

Efecto del Parque Nacional El Rey y de una crecida sobre peces de interés pesquero en un río subandino del noroeste de la Argentina

ALEJO J. IRIGOYEN¹✉, GASTÓN TROBBIANI¹; AGUSTÍN M. DE WYSIECKI¹; GASTÓN AGUILERA²; GUILLERMO TERÁN²; BALTAZAR H. BUGEAU²; MIGUEL CASALINUOVO³
& FELIPE ALONSO³

¹ Centro para el Estudio de Sistemas Marinos (CESIMAR), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CCT CENPAT-CONICET). Puerto Madryn, Argentina. ² Unidad Ejecutora Lillo (CONICET)-Fundación Miguel Lillo. Tucumán, Argentina. ³ Instituto de Bio y Geociencias del NOA (IBIGEO), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)-UNSa. Rosario de Lerma, Salta, Argentina. [§] Fallecido el 16/07/2022.

RESUMEN. Ante la crisis global de pérdida de biodiversidad y deterioro de los ecosistemas, las áreas naturales protegidas tienen un rol preponderante como herramienta de manejo. Sin embargo, la mayoría se basa sobre criterios terrestres, mientras que los organismos de agua dulce son los más amenazados en cuanto a su conservación. En este trabajo se analiza el efecto de protección del Parque Nacional El Rey y de una crecida estival del río Popayán, de la cuenca del río Bermejo, sobre las poblaciones de peces de interés pesquero (el dorado [*Salminus brasiliensis*], el sábalo [*Prochilodus lineatus*] y la boga [*Megaleporinus* spp.]). Se realizaron estimaciones de abundancia y de talla mediante censos visuales antes y después al evento de crecida, y también dentro y en los límites del área protegida, en un contexto de presión de pesca por parte de pescadores furtivos. No se registró un efecto significativo de la crecida sobre las especies en estudio, pero sí del efecto del área protegida: en su interior se registró que las tres especies eran muy abundantes y que el dorado poseía tallas mucho mayores. Los resultados muestran que el área protegida cumple un rol esencial como sostén de las especies en estudio, sobre todo en el caso del dorado.

[Palabras clave: *Salminus brasiliensis*, *Prochilodus lineatus*, *Megaleporinus obtusidens*, monitoreo de peces, áreas protegidas, censos visuales de peces, disturbio antrópico, pesca furtiva]

ABSTRACT. Effect of El Rey National Park and a flood on fish populations targeted by fishing on a sub-Andean River in northwest Argentina. Faced with the global crisis of loss of biodiversity and deterioration of ecosystems, protected natural areas have a preponderant role as a management tool. However, most of these are based on terrestrial criteria, while freshwater organisms are the most threatened and vulnerable in terms of their conservation. This paper analyzes the protective effect of El Rey National Park and a summer flood on conspicuous fish (dorado [*Salminus brasiliensis*], sábalo [*Prochilodus lineatus*] and boga [*Megaleporinus* spp.]) in the Popayán River, Bermejo River basin. Abundance and size estimates were made through visual censuses before and after the flood event, as well as within and on the limits of the protected area in the context of fishing pressure from poachers. We found no significant effect of the flood on the species under study, but a significant effect of the protected area: inside it, all three species were found to be very abundant, with the dorado reaching much larger sizes. The results shows that the protected area plays an essential role in supporting the studied species, especially in the case of the dorado.

[Key words: *Salminus brasiliensis*, *Prochilodus lineatus*, *Megaleporinus obtusidens*, fish monitoring, protected areas, visual fish censuses, anthropic disturbance, poaching]

INTRODUCCIÓN

Las especies y los hábitats de agua dulce se encuentran entre los más amenazados del mundo (Saunders et al. 2002). En este contexto, las áreas protegidas (AP) son una herramienta clásica para proteger tanto a los ecosistemas y especies como al patrimonio natural y cultural que contienen (Le Saout et al. 2013). Sin embargo, en áreas continentales, las AP se establecen mayormente sobre valores de conservación terrestres, mientras que la

protección de ambientes acuáticos y de peces es casual (Abell et al. 2007; Frederico et al. 2018; Azevedo-Santos et al. 2019).

En ambientes de agua dulce, las AP tienen un efecto positivo sobre las poblaciones de peces, aunque con limitaciones respecto a la poca representatividad de heterogeneidad ambiental, diversidad de ambientes cubiertos y especies endémicas. Por ejemplo, dentro del AP del Lago Tanganica hay una alta diversidad alfa, y fuera de la misma tiene lugar una

pérdida de especies especialistas (Britton et al. 2017). En el río Tapajós (Brasil), las AP reducen los niveles de presión pesquera y aumentan la productividad, pero los descriptores biológicos de los ensambles de peces en lagos mostraron una mayor correlación con las variables ambientales que con la existencia de áreas protegidas (Keppeler et al. 2017). Los parámetros físicoquímicos, el tamaño y la forma del lago, así como la cobertura del hábitat, ejercieron gran influencia en la abundancia, el tamaño y los niveles tróficos de los peces. Además, los ensambles de peces se correlacionaron con diferentes variables ambientales en las temporadas de aguas altas y bajas, lo cual se puede atribuir a factores como los cambios en la densidad de peces, la composición de especies y la gama de parámetros ambientales, entre otros. En los Ghats occidentales de la India, las AP terrestres son vitales para conservar los peces endémicos, pero, al mismo tiempo, tienen una representación deficiente de los ecosistemas de agua dulce y de su biodiversidad (Abraham and Kelkar 2012). Otros estudios indican un efecto nulo o poco significativo de las AP sobre las poblaciones de peces (e.g., en Australia, Chessman [2013]; en Sudáfrica, Jordaan et al. [2020]). Estos resultados muestran las limitaciones de las AP en la conservación de estos grupos de animales, la importancia de la inclusión de valores ecosistémicos acuáticos a la hora de la planificación de las AP y la necesidad de evaluar la efectividad real de las mismas para la conservación de las especies de agua dulce.

Los ambientes acuáticos del norte de la Argentina y de las áreas limítrofes con Brasil, Bolivia y Paraguay contienen recursos pesqueros de importancia que, históricamente, se explotan con fines comerciales, de subsistencia y recreativos (Baigún et al. 2003). Además de la pesca, estos ambientes reciben otros impactos antrópicos como la contaminación de los cuerpos acuáticos, las modificaciones en los ríos por construcción de represas que interrumpen las rutas migratorias de los peces y las alteraciones de los regímenes de inundación (Vigliano et al. 2006; Quirós et al. 2007). Estos impactos tienen efectos adversos sobre las poblaciones de peces, incluyendo la disminución de la productividad (Bechara et al. 2007). Las principales especies que sostienen las pesquerías y son fuente de alimento son aquellas de gran porte y que suelen presentar movimientos migratorios con fines reproductivos: los

surubíes (*Pseudoplatystoma* spp.), el patí (*Luciopimelodus pati*), el manguruyú (*Zungaro jahu*), los armados (*Pterodoras granulosus*, *Oxydoras kneri*), las bogas (*Megaleporinus* spp.), el sábalo (*Prochilodus lineatus*), el pacú (*Piaractus mesopotamicus*) y el dorado (*Salminus brasiliensis*) (Iwaszkiw 2001). En la cuenca del Plata, la pesca con fines de exportación alcanzó en 2016 las 18000 t, de las cuales el sábalo representó el 90%, con ~17000 t (Alvarez et al. 2017). Otras especies que tradicionalmente fueron muy buscadas y que hoy tienen su exportación prohibida son el surubí, los armados, el manguruyú y el dorado. Sin embargo, se siguen comercializando en el mercado interno de la Argentina (Alvarez et al. 2017) y sustentan las pesquerías recreativas. El dorado (también llamado pirayú o tigre de río) por su carácter carismático y de especie trofeo, tiene una relevancia particular al sostener actividades económicas relacionadas con la pesca recreativa en toda su área de distribución. Por ejemplo, en el Río Juramento (Salta, Argentina) y en los esteros del Iberá (Corrientes, Argentina) representa un componente importante de las economías emergentes (Gagne et al. 2017); allí confluyen pescadores de toda la Argentina y del extranjero. Sin embargo, a medida que la pesca recreativa gana popularidad, aumenta la presión de pesca (Cooke and Suski 2005), lo cual, sumado al furtivismo, puede llevar a reducir el tamaño corporal o la abundancia, un fenómeno común a todas las pesquerías (Welcomme 1992).

