Australia.
- Carr, I. (2014). *Baited remote underwater video survey of macro-invertebrate distribution and abundance across False Bay, South Africa*. (Honours in Marine Biology. University of Cape Town, Cape Town, South Africa). <https://open.uct.ac.za/items/a6ba830c-989c-480c-ad40-3178c5358f01>
- Cerrano, C., Milanese, M. & Ponti, M. (2017). Diving for science - science for diving: volunteer scuba divers support science and conservation in the Mediterranean Sea. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 27(2), 303-323. DOI: 10.1002/aqc.2663
- Díaz, M. M., Pedrozo, F. L., Reynolds, C. S. & Temporetti, P. F. (2007). Chemical composition and the nitrogen-regulated trophic state of Patagonian lakes. *Limnologia*, 37, 17-27. DOI: 10.1016/j.limno.2006.08.006
- Ebner, B. C., Fulton, C. J., Cousins, S., Donaldson, J. A., Kennard, M. J., Meynecke, J.-O. & Schaffer, J. (2015). Filiming and snorkelling as visual techniques to survey fauna in difficult to access tropical rainforest streams. *Marine and Freshwater Research*, 66(2), 120-126. DOI: 10.1071/MF13339
- Ebner, B. C., Johnston, L. & Lintermans, M. (2009). Radio-tagging and tracking of translocated trout cod (*Maccullochella macquariensis*: Percichthyidae) in an upland river. *Marine and Freshwater Research*, 60(4), 346-355. DOI: 10.1071/mf08257
- Ebner, B. C. & Morgan, D. L. (2013). Using remote underwater video to estimate freshwater fish species richness. *Journal of Fish Biology*, 82(5), 1592-1612. DOI: 10.1111/jfb.12096
- Ellender, B. R., Becker, A., Weyl, O. L. & Swartz, E. R. (2012). Underwater video analysis as a non-destructive alternative to electrofishing for sampling imperilled headwater stream fishes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 22(1), 58-65. DOI: 10.1002/aqc.1236
- Elosegi, A., Butturini, A. & Armengol, J. (2009). El caudal circulante. Chapter 4. In: A. Elosegi & S. Sabater (eds.). *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. (pp. 51-69). BBVA.
- Fernández, M. V., Lallement, M.E., Rechencq, M., Vigliano, P. H., Sosnovsky, A. & Macchi, P. J. (2018). Top Predators fish assemblages in Northern Patagonia, Argentina. What factors regulate their patterns of distribution and abundance? *Austral Ecology*, 43(6), 651-662. DOI: 10.1111/aec.12610
- Fernández, M. V., Macchi, P. J., Sosnovsky, A., Zattara, E. E., Lallement, M. E. & Milano, D. (2021). Spawning aggregation behavior of the creole perch, *Percichthys trucha* (Percichthyidae): a target species for conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 31(11), 3248-3260. DOI: 10.1002/aqc.3705
- Fernández, M. V. & Trobbiani, G. (2023). Video stations, a potential low-cost tool to monitoring invertebrates. A pilot study with Limnephilidae (Trichoptera). *Invertebrate Zoology*, 20(2), 258-264. DOI: 10.15298/invertzool.20.2.09

- Figuerola-Pico, J., Carpio, A. J. & Tortosa, F. S. (2020). Turbidity: A key factor in the estimation of fish species richness and abundance in the rocky reefs of Ecuador. *Ecological Indicators*, 111, 106021. DOI: 10.1016/j.ecolind.2019.106021
- Fitzsimons, J. M. & Nishimoto, R. T. (1997). Application of fish behavior to stream monitoring on tropical pacific islands. *Indo-Pacific Fish Conference Proceedings*, 5, 797-804. <https://oceanrep.geomar.de/id/eprint/5305/1/010021303.pdf#page=819>
- Frehse, F., Weyl, O. L. & Vitule, J. R. S. (2020). Comparison of visual census and underwater video for fish sampling in Neotropical reservoirs. *Environmental Biology of Fishes*, 103, 1269-1277. DOI: 10.1007/s10641-020-01021-3
- Glassman, D. M., Chhor, A., Vermaire, J. C., Bennett, J. R. & Cooke, S. J. (2022). Does bait type and bait container configuration influence the performance of remote underwater video systems in temperate freshwater lakes for assessing fish community structure? *Hydrobiologia*, 849, 1981-1994. DOI: 10.1007/s10750-021-04776-7
- Herrerías-Diego, Y., Domínguez-Domínguez, O., Medina-Nava, M., Ávila, O. & Mar-Silva, V. (2019). Comparación de la composición y abundancia de la comunidad íctica del río Teuchitlán, Jalisco, México, empleando tres artes de pesca. Chapter 14. In: C. P. Ornelas-García, F. Álvarez & A. Wegier (eds.). *Antropización: Primer análisis integral*. (265-282). Universidad Nacional Autónoma de México. DOI: 10.22201/ib.9786073020305e.2019.c14
- Hitt, N. P., Roger, K. M., Snyder, C. D. & Dolloff, C. A. (2021). Comparasion of underwater video with electrofishing and dive counts for stream fish abundance estimation. *Transactions of the American Fisheries Society*, 150(1), 24-37. DOI: 10.1002/tafs.10245
- Irigoyen, A. J., Trobbiani, G., De Wysieck, A. M., Aguilera, G., Bugeau, B. H., Casalnuovo, M. & Alonso, F. (2023). Efecto de Parque Nacional El Rey y de una crecida sobre peces de interés pesquero en un río subandino del noroeste de la Argentina. *Ecología Austral*, 33(3), 909-922. DOI: 10.25260/EA.23.33.3.0.2168
- Izzo, C., Doubleday, Z. A., Grammer, C. L., Gilmore, K. L., Alleway, H. K., Barnes, T. C., Disspain, M. C. F., Giraldo, A. J., Mazloumi, N. & Gillanders, B. M. (2016). Fish as proxies of ecological and environmental change. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 26, 265-286. DOI: 10.1007/s11160-016-9424-3
- Jan, R. Q., Shao, Y. T., Lin, F. P., Fan, T. Y., Tu, Y. Y., Tsai, H. S. & Shao, K. T. (2007). An underwater camera system for real-time coral reef fish monitoring. *The Raffles Bulletin of Zoology*, 14, 273-279.
- Juncos, R., Milano, D., Macchi, P. J. & Vigliano, P. H. (2015). Niche segregation facilitates coexistence between native and introduced fishes in a deep Patagonian lake. *Hydrobiologia*, 747, 53-67. DOI: 10.1007/s10750-014-2122-z
- Kerschbaumer, P., Tritthart, M. & Keckeis, H. (2020). Abundance, distribution, and habitat use of fishes in a large river (Danube, Austria): mobile, horizontal hydroacoustic surveys vs. a standard fishing method. *ICES Journal of Marine Science*, 77(5), 1966-1978. DOI: 10.1093/icesjms/fsaa081
- Lallement, M., Macchi, P. J., Vigliano, P. H., Juarez, S., Rechencq, M., Baker, M., Bouwes, N. & Crowl, T. A. (2016). Rising from the ashes: Change in salmonid fish assemblages after 30 months of the Puyehue-Cordon Caulle volcanic eruption. *Science of the Total Environment*, 541, 1041-1051. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.09.156
- Lallement, M. E., Rechencq, M., Fernández, M. V., Zattara, E. E., Sosnovsky, A., Vigliano, P. H., Garibotti, G., Alonso, M. F., Lippolt, G. & Macchi, P. J. (2020). Landscape Factors Modulating Patterns of Salmonid Distribution in Patagonian Rivers. *Journal of Fish Biology*, 97(3), 753-762. DOI: 10.1111/jfb.14431
- Lallement, M. E., Rechencq, M. & Zattara, E. E. (2023). Assembly of non-native fishes in North Patagonian streams: Species occurrence and abundance respond to different spatial scales. *Ecology of Freshwater Fish*, 32(2), 348-358. DOI: 10.1111/eff.12691
- Nielsen, J. L. (2011). Scientific Sampling Effects: Electrofishing California's Endangered Fish

- Populations. *Fisheries*, 23(12), 6-12. DOI: 10.1577/1548-8446(1998)023<0006:SSEE-CE>2.0.CO;2
- Obura, D. O., Wells, S., Church, J. & Horrill, C. (2002). Monitoring of fish and fish catches by local fishermen in Kenya and Tanzania. *Marine and Freshwater Research*, 53(2), 215-222. DOI: 10.1071/MF01151