Numerosos factores de presión antrópica sobre las poblaciones de peces de agua dulce (e.g., sobrepesca, deterioro y fragmentación de hábitats, contaminación) y cambios ambientales como las sequías recientes plantean un escenario complejo de conservación de estas especies y de los bienes y servicios económicos y culturales que sostienen. En este trabajo se evalúa el efecto de dos variables, una antrópica y otra de carácter natural, sobre la abundancia y las tallas de dorados, bogas y sábalos. Por un lado, en un contexto de presión de pesca por parte de pescadores furtivos, se estudia el efecto de protección del Parque Nacional El Rey mediante un diseño de muestreo estratificado espacialmente, con unidades de muestreo dentro y fuera del parque. Al mismo tiempo, se evalúa el efecto de una crecida en 2021 en la que se reportó mortandad de peces, sobre el Río Popayán y su tributario (Río El Valle), mediante un muestreo anterior y posterior al

evento sobre las mismas unidades de muestreo. Se aspira a que los resultados de este trabajo aporten información necesaria para manejar de manera adecuada las poblaciones de las especies en estudio, en un contexto adverso y de deterioro general en todas sus cuencas de distribución (Alvarez et al. 2017).

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio

Este trabajo se realizó en el Río Popayán, dentro y en los límites del Parque Nacional (PN) El Rey, Salta, Argentina (Figura 1). Este río es parte de la cuenca del Río Bermejito (o Teuquito), el cual, a su vez, integra la cuenca del Río Bermejo. Este sitio se ubica a ~650 m s. n. m., sobre las estribaciones orientales de las Sierras Subandinas, al límite de la selva de montaña de las Yungas con el Chaco Occidental (Morrone 2014). El sitio de estudio recibe ~1000 mm/año de precipitaciones, concentradas principalmente en verano (diciembre a marzo). Sus temperaturas medias oscilan entre 14.6 °C (julio) y 26.1 °C (diciembre y enero) (Arias and Bianchi 1996). Durante el período de estiaje (abril a octubre/noviembre), el río presenta aguas con bajos niveles de turbidez, mientras que durante el período estival suelen ocurrir crecidas importantes con arrastre de sedimentos, troncos y rocas. En febrero de 2021 ocurrió una crecida de gran magnitud (Guardaparque Germán Ríos, comunicación personal), en la que se registró el arrastre de árboles y mortandad de peces.

Desde 1992, se prohibió la pesca en todas sus formas dentro del PN. Por otro lado, en el resto de la cuenca existen diversas medidas de protección de las especies de interés comercial. En la actualidad, solo se permite la pesca recreativa en modalidad de devolución obligatoria de las especies foco de este estudio (dorados, bogas y sábalos), y se establece una época de veda de pesca entre el 1 de noviembre y 28 de febrero de cada año (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Provincia de Salta, Resolución N° 382, Anexo I). A pesar de la reglamentación, existe pesca furtiva dentro y fuera del PN. Existen dos tipos de pescadores furtivos de carácter comercial o de subsistencia, reportados en las zonas bajas del Río Popayán y Del Valle, fuera del PN (Guardaparque José Aramayo, comunicación personal). Un tipo son los denominados 'caleros' debido a artefactos explosivos contruados con botellas de vidrio

y cal, los cuales aturden o matan a los peces, que luego de la explosión son recogidos fácilmente. El otro tipo de pescadores furtivos son los denominados 'rederos', que barren con trasmallos los pozones y correderas. Sumado a los dos anteriores, se registra asiduamente la actividad de pescadores recreativos furtivos dentro del PN, así como también el incumplimiento de la normativa de pesca recreativa (e.g., sacrificio de capturas) fuera del mismo (Irigoyen, observación personal). Estos pescadores recreativos usan caña y reel con señuelos o con anzuelos y carnada. Dentro del PN, las infracciones y los rastros de actividades furtivas se registran en el sector inferior del Río Popayán; específicamente, desde el pozón denominado La Tuna hasta el límite del PN, río abajo (Guardaparques Germán Ríos, José Aramayo y Georgina Carattone, comunicación personal) (Figura 1).

Diseño de muestreo

Durante octubre de 2019 se realizó un muestreo piloto a fin de evaluar técnicas no destructivas para estimar la abundancia relativa de peces medianos y grandes. Se realizaron muestreos con estaciones de video fijas con cebo (BRUVS, por sus siglas en inglés Baited Remote Underwater Video Stations) (Trobiani et al. 2021), sesiones de pesca con mosca y censos visuales de peces mediante buceo libre (Irigoyen et al. 2013). En una primera etapa, se definieron a los pozones del río como unidades de muestreo. Los pozones se ubican entre sectores de aguas rápidas y correderas de poca profundidad, se caracterizan por una mayor profundidad (entre 1.5 y 5 m al momento de muestreo) y una menor velocidad de corriente relativa. Dada la alta visibilidad y bajo caudal del río, fue evidente la concentración y permanencia (en tiempo relativo al del muestreo y observación) de los peces medianos y grandes en los mismos pozones —incluso, durante los censos visuales mediante buceo—, que fueron recorridos a favor y en contra de la corriente. En esta primera etapa piloto se definió al ensamble de peces conspicuos (medianos y grandes >10 cm de largo total) compuesto por tres especies: dorados, sábalos y bogas; ni en esta etapa ni en las posteriores se registraron más especies conspicuas (>10 cm). De las técnicas preseleccionadas, el censo visual de peces a contracorriente fue la de mejor desempeño, ya que permitió ver, contar y estimar de forma rápida y efectiva la talla de todos los peces medianos y grandes presentes.

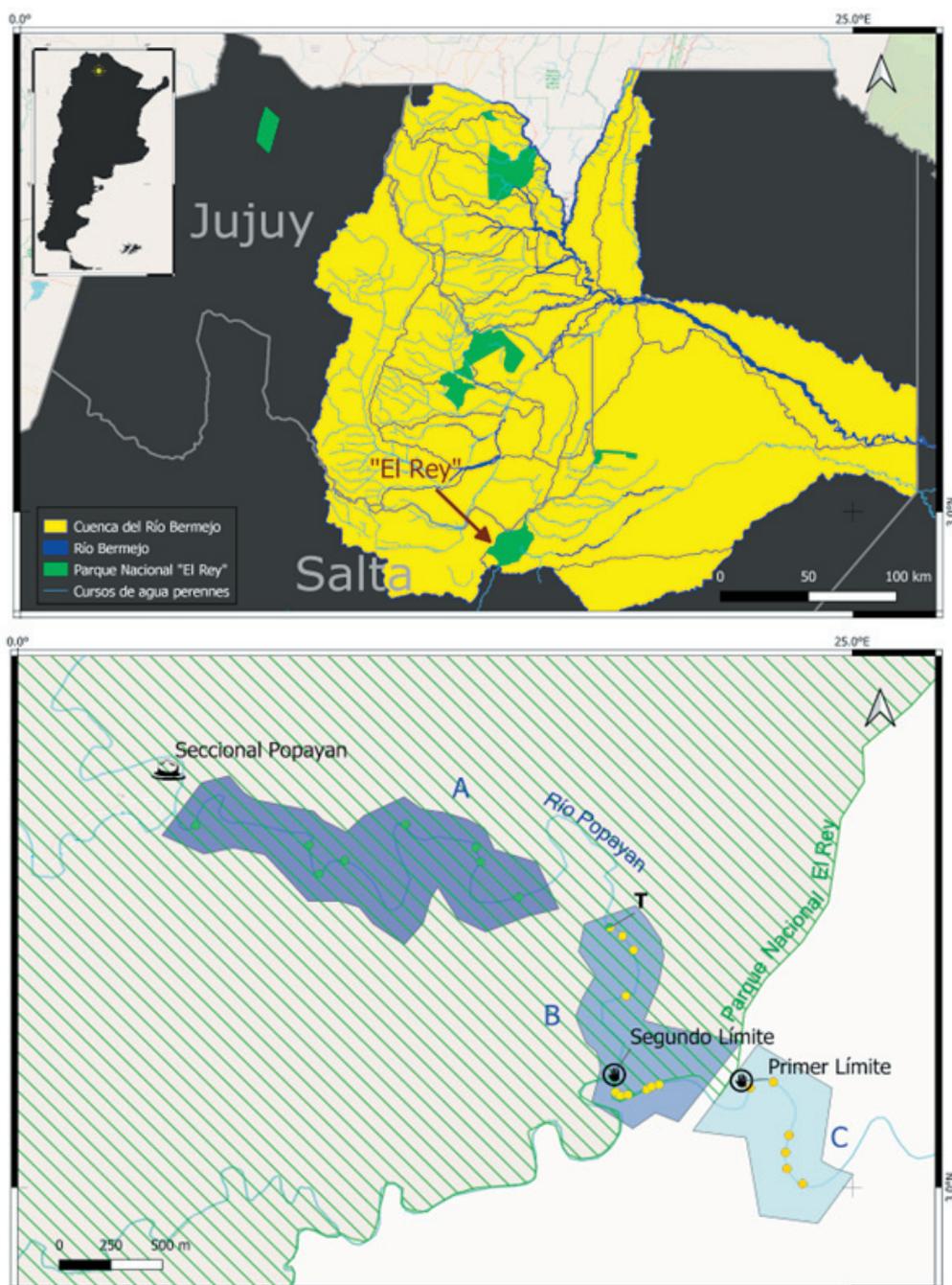


Figura 1. Arriba: ubicación del Parque Nacional (PN) El Rey, Salta, en la Argentina, y cuencas del Río Bermejo; abajo: detalle del sitio de estudio. Los puntos verdes y el sitio indicado con una T: ubicación de los pozones relevados en 2019; los puntos amarillos y el sitio indicado con una T: pozones relevados en 2021. Polígono azul: zona A, definida como sector protegido sin actividad de furtivismo; polígono celeste: zona B, definida como sector protegido con actividad de furtivismo; polígono celeste claro: zona C, definida como sector sin protección con actividad de furtivismo. Se indican los límites del parque con cartelería que indica la prohibición de ingreso, caza y pesca dentro del PN. Se indica con una T la ubicación del pozón La Tuna, relevado en 2019 y en 2022.

Figure 1. Up: location of the El Rey National Park (NP), Salta, Argentina, and Bermejo's basins; down: detail of the study site. Green dots and site indicated with a T: location of pools surveyed in 2019; yellow dots and the site indicated with a T: pools surveyed in 2021. Dark blue polygon: zone A, defined as a protected sector without poaching activity; blue polygon: zone B, defined as a protected sector with poaching activity; light-blue polygon: zone C, defined as an unprotected sector with poaching activity. The limits of the park are indicated with billboards indicating the prohibition of entry, hunting and fishing within the NP. The location of the La Tuna pool, surveyed in 2019 and in 2022, is also indicated with a T.

Tabla 1. Abundancia en número total de individuos de dorados, sábalos y bogas por unidad de muestreo. Se agregan datos de largo, profundidad y zona asignada de cada pozón en 2019 y 2022. Zona a: área protegida efectiva sin actividad de furtivismo. Zona b: zona protegida con furtivismo. Zona c: fuera de la reserva con furtivismo.

Table 1. Abundance in total number of individuals of dorados, sábalos and bogas per sampling unit. Length, depth and assigned zone of each pool in 2019 and 2022. Zone a: effective protected area without poaching activity. Zone b: protected area with poaching. Zone c: outside the reserve with poaching.

Año	Pozón	Zona	Largo	Profundidad	Abundancia (N)		
					Dorado	Sábalo	Boga
2019	1	a	40	1,8	3	70	20
	2	a	40	2,5	5	50	10
	3	a	40	2	15	40	2
	4	a	30	2	4	40	5
	5	a	40	3,5	25	30	3
	6	a	25	2,5	5	40	10
	7	a	30	3,5	15	70	15
	8	a	25	2	15	70	15
	9	b	30	3,5	14	100	10
2022	1	a	40	2,5	38	90	6
	2	a	40	2,5	15	60	15
	3	a	40	1,5	13	120	5
	4	a	30	4,5	23	50	5
	5	a	40	4	38	70	3
	6	a	25	4	0	40	7
	7	a	30	4	22	70	70
	8	a	25	2,5	9	90	90
	9	b	30	3,5	14	60	8
	10	b	50	1,5	0	53	1
	11	b	50	2	7	60	4
	12	b	30	2	4	60	1
	13	b	15	1,5	0	13	1
	14	b	15	3	2	33	2
	15	b	15	2	0	13	1
16	b	20	1,5	3	10	3	
17	b	50	4	13	80	3	
18	b	70	4	0	70	2	
19	c	40	5	13	60	2	
20	c	50	4	17	70	5	
21	c	40	2	4	60	1	
22	c	25	2	0	70	4	
23	c	50	3	2	110	5	
24	c	15	2	0	40	0	

Dadas las dimensiones de los pozones, esta técnica permitió cubrir visualmente en un solo recorrido lineal de pocos minutos toda la unidad de muestreo, con un impacto mínimo sobre las especies objetivo.

Se definió la técnica de ‘censos visuales de peces de río’ como un recorrido siguiendo la forma del cauce del río a contracorriente y a una velocidad de natación baja y constante (~0.1 m/s) cubriendo visualmente todo el ancho del pozón. Durante el recorrido, el buzo, equipado con un traje de neoprene, máscara y snorkel, registró la presencia, la abundancia y las tallas de peces mayores de 10 cm de largo en una planilla plástica, con un lápiz. Las tallas se clasificaron en intervalos de 10 cm (Venerus et al. 2008). En general, los peces registrados se desplazaron hacia atrás del buzo a medida que este alcanza su posición en el pozón. A su vez, el buzo registró posibles grupos o individuos que retornaban hacia delante de la dirección del censo, a fin de evitar conteos

dobles. En este trabajo, los censos visuales fueron realizados por AI.

En 2019 se realizaron censos visuales en nueve pozones dentro del PN (Figura 1). En el segundo viaje de muestreo, en julio de 2022, se realizaron censos visuales en los mismos pozones de 2019 (pozones 1-9) y en otros 15 pozones río abajo, incluyendo seis pozones fuera del PN (Figura 1). En este segundo viaje, las unidades de muestreo fueron asignadas a tres áreas distintas: A=área protegida sin actividad de furtivismo registrada; B=área protegida con actividad de furtivismo registrada, y C=área desprotegida con actividad de furtivismo registrada (Figura 1, Tabla 1). En cada pozón se registró la profundidad máxima (m) y el largo del mismo (m). La profundidad se estimó visualmente tomando como referencia la altura del buzo. Por otro lado, el largo del pozón se estimó realizando pasos de largo conocido por el borde y de extremo a extremo del pozón.

Análisis de datos

A fin de comparar la abundancia y la estructura de tallas entre los tres sectores del río (i.e., A, B y C), entendidos como plena reserva, sector de reserva con registro de furtivismo frecuente y límite exterior de la reserva, respectivamente, se realizó un GLM considerando la zona, la profundidad máxima y el largo del pozón como variables fijas, utilizando los mismos procedimientos explicados más arriba. Además, se confeccionaron histogramas de frecuencia de tallas totales para cada sector y se realizaron pruebas de Kolmogórov-Smirnov de a pares para evaluar diferencias entre los tres sectores para cada especie. Por otro lado, se utilizaron los datos obtenidos en los pozones 1-9 a fin de comparar el cambio en la abundancia y en la estructura de tallas antes y después del evento de crecida del río y mortandad de peces registrado en 2021, considerada como un disturbio natural en este estudio. Se consideró solo el año como efecto fijo en el modelo, ya que otras variables ambientales estuvieron fijas, al utilizar las mismas unidades de muestreo en períodos similares del año. En este caso, para analizar la estructura de tallas se confeccionaron histogramas de frecuencia de tallas totales para cada año y se realizaron pruebas de Kolmogórov-Smirnov para evaluar diferencias entre estructuras de tallas entre años (2019 y 2022) para cada especie.

Para los análisis de la abundancia se modeló el conteo de ejemplares para cada especie por separado mediante la función glm del paquete stats, implementada en el programa R (R Development Core Team 2022). Se asumió una distribución inicial de Poisson, para la cual se evaluó posible sobredispersión de los datos con la función dispersiontest del paquete AER (Kleiber and Zeileis 2008). Dada una sobredispersión significativa, se asumió una distribución binomial negativa de los datos. Se llevó a cabo un procedimiento de selección de modelos para obtener el mejor modelo según el Criterio de Información de Akaike.

RESULTADOS

Se realizaron censos visuales en 9 pozones el 3 de octubre 2019 y en 24 pozones entre el 12 y el 13 de julio de 2022 (Figura 1, Tabla 1). En promedio, los pozones tuvieron 34, 34 y 37 m de largo y 3, 2.5 y 3 m de profundidad máxima en las zonas A, B y C, respectivamente. Las condiciones de visibilidad fueron estables y similares en todas las ocasiones de muestreo; la visibilidad se estimó visualmente en ~5 m. La altura del río fue algo menor en 2022 (Irigoyen, observación personal). La zona fue la única variable que tuvo un efecto significativo sobre la abundancia de la boga; la zona y el largo del pozón afectaron la abundancia del sábalo, mientras que la zona, la profundidad y el largo del pozón afectaron la abundancia del dorado (Tablas 2 y 3). Las áreas con furtivismo

Tabla 2. Modelos afectando la abundancia de las tres especies dados los disturbios natural y antrópico en el Parque Nacional El Rey. Los modelos se clasifican según el criterio de información de Akaike corregido por el tamaño de muestra (AICc). En negrita se resalta el mejor modelo en cada caso. n: número de ejemplares. g.l.: grados de libertad. Dev.: devianza explicada (%). Prof_max: profundidad máxima de pozón (m). Largo_m: largo de pozón (m).