- Pais, M. P. & Cabral, H. N. (2017). Fish behaviour on the accuracy and precision of underwater visual census surveys. A virtual ecologist approach using an individual-based model. *Ecological Modelling*, 346, 58-96. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2016.12.011
- Pascual, M. A., Cussac, V. E., Dyer, B., Soto, D., Vigliano, P. H., Ortubay, S. & Macchi, P. J. (2007). Freshwater fishes of Patagonia in the 21st Century after a hundred years of human settlement, species introductions, and environmental change. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 10(2), 212-227. DOI: 10.1080/14634980701351361
- Porter, J., Arzberger, P., Braun, H. W., Bryant, P., Gage, S., Hansen, T., Hanson, P., Lin, C. C., Lin, F. P., Kratz, T., Michener, W., Shapiro, S. & Williams, T. (2005). *Wireless Sensor Networks for Ecology*. *Bioscience*, 55(7), 561-572. DOI: 10.1641/0006-3568(2005)055[0561:WSN-FE]2.0.CO;2
- Pottier, G., Marchand, F. & Beaulaton, L. (2020). Comprehensive guide to set up correctly an electrofishing gear. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192, 22. DOI: 10.1007/s10661-019-8000-4
- Sammons, S. M., Dattilo, J. E. & Rider, S. J. (2024). Assessing electrofishing effort required to estimate species richness in nonwadeable rivers of Alabama, USA. *North American Journal of Fisheries Management*, 44(1), 39-59. DOI: 10.1002/nafm.10952
- Schmid, K., Reis-Filho, J. A., Harvey, E. & Giarrizzo, T. (2017). Baited remote underwater video as a promising nondestructive tool to assess fish assemblages in clearwater Amazonian rivers: testing the effect of bait and habitat type. *Hydrobiologia*, 784, 93-109. DOI: 10.1007/s10750-016-2860-1
- Smith, T. M., Jenkins, G. P. & Hutchinson, N. (2012). Seagrass edge effects on fish assemblages in deep and shallow habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 115, 291-299. DOI: 10.1016/j.ecss.2012.09.013
- Snyder, D. E. (2003). *Electrofishing and its harmful effects on fish (Information and Technology Report USGS/BRD/ ITR--2003-0002)*. U. S. Government. <https://warnercnr.colostate.edu/wp-content/uploads/sites/2/2017/04/LFL-114-Snyder-2003-Rpt.pdf>
- Tognelli, M. F., Anderson, E. P., Jiménez-Segura, L. F., Chuctaya, J., Chocano, L., Maldonado-Ocampo, J. A., Mesa-Salazar, L., Mojica, J. I., Carvajal-Vallejos, F. M., Correa, V., Ortega, H., Rivadeneira Romero, J. F., Sánchez-Duarte, P., Cox, N. A. & Hidalgo, M. (2019). Assessing conservation priorities of endemic freshwater fishes in the Tropical Andes region. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 29(7), 1123-1132. DOI: 10.1002/aqc.2971
- Tweedie, J. B., Cockburn, J. M. H. & Villard, P. V. (2023). The Potential Use of Remote Underwater Video (RUV) to Evaluate Small-Bodied Fish Assemblages. *Hydrobiology*, 2(3), 507-520. DOI: 10.3390/hydrobiology2030034
- Watson, D. L., Harvey, E. S., Anderson, M. J. & Kendrick, G. A. (2005). A comparison of temperate reef fish assemblages recorded by three underwater stereo-video techniques. *Marine Biology*, 148, 415-425. DOI: 10.1007/s00227-005-0090-6
- Willis, T. J. & Babcock, R. C. (2000). A baited underwater video system for the determination of relative density of carnivorous reef fish. *Marine and Freshwater Research*, 51(8), 755-763. DOI: 10.1071/MF00010
- Wilson, K. L., Allen, M. S., Ahrens, R. N. M. & Netherland, M. D. (2015). Use of underwater video to assess freshwater fish populations in dense submersed aquatic vegetation. *Marine and Freshwater Research*, 66(1), 10-22. DOI: 10.1071/MF13230
- Yousefi, M., Jouladeh-Roudbar, A. & Kafash, A. (2020). Using endemic freshwater fishes as proxies of their ecosystems to identify high priority rivers for conservation under climate change. *Ecological Indicators*, 112, 106137. DOI: 10.1016/j.ecolind.2020.106137