Table 2. Models affecting the abundance of the three species given the natural and anthropic disturbances in El Rey National Park. The models are ranked according to the Akaike information criterion corrected for sample size (AICc). The best model is highlighted in bold in each case. n: number of individuals. g.l.: degrees of freedom. Dev.: explained deviance (%). Prof_max: maximum depth of pool (m). Largo_m: pool length (m).

Modelo	g.l.	Dev.	AICc	Δ AICc
Disturbio natural				
nBoga ~ año	3	14.1	107.9	0.0
nBoga.modelo.nulo	2	-	108.6	0.7
nDorado ~ año	3	27.5	145.6	0.0
nDorado.modelo.nulo	2	-	145.7	0.1
nSábalo ~ año	3	11.3	166.4	0.0
nSábalo.modelo.nulo	2	-	166.6	0.2
Disturbio antrópico				
nBoga ~ área + Largo_m	4	33.7	112.8	0.0
nBoga ~ área	3	29.3	113.1	0.3
nBoga ~ área + Prof_max + Largo_m	5	33.8	114.8	2.0
nBoga ~ área + Prof_max	4	29.7	114.9	2.1
nDorado ~ área + Prof_max + Largo_m	5	60.7	198.5	0.0
nDorado ~ área + Prof_max	4	57.0	207.6	9.1
nDorado ~ área + Largo_m	4	46.2	240.1	41.6
nDorado ~ área	3	37.2	265.1	66.6
nSábalo ~ área + Largo_m	4	56.4	288.4	0.0
nSábalo ~ área + Prof_max + Largo_m	5	56.9	289.0	0.6
nSábalo ~ área + Prof_max	4	24.9	390.7	102.3
nSábalo ~ área	3	21.6	399.5	111.1

Tabla 3. Resumen de los mejores modelos que afectan la abundancia de las tres especies dados los disturbios natural y antrópico en el Parque Nacional El Rey. Los números en negrita indican un efecto significativo. E.S.: error estándar. z: valor del estadístico Z. Prof_max: profundidad máxima de pozón (m). Largo_m: largo de pozón (m).

Table 3. Summary of the best models that affect the abundance of the three species given the natural and anthropic disturbances in El Rey National Park. Numbers in bold indicate a significant effect. E.S.: standard error. z: value of the Z statistic. Prof_max: maximum depth of pool (m). Largo_m: pool length (m).

Términos	Coefficiente	E.S.	z	P
Disturbio natural				
Boga, año 2022	-0.457	0.27	-1.71	0.087
Dorado, año 2022	0.091	0.38	0.24	0.810
Sábalo, año 2022	0.243	0.24	1.52	0.128
Disturbio antrópico				
Boga				
Área con furtivismo	-0.857	0.24	-3.53	<0.001
Área desprotegida	-0.771	0.28	-2.74	<0.001
Largo_m	0.013	0.01	1.54	0.122
Dorado				
Área con furtivismo	-1.556	0.20	-7.94	<0.001
Área desprotegida	-1.408	0.20	-7.33	<0.001
Prof_max	0.412	0.06	6.53	<0.001
Largo_m	0.022	0.00	3.30	0.001
Sábalo				
Área con furtivismo	-0.577	0.06	-8.96	<0.001
Área desprotegida	-0.164	0.07	-2.52	0.012
Largo_m	0.021	0.00	10.58	<0.001

y desprotegidas tuvieron efectos negativos similares sobre la abundancia de bogas y de dorados, y efectos negativos distintos sobre la abundancia de sábalos en los tres niveles del factor analizado (Tabla 3). Las predicciones de los modelos indicaron que la abundancia de las tres especies fue menor en áreas con furtivismo o desprotegidas que en la zona protegida sin furtivismo, representando una disminución de 74% en dorados (de 20.8±10.2 a 5.5±2.7 individuos), 58% en bogas (de 6.8±1.6 a 2.8±0.6 individuos) y 45% en sábalos (de 92.5±38.2 a 50.8±21.0 individuos). La relación entre la abundancia y la profundidad máxima del pozón fue positiva para el dorado (Figura 2). La relación entre la abundancia y el largo total del pozón fue positiva para las tres especies (Figura 3). Por otro lado, el disturbio antrópico sobre la estructura de tallas (grado de protección), al comparar el efecto de área protegida (A) con el área contigua con furtivismo (B), mostró un efecto significativo en boga (prueba de K-S: D=0.13, P=0.023) y en dorado (prueba de K-S: D=0.293, P<0.001), pero no en sábalo (prueba de K-S: D=0.098, P=0.248), para el cual no se vieron diferencias. Al comparar el área protegida (A) con el área desprotegida (C) se observó un efecto significativo en dorado (prueba de K-S: D=0.271, P<0.001), pero no en boga (prueba de K-S: D=0.117, P=0.108) ni en sábalo (prueba de K-S: D=0.038, P=0.954). Por último, la comparación entre el área con furtivismo (B) y el área desprotegida (C) no mostró un efecto significativo en ninguna de las tres especies (boga, prueba de K-S: D=0.02, P=0.949; dorado,

prueba de K-S: D=0.05, P=0.698; sábalo, prueba de K-S: D=0.11, P=0.221) (Figura 4b).

En 2019 se registraron en total 157 dorados, 90 bogas y 510 sábalos, con un promedio de tallas de 60.6±13.3; 45.7±6.8 y 43.7±8.1 cm de largo total (LT), respectivamente. En 2022, en las mismas unidades de muestreo se registraron en total 172 dorados, 57 bogas y 650 sábalos, con un promedio de tallas de 63.3±14.8, 42.0±7.6 y 42.5±7 cm LT, respectivamente. Los modelos

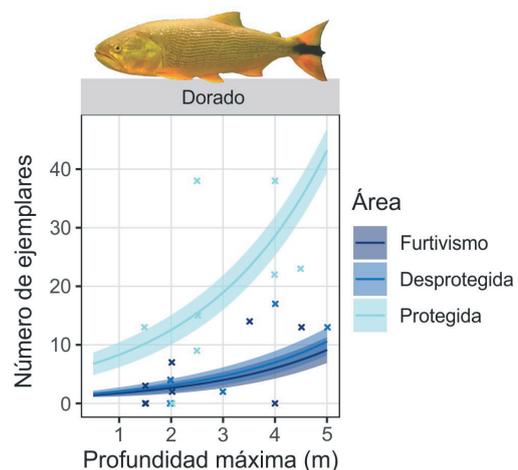


Figura 2. Relación entre el número de ejemplares predichos (líneas) y los valores observados (cruces) y la profundidad máxima de pozón para dorados en áreas con (desprotegidas o con furtivismo) y sin (protegidas) presión de pesca en 2022 en el Parque Nacional El Rey.

Figure 2. Relationship between the number of predicted specimens (lines) and observed values (crosses) and the maximum depth of the pool for the dorado in areas with (unprotected or with poaching) and without (protected) fishing pressure in 2022 in El Rey National Park.

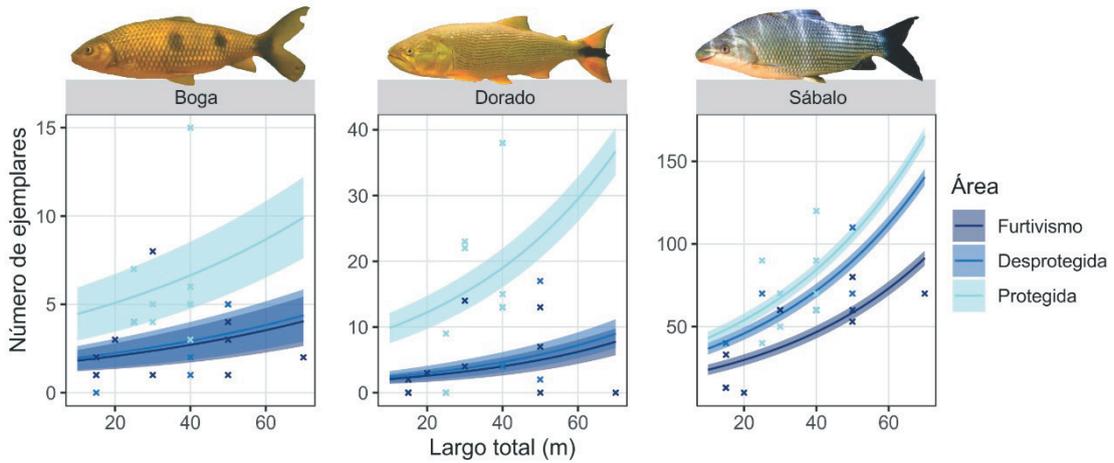


Figura 3. Relación entre el número de ejemplares predichos (líneas) y los valores observados (cruces) y el largo total de pez para bogas y sábalo en áreas con (desprotegidas o con furtivismo) y sin (protegidas) presión de pesca en 2022 en el Parque Nacional El Rey.

Figure 3. Relationship between the number of predicted specimens and observed values (crosses) and the total length of the pool for bogas and sábalo in areas with (unprotected or with poaching) and without (protected) fishing pressure in 2022 in El Rey National Park.

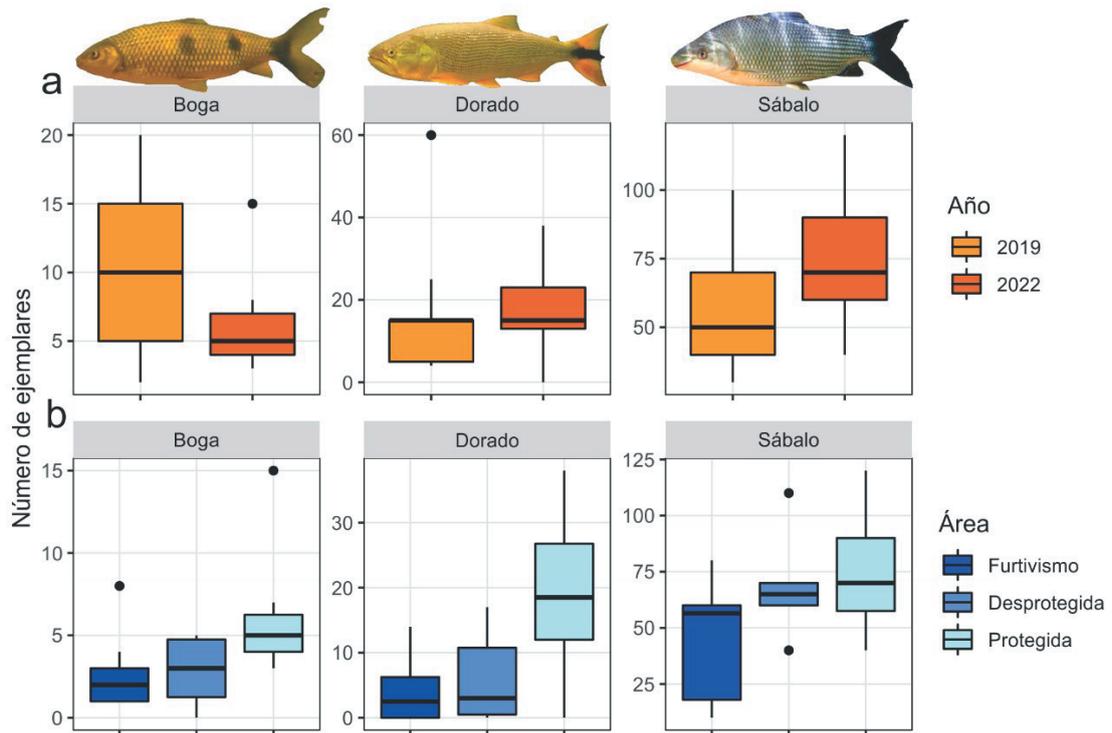


Figura 4. a) Abundancia para las tres especies pre (2019) y post (2022) disturbio natural dado por la crecida del Río Popayán en 2021, Parque Nacional El Rey. b) Abundancia para las tres especies en los tres sectores de estudio definidos en Río Popayán en 2022, Parque Nacional El Rey.

Figure 4. a) Abundance for the three species pre (2019) and post (2022) natural disturbance caused by the flooding of the Popayán River in 2021, El Rey National Park. b) Abundance for the three species on the three sectors defined for the Popayán River in 2022, El Rey National Park.

ajustados para describir el efecto del disturbio natural sobre la abundancia de las tres especies se encuentran en la Tabla 2. El año no tuvo un efecto significativo sobre la abundancia en las tres especies (Tabla 3). Luego de la crecida

se observó una disminución de ~37% en la abundancia media por pez de bogas y un aumento de ~10% en la de dorados y de 27% en la de sábalo (Figura 4a), cambios que no son atribuidos al efecto de la crecida. Por otro lado,

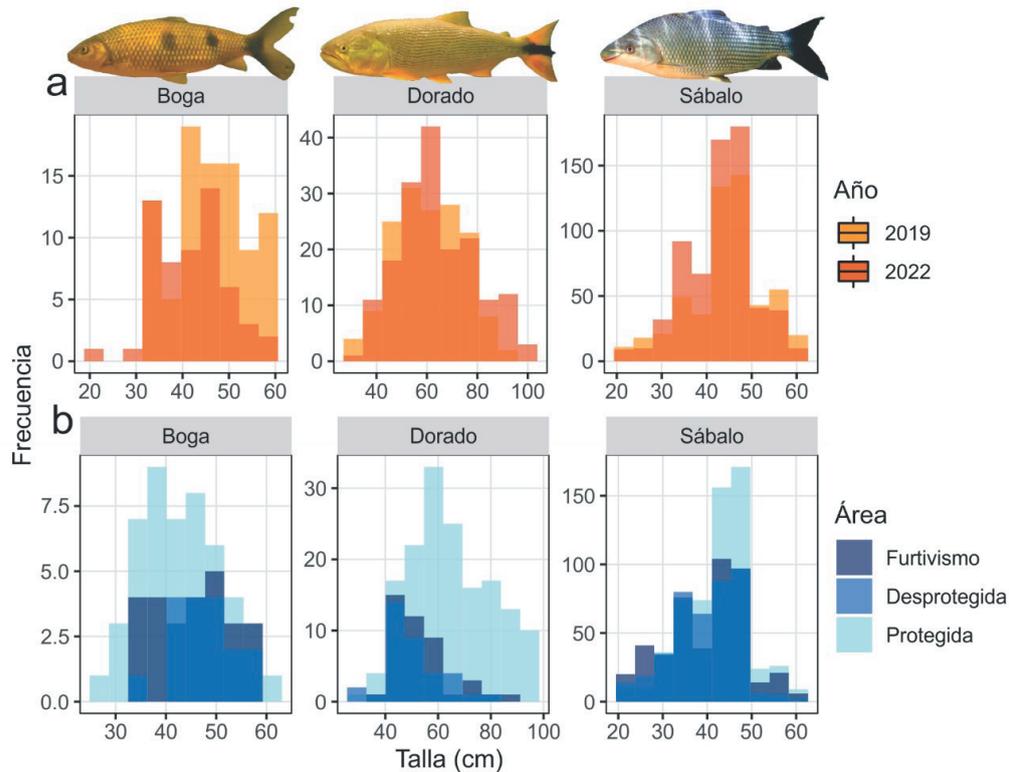


Figura 5. Comparación de la estructura de tallas para las tres especies pre (2019) y post (2022) disturbio natural dado por la crecida del Río Popayán en 2021, Parque Nacional El Rey.

Figure 5. Comparison of the size structure for the three species pre (2019) and post (2022) natural disturbance caused by the flooding of the Popayán River in 2021, El Rey National Park

después de la crecida se observó, en promedio, una estructura similar de tallas de sábalos, una menor proporción de bogas mayores a 40 cm y una mayor proporción de dorados por encima de 80 cm (proporción de $LT > 80 \text{ cm} = 6.3\%$ en 2019 y 15.1% en 2022) (Figura 5a). Sin embargo, estas diferencias no fueron significativas para ninguna de las especies (boga, prueba de K-S: $D=0.067$, $P=0.513$; dorado, prueba de K-S: $D=0.111$, $P=0.277$; sábalo, prueba de K-S: $D=0.044$, $P=0.899$).

DISCUSIÓN

En relación con el efecto antrópico bajo estudio, los resultados de este trabajo muestran un claro efecto positivo del AP sobre la estructura de tallas y abundancias de las especies de mayor tamaño en este sector de la cuenca, sobre todo en el caso del dorado, la principal especie objetivo de las pesquerías de la zona. Dada la pequeña escala geográfica abordada, es difícil considerar otros factores confundidos en este trabajo que expliquen los patrones encontrados (e.g., la agregación de dorados en los sectores más altos del Río Popayán en un proceso migratorio o algún tipo de gradiente ambiental no percibido

en el diseño de este trabajo). El efecto de la pesca sobre poblaciones de peces se encuentra bien documentado en todo tipo de especies y ambientes (Myers and Worm 2003; Lewin et al. 2006; Cowx and Gerdeaux 2011). En general, las poblaciones de peces dentro de AP donde no se permite la pesca y existen mecanismos de fiscalización y control efectivos contrastan por su mayor abundancia y tamaño corporal con las de zonas adyacentes abiertas a la pesca (Roberts et al. 2001). Además, existen diversos estudios sobre el efecto de estas áreas como fuente de juveniles y también adultos en procesos de migración hacia zonas de pesca adyacentes (spill over, en inglés) (Stobart et al. 2009). En muchas ocasiones, este fenómeno está evidenciado por una concentración de la presión de pesca sobre los límites de las reservas (Di Lorenzo et al. 2020).

Por otro lado, no se detectó un efecto del disturbio natural estudiado sobre las poblaciones de las especies analizadas. Las variaciones en la abundancia encontradas antes y después de la crecida no fueron significativas (entre $+10\%$ y -37% , respectivamente). Estos niveles de variación se encuentran en niveles intrínsecos de variación en estimaciones de

abundancia de peces mediante censos visuales y a nivel de variaciones interanuales bajas de abundancia en poblaciones de peces (Kulbicki 1998; Irigoyen et al. 2013; Thompson and Mapstone 2002). Por otro lado, la estabilidad en la estructura de tallas (marcada, sobre todo, por una alta proporción de individuos de tallas grandes) encontradas en especies relativamente longevas supone una supervivencia alta de los individuos entre 2019 y 2022. A diferencia de las planicies, donde los pulsos de inundación tienen un efecto amortiguador sobre los flujos hidrológicos, en los ambientes de montaña, con mayor pendiente y ríos encajonados sin valles de inundación, los efectos de las crecidas son más extremos (Matthews 1986).

En el área de estudio se registran crecidas repentinas durante los meses de verano, en relación con un ciclo de precipitaciones; es posible que los peces medianos y grandes registrados (dorados, bogas y sábalos) estén adaptados a esa dinámica, incluso a las crecidas de mayor intensidad, como la reportada en 2021. Ante la crecida, los individuos podrían moverse a los arroyos de cabecera de la cuenca o refugiarse en aleros y cuevas o en sectores donde la topografía brinde protección contra las fuertes corrientes y el desplazamiento de rocas y árboles. Otra posibilidad, contrapuesta, es que se trate de poblaciones migratorias y que, durante las crecidas y las épocas de lluvia en general (verano), se encuentren en bañados y zonas más resguardadas en los sectores más bajos de la cuenca. Esta última hipótesis implicaría la supervivencia de ejemplares adultos a lo largo de una cuenca con alta presión pesquera y durante varios años, lo cual es poco probable considerando el efecto de la pesca encontrado en este estudio a pequeña escala geográfica (ver más abajo) y la longevidad de las especies de estudio (Zuliani et al. 2016).

En relación con el posible carácter migratorio o de residentes de los dorados del área de estudio, es de particular importancia considerar que en los censos visuales, en las observaciones ad libitum y en muestreos con pesca eléctrica paralelos a este trabajo (Aguilera y Alonso, datos sin publicar) no se observaron ejemplares juveniles de las especies en estudio (<30 cm LT), lo que sugiere que el área podría no ser relevante como zona de cría. Una posibilidad es que estas especies estén realizando migraciones hacia la zona del bañado que se forma en las inmediaciones del Río Bermejo, donde quizás podrían reproducirse, lo que resulta

factible dada la naturaleza migratoria de estas especies en otros sistemas acuáticos (Avigliano et al. 2020). Sin embargo, podría ocurrir que algunos o todos los ejemplares de alguna de estas especies hayan adoptado una estrategia reproductiva particular de esta zona o área, lo que sería compatible con nuestras observaciones de abundancia y tallas. El posible rasgo de residentes de las especies en estudio en el sitio de muestreo implicaría que los adultos desovan en la parte alta del río y los huevos son desplazados por deriva hasta la zona de inundación, y luego retornan al área como juveniles. Conocer si la población, sobre todo de reproductores de dorado que habitan en el PN El Rey, son migratorios o bien residentes es posiblemente la pregunta ecológica más relevante en términos teóricos y de manejo acerca de las especies analizadas en la cuenca bajo estudio, ya que a pesar de ser consideradas especies migratorias (Avigliano et al. 2020), podría, en este caso, tratarse de poblaciones residentes. En este sentido, existen antecedentes que sugieren que parte de las poblaciones de sábalos *Prochilodus lineatus* y de dorados de la cuenca alta del río Paraná podrían completar sus ciclos de vida sin realizar movimientos migratorios (Agostinho et al. 2003; Hahn et al. 2011).

La estructura de tallas de especies longevas muestra una gran sensibilidad a la presión de pesca y, en general, aun a bajas presiones de pesca, las tallas grandes (trofeo) disminuyen de forma drástica (Gwinn et al. 2015). En este trabajo, el contraste de tallas de dorados entre las tres zonas de estudio fue muy alto, lo cual podría considerarse como otra evidencia de los efectos de la pesca furtiva en el sitio de estudio. También indicaría cierto grado de fidelidad al sitio y residencia de los dorados, sobre todo considerando la pequeña escala espacial abordada y la longevidad de los mismos (>12 años, determinado en un ejemplar de dorado de 80 cm del sitio de estudio) (Avigliano, datos sin publicar). Dado que el potencial reproductivo en peces aumenta de forma exponencial con la talla (Barzotto and Mateus 2017), las diferencias de abundancia de adultos y tallas de dorados entre los sectores estudiados y los reportes de abundancia baja o nula de dorados en sectores bajos de la cuenca sugieren el Parque Nacional El Rey cumple un rol esencial como sostén de la población existente de dorados en la cuenca.

Los censos visuales son un método clásico de muestreo en ecosistemas acuáticos, aunque su utilización en ambientes de agua dulce del

como sur es incipiente (Lima et al. 2014). La visibilidad y la dimensión de los pozones, y el confinamiento de los peces en los mismos encontrados en este estudio, propiciaron su elección como método de estimación de abundancia y tallas de peces conspicuos, de bajo impacto y de bajo costo en términos logísticos y económicos. Sin embargo, se debe considerar que en este trabajo no se llevaron a cabo experimentos previos a los censos visuales realizados en el lugar de estudio que permitieran tener una medida de la precisión de las estimaciones de tallas y conteos de cada especie en cada unidad muestral. En general, los censos visuales de peces son una técnica clásica de estimación de abundancia y talla de peces en ambientes poco profundos y de aguas claras en todo el planeta. Desde su primera aparición en el siglo pasado (Brock 1954), su aplicación y desarrollo fue en aumento constante; actualmente, existen una gran diversidad de técnicas y diseños de censos visuales (Samoilys and Carlos 2000). En la última década se incorporaron herramientas de georreferenciación gracias a la masificación y la reducción en el costo de las cámaras subacuáticas y los equipos de geoposicionamiento (Lynch et al. 2015; Irigoyen et al. 2018). Este método ofrece varias ventajas por sobre otros métodos clásicos como la pesca con redes, trampas y técnicas de video: los censos no son destructivos; por lo tanto, resultan adecuados para ser usados en AP y en especies raras o longevas, se adaptan a una variedad amplia de tamaños y de comportamientos de los peces y son de bajo costo en términos de dinero, tiempo y logística (Samoilys and Carlos 2000; Kubecka et al. 2011). Además, los buzos pueden registrar distintas variables y recolectar datos directos y observaciones mientras cuentan los peces (e.g., Reef Life Survey Program; URL: reeflifesurvey.com). Cabe señalar que las técnicas de censos visuales de peces presentan sesgos en las estimaciones de la abundancia de especies crípticas y peces pequeños, problemas con el recuento de individuos y subestimación de abundancia de especies tímidas que huyen de los buzos (Kubecka et al. 2011; Katsanevakis et al. 2012; McClanahan et al. 2007; Willis 2001). Sin embargo, para el caso de especies medianas y grandes y conspicuas, como las especies objetivo de este trabajo, las variaciones o los errores en las estimaciones de abundancia son relativamente bajas para especies sedentarias (Bozec et al. 2011; Irigoyen et al. 2013). Esta variación en

las estimaciones se definió como variación instantánea e incluye la variación proveniente de la entrada y salida de peces del área de censo en escalas cortas de tiempo (segundos y minutos) y el error de conteo (McClanahan et al. 2007). Este error se compone de errores sistemáticos (debido a la baja detectabilidad de algunas especies) y de factores aleatorios (e.g., errores de conteo), ambos influenciados por el buzo y directamente relacionado con su experiencia (Edgar et al. 2004; Williams et al. 2006; McClanahan et al. 2007). La experiencia es un factor señalado como determinante en los niveles de error en estimaciones de abundancia, distancia y talla de los peces (Bernard et al. 2013; Irigoyen et al. 2018). Algunos estudios señalan errores en la estimación de tallas entre 1.4% y 14% (De Girolamo and Mazzoldi 2001; Harvey et al. 2001; Edgar et al. 2004); estos porcentajes están influenciados por la especie y por el rango de tallas que se analice.

El manejo de las especies de estudio dentro y fuera del Parque Nacional El Rey representa un desafío dadas las dimensiones reducidas del sector de río donde se encuentran bien conservadas las poblaciones de peces; sobre todo, de adultos reproductores de dorados (primeros kilómetros del Río Popayán). Sin embargo, la situación actual de degradación de las poblaciones de peces en los límites del PN parecería no ser extrema dada la presencia de las especies de estudio, aunque en baja densidad y tallas pequeñas. Si se lograra evitar el furtivismo, este factor propiciaría la recuperación rápida de, al menos, los sectores del río estudiados. La situación actual, además del pasivo ambiental y el riesgo de contar con poblaciones en baja densidad y pocos reproductores, se puede considerar como un pasivo social dada la actividad económica que podría generar la actividad de pesca recreativa. Por ejemplo, en la cuenca del Río Juramento, los pobladores originarios que tienen una cuota mensual de captura de dorados con fines de sustento alimentario (Actividad permitida y reglamentada por Res. 162/09 y modificada mediante Res. 360/09) dejaron de considerar a los dorados como fuente de alimento y empezaron a formar parte de la cadena económica de su explotación de pesca recreativa, convirtiéndose en guías de pesca, remeros y proveedores de otros servicios (tiendas y hospedaje). De esta manera, estos actores locales se volvieron actores locales claves para conservar los dorados, ya que encuentran en la pesca recreativa con

devolución del dorado una fuente de mayores beneficios que en la pesca para provisión de alimento (Aguilera, observación personal).

Actualmente, la pesca de especies icónicas en ambientes naturales conservados produce millones de dólares en todo el mundo (Brownscombe et al. 2019). Esta actividad y el movimiento económico que genera también es fuente de diversos conflictos; incluso, de delitos ambientales (e.g., Ribeiro et al. 2017) y presiones sobre los pocos sitios bien conservados de nuestra región (Irigoyen, observación personal). Por estos motivos, el desafío de manejo es complejo, y la pesca recreativa puede resultar una herramienta de conservación, pero también de mayor presión y mortalidad de peces, ya que, aun en las mejores condiciones, la pesca y devolución presenta niveles de mortalidad post-liberación cercanos al 10%, algo que debe ser tenido en cuenta (Gagne et al. 2017).

AGRADECIMIENTOS. Este trabajo está dedicado a la memoria de Miguel Casalnuovo que discutió los resultados de este trabajo apenas salieron del agua. A pesar del dolor físico y complicaciones de los últimos días su pasión por los ríos y peces de Argentina estaba intacta. Agradecemos a Catfish Study Group (CAS) y CONICET (PIBAA 2872021010 0128CO) por financiar parcialmente los viajes de muestreo. Agradecemos profundamente al cuerpo de Guardaparque Nacionales del PN El Rey, en especial a German Ríos, Federico Yáñez, José Aramayo y Georgina Carattone y al Intendente del Parque Ramiro Araoz por prestar su colaboración e interés en este trabajo y a María Elena Sánchez, Lucía Brunetto y Juliana De Gracia por su colaboración y gestiones para la obtención de los permisos. A Yanina Bonduri y Sebastián Musalem y la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de Salta por facilitarnos los permisos de muestreos de la provincia

REFERENCIAS

- Abell, R., J. D. Allan, and B. Lehner. 2007. Unlocking the potential of protected areas for freshwaters. *Biological conservation* 134(1):48-63. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.08.017>.
- Abraham, R. K., and N. Kelkar. 2012. Do terrestrial protected areas conserve freshwater fish diversity? Results from the Western Ghats of India. *Oryx* 46(4):544-553. <https://doi.org/10.1017/S0030605311000937>.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes, H. I. Suzuki, and H. F. Júlio Jr. 2003. Migratory fishes of the upper Paraná River Basin, Brazil. Pp. 19-98 *en* J. Carosfeld, B. Harvey, C. Ross and A. Baer (eds.). *Migratory fishes of South America: biology, fisheries and conservation status*. World Fisheries Trust/World Bank/IDRC, Victoria.
- Alvarez, M., M. Ortega, J. Mantinian, J. Liotta, and G. Navarro. 2017. Pesca continental en la Cuenca del Plata. *Boletín Subsecretaría de Pesca y Acuicultura*. Pp. 21.
- Arias, M., and A. R. Bianchi. 1996. Estadísticas climatológicas de la Provincia de Salta. Dirección de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Provincia de Salta, Estación Experimental Agropecuaria Salta, INTA.
- Avigliano, E., M. Pouilly, J. Bouchez, A. Domanico, S. Sánchez, S. Llamazares Vegh, et al. 2020. Strontium isotopes ($^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$) reveal the life history of freshwater migratory fishes in the La Plata Basin. *River Research and Applications* 36(10): 1985-2000. <https://doi.org/10.1002/rra.3727>.
- Azevedo-Santos, V. M., R. G. Frederico, C. K. Fagundes, P. S. Pompeu, F. M. Pelicice, A. A. Padial, et al. 2019. Protected areas: A focus on Brazilian freshwater biodiversity. *Diversity and Distributions* 25(3):442-448. <https://doi.org/10.1111/ddi.12871>.
- Baigún, C. R., S. B. Sverlij, and H. L. López. 2003. Recursos pesqueros y pesquerías del río de La Plata interior y medio (margen Argentina). Informe final FREPLATA PNUD/GÉF/RLA799/G31.
- Barzotto, E., and L. Mateus. 2017. Reproductive biology of the migratory freshwater fish *Salminus brasiliensis* (Cuvier, 1816) in the Cuiabá River basin, Brazil. *Journal of Applied Ichthyology* 33(3):415-422. <https://doi.org/10.1111/jai.13262>.
- Bechara, J. A., F. Vargas, and C. Flores Quintana. 2007. Biología pesquera de las principales especies de importancia económica en el área de la confluencia de los ríos Paraná y Paraguay. Informe Final presentado por el Instituto de Ictiología del Nordeste de la Facultad de Ciencias Veterinarias de la UNNE a la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura de la Nación. Corrientes (Argentina). Pp. 72.
- Bernard, A. T. F., A. Götz, S. E. Kerwath, and C. G. Wilke. 2013. Observer bias and detection probability in underwater visual census of fish assemblages measured with independent double-observers. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 443:75-84. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2013.02.039>.
- Bozec, Y. M., M. Kulbicki, F. Laloë, G. Mou-Tham, and D. Gascuel. 2011. Factors affecting the detection distances of reef fish: implications for visual counts. *Marine Biology* 158:969-981. <https://doi.org/10.1007/s00227-011-1623-9>.
- Britton, A. W., J. J. Day, C. J. Doble, B. P. Ngatunga, K. M. Kemp, C. Carbone, and D. J. Murrell. 2017. Terrestrial-focused protected areas are effective for conservation of freshwater fish diversity in Lake Tanganyika. *Biological Conservation* 212:120-129. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.06.001>.
- Brock, V. E. 1954. A preliminary report on a method of estimating reef fish populations. *Journal of Wildlife Management* 18:297-308. <https://doi.org/10.2307/3797016>.

- Brownscombe, J. W., K. Hyder, W. Potts, K. L. Wilson, K. L. Pope, A. J. Danylchuk, and J. R. Post. 2019. The future of recreational fisheries: advances in science, monitoring, management, and practice. *Fisheries Research* 211:247-255. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2018.10.019>.
- Chessman, B. C. 2013. Do protected areas benefit freshwater species? A broad-scale assessment for fish in Australia's Murray-Darling Basin. *Journal of Applied Ecology* 50(4):969-976. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12104>.
- Cooke, S. J., and C. D. Suski. 2005. Do we need species-specific guidelines for catch-and-release recreational angling to effectively conserve diverse fishery resources? *Biodiversity and Conservation* 14:1195-1209. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-7845-0>.
- Cowx, I. G., and D. Gerdeaux. 2004. The effects of fisheries management practices on freshwater ecosystems. *Fisheries Management and Ecology* 11(3-4):145-151. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2004.00411.x>.
- Kleiber, C., and A. Zeileis. 2008. *Applied Econometrics with R*. New York: Springer-Verlag. URL: CRAN.R-project.org/package=AER. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-77318-6>.
- De Girolamo, M., and C. Mazzoldi. 2001. The application of visual census on Mediterranean rocky habitats. *Marine Environmental Research* 51(1):1-16. [https://doi.org/10.1016/S0141-1136\(00\)00028-3](https://doi.org/10.1016/S0141-1136(00)00028-3).
- Di Lorenzo, M., P. Guidetti, A. Di Franco, A. Calò, and J. Claudet. 2020. Assessing spillover from marine protected areas and its drivers: A meta-analytical approach. *Fish and Fisheries* 21(5):906-915. <https://doi.org/10.1111/faf.12469>.
- Edgar, G. J., N. S. Barrett, and A. J. Morton. 2004. Biases associated with the use of underwater visual census techniques to quantify the density and size-structure of fish populations. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 308(2): 269-290. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2004.03.004>.
- Frederico, R. G., J. Zuanon, and P. De Marco Jr. 2018. Amazon protected areas and its ability to protect stream-dwelling fish fauna. *Biological Conservation* 219:12-19. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.12.032>.
- Gagne, T. O., K. L. Ovitiz, L. P. Griffin, J. W. Brownscombe, S. J. Cooke, and A. J. Danylchuk. 2017. Evaluating the consequences of catch and release recreational angling on golden dorado (*Salminus brasiliensis*) in Salta, Argentina. *Fisheries Research* 186(3):625-633. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2016.07.012>.
- Gwinn, D. C., M. S. Allen, F. D. Johnston, P. Brown, C. R. Todd, and R. Arlinghaus. 2015. Rethinking length-based fisheries regulations: the value of protecting old and large fish with harvest slots. *Fish and Fisheries* 16(2):259-281. <https://doi.org/10.1111/faf.12053>.
- Hahn, A. A., K. K. Agostinho, J. English, L. F. Carosfeld, S. J. da Câmara, and S. J. Cooke. 2011. Use of radiotelemetry to track threatened dorados *Salminus brasiliensis* in the upper Uruguay River, Brazil. *Endangered Species Research* 15:103-114. <https://doi.org/10.3354/esr00363>.
- Harvey, E., D. Fletcher, and M. Shortis. 2001. Improving the statistical power of length estimates of reef fish: a comparison of estimates determined visually by divers with estimates produced by a stereo-video system. *Fishery Bulletin-National Oceanic and Atmospheric Administration* 99(1):72-80.
- Irigoyen, A. J., D. E. Galván, L. A. Venerus, and A. M. Parma. 2013. Variability in abundance of temperate reef fishes estimated by visual census. *PLoS ONE* 8(4):e61072. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0061072>.
- Irigoyen, A. J., I. Rojo, A. Calò, G. Trobbiani, N. Sánchez-Carnero, and J. A. García-Chartron. 2018. The "Tracked Roaming Transect" and distance sampling methods increase the efficiency of underwater visual censuses. *PLoS ONE* 13(1): e0190990. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0190990>.
- Iwazskiw, J. M. 2001. *Pesquerías continentales del tramo Argentino de la Cuenca del Plata, Argentina*. Consejo Federal de Inversiones (CFI), Buenos Aires. Pp. 279.
- Jordaan, M. S., A. Chakona, and D. Van der Colff. 2020. Protected areas and endemic freshwater fishes of the Cape Fold Ecoregion: missing the boat for fish conservation? *Frontiers in Environmental Science* 8:502042. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.502042>.
- Katsanevakis, S., A. Weber, C. Pipitone, M. Leopold, M. Cronin, et al. 2012. Monitoring marine populations and communities: methods dealing with imperfect detectability. *Aquat Biol* 16:31-52. <https://doi.org/10.3354/ab00426>.
- Keppeler, F. W., G. Hallwass, and R. A. M. Silvano. 2017. Influence of protected areas on fish assemblages and fisheries in a large tropical river. *Oryx* 51(2):268-279. <https://doi.org/10.1017/S0030605316000247>.
- Kubecka, J., O. G. Rune, P. Hickley, M. Prchalová, M. Říha, et al. 2011. Fish sampling with active methods. *Fisheries Research* 123-124:1-3. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2011.11.013>.
- Kulbicki, M. 1998. How the acquired behaviour of commercial reef fishes may influence the results obtained from visual censuses. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 222(1-2):11-30. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(97\)00133-0](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(97)00133-0).
- Le Saout, S., M. Hoffmann, Y. Shi, A. Hughes, C. Bernard, T. M. Brooks, et al. 2013. Protected areas and effective biodiversity conservation. *Science* 342(6160): 803-805. <https://doi.org/10.1126/science.1239268>.
- Lewin, W. C., R. Arlinghaus, and T. Mehner. 2006. Documented and potential biological impacts of recreational fishing: insights for management and conservation. *Reviews in Fisheries Science* 14(4):305-367. <https://doi.org/10.1080/10641260600886455>.
- Lima, A. C., J. Assis, D. Sayanda, J. Sabino, and R. F. Oliveira. 2014. Impact of ecotourism on the fish fauna of Bonito region (Mato Grosso do Sul State, Brazil): ecological, behavioural and physiological measures. *Neotropical Ichthyology* 12:133-143. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252014000100014>.
- Lynch, T., M. Green, and C. Davies. 2015. Diver towed GPS to estimate densities of a critically endangered fish. *Biological Conservation* 191:700-706. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.08.009>.
- Matthews, W. J. 1986. Fish faunal structure in an Ozark stream: stability, persistence and a catastrophic flood. *Copeia*

- 388-397. <https://doi.org/10.2307/1444997>.
- McClanahan, T. R., N. A. J. Graham, J. Maina, P. Chabanet, J. H. Bruggemann, et al. 2007. Influence of instantaneous variation on estimates of coral reef fish populations and communities. *Marine Ecology Progress Series* 340:221-234. <https://doi.org/10.3354/meps340221>.
- Morrone, J. J. 2014. Biogeographical regionalisation of the Neotropical region. *Zootaxa* 3782(1):1-110. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3782.1.1>.
- Myers, R. A., and B. Worm. 2003. Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature* 423(6937):280-283. <https://doi.org/10.1038/nature01610>.
- Quirós, R., J. A. Bechara, and E. K. De Resende. 2007. Fish diversity and ecology, habitats and fisheries for the undammed riverine axis Paraguay-Parana-Rio de la Plata (Southern South America). *Aquatic Ecosystem Health and Management* 10(2):187-200. <https://doi.org/10.1080/14634980701354761>.
- Ribeiro, V. R., P. R. L. da Silva, É. A. Gubiani, L. Faria, V. S. Daga, and J. R. S. Vitule. 2017. Imminent threat of the predator fish invasion *Salminus brasiliensis* in a Neotropical ecoregion: eco-vandalism masked as an environmental project. *Perspectives in Ecology and Conservation* 15(2):132-135. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.03.004>.
- Roberts, C. M., J. A. Bohnsack, F. Gell, J. P. Hawkins, and R. Goodridge. 2001. Effects of marine reserves on adjacent fisheries. *Science*, 294(5548):1920-1923. <https://doi.org/10.1126/science.294.5548.1920>.
- Samoily, M. A., and G. Carlos. 2000. Determining methods of underwater visual census for estimating the abundance of coral reef fishes. *Environmental Biology of Fishes* 57(3):289-304. <https://doi.org/10.1023/A:1007679109359>.
- Saunders, D. L., J. J. Meeuwig, and A. C. Vincent. 2002. Freshwater protected areas: strategies for conservation. *Conservation Biology* 16(1):30-41. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.99562.x>.
- Stobart, B., R. Warwick, C. González, S. Mallol, D. Díaz, O. Reñones, and R. Goñi. 2009. Long-term and spillover effects of a marine protected area on an exploited fish community. *Marine Ecology Progress Series* 384:47-60. <https://doi.org/10.3354/meps08007>.
- Thompson, A. A., and B. D. Mapstone. 2002. Intra-versus inter-annual variation in counts of reef fishes and interpretations of long-term monitoring studies. *Marine Ecology Progress Series* 232:247-257. <https://doi.org/10.3354/meps232247>.
- Trobbiani, G., A. M. De Wysiecki, N. Bovcon, and A. Irigoyen. 2021. Using BRUVS to describe the fish assemblage and its seasonality in two shallow marine inlets within protected areas of Patagonia, Argentina. *Ecología Austral* 31: 170-181. <https://doi.org/10.25260/EA.21.31.1.0.1152>.
- Vigliano, P. H., J. Bechara, and R. Quiros. 2006. Allocation policies and its implications for recreational fisheries management in inland waters of Argentina. Proceedings of the Second Sharing the Fish - Allocation Issues in Fisheries Management 2006 Conference at the Esplanade Hotel, Fremantle, Western Australia from February 26th to March 2nd, 2006. Pp. 1-30.
- Venerus, L. A., A. M. Parma, and D. E. Galvan. 2008. Annual occupation pattern of temperate rocky reefs by the Argentine sandperch *Pseudoperca semifasciata* in San José Gulf Marine Park, Argentina. *Fisheries Management and Ecology* 15(3):217-229. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2008.00603.x>.
- Welcomme, R. L. 1992. Pesca Fluvial. FAO, Documento Técnico de Pesca 262. Roma, Italia.
- Williams, I. D., W. J. Walsh, B. N. Tissot, and L. E. Hallacher. 2006. Impact of observers' experience level on counts of fishes in underwater visual surveys. *Marine Ecology Progress Series* 310:185-191. <https://doi.org/10.3354/meps310185>.
- Willis, T. J. 2001. Visual census methods underestimate density and diversity of cryptic reef fishes. *Journal of Fish Biology* 59:1408-1411. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2001.tb00202.x>.
- Zuliani, M. S., A. M. Ambrósio, T. M. Francisco, T. J. Balbi, E. K. Okada, and L. C. Gomes. 2016. Age and growth parameters of the dourado *Salminus brasiliensis* (Cuvier, 1816) from the river Cuiabá, Mato Grosso State, Brazil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences* 38(1):59-65. <https://doi.org/10.4025/actascibiols.v38i1.27868>.