



*Universidad Nacional del Nordeste*  
*Facultad de Ciencias Exactas y*  
*Naturales y Agrimensura*

Carrera: Licenciatura en Ciencias Biológicas

Trabajo Final de Graduación

Título: *Pimelodus maculatus*: un bagre de importancia biológica, ecológica y pesquera en la región del NEA.

Autora: González Jesica

Director: Sánchez Sebastián

Co-directora: Silva Natalia

Institución donde se realizó la tesina: Instituto de Ictiología del Nordeste (INICNE) dependiente de la Facultad de Ciencias Veterinarias de la Universidad Nacional del Nordeste

## 1. RESUMEN

El presente estudio se realizó con el objetivo estimar los parámetros ecológicos y pesqueros de *P. maculatus* en un tramo del Alto Paraná. Dicha información podrá contribuir en la formulación de políticas de manejo con el fin de garantizar la sustentabilidad del recurso. Las muestras fueron recolectadas mensualmente desde 2009 por el equipo del Instituto de Ictiología del Nordeste, en dos áreas del Rio Paraná (Ituzaingó e Itá Ibaté). Se utilizó una batería de redes monofilamento para la captura de peces; se procedió a clasificar por red de origen cada individuo y estimar la biomasa. Adicionalmente, se realizó la datación de edades de ejemplares colectados desde 2009 además de los peces capturados en las salidas de campo (enero, febrero, mayo y agosto 2020). En cada sitio y fecha de muestreo se midieron las variables ambientales como temperatura, transparencia, pH, conductividad y oxígeno disuelto. En el período de estudio se registraron varias crecientes de gran intensidad y corta duración en los años 2009-2010, 2015-2016, y en 2017-2018. Además, un período de aguas bajas que comenzó a mediados de 2019 iniciando un estiaje muy pronunciado como no se observaba desde hace décadas. Ituzaingó presenta oscilaciones diarias de nivel hidrométrico, las cuales desaparecieron cuando el caudal total era importante, no obstante, en aguas bajas volvieron a observarse ciclos semanales de regulación de caudales. La transparencia del agua fue superior en Ituzaingó respecto de Itá Ibaté, mientras que la temperatura del agua, pH, la conductividad y el oxígeno disuelto fueron similares en ambos sitios de muestreo. Se analizaron un total de 2522 ejemplares de *P. maculatus*, siendo el ciclo 2019 el de mayor registro de individuos de dicha especie. La captura por unidad de esfuerzo (CPUE) estimada a partir de la biomasa general fue superior en cercanías de la represa, indicando una mayor concentración de ejemplares de mayor talla. La proporción por sexos mostró un leve predominio de machos. En general, se determinó que la especie se reprodujo en los diferentes ciclos anuales incluidos en el periodo de estudio, asimismo se observó que el reclutamiento habría sido más importante luego de las crecientes ocurridas en 2014-2015 y en menor medida en 2017-2018. Ambos ciclos no superan la cohorte 2009-2010, la cual generó nuevos individuos y dominó durante varios años la estructura de edades. El análisis de los estadios de maduración gonadal mostró abundancia de ejemplares en reposo en ambos sexos, observándose una gran cantidad de ejemplares en estadio virginal en ambos sexos durante el ciclo 2010.

**INDICE**

**1. RESUMEN ..... 2**

**2. INTRODUCCION..... 4**

**3. OBJETIVOS GENERALES Y PARTICULARES ..... 7**

**4. HIPOTESIS DE TRABAJO ..... 7**

**5. MATERIALES Y METODOS ..... 7**

**6. RESULTADOS ..... 11**

**7. DISCUSIÓN ..... 21**

**8. CONCLUSIONES ..... 23**

**9. BIBLIOGRAFIA ..... 24**

## 2. INTRODUCCIÓN

Los ríos con planicies de inundación son reconocidos como áreas de alta productividad biológica y alta diversidad asociadas al tamaño, la heterogeneidad espacial y la dinámica de flujo (Sparks 1995). Las llanuras de inundación proporcionan una variedad de servicios ecosistémicos, por lo cual tienen mayor valor económico que otros tipos de ecosistemas (Constanza et al. 1997), sin embargo, estos ambientes se encuentran entre los más amenazados a escala mundial (Tockner y Stanford 2002). En este sentido, la hidrología es el principal motor de la dinámica de los sistemas lóticos y en este contexto, las modificaciones de los ríos relacionados a los usos humanos tales como represas, riego, navegación, entre otros, se asocian con la reducción de la productividad y diversidad de los peces (Moyle y Light 1996, Bunn y Arthington 2002; Tockner y Stanford, 2002). Para mitigar estos efectos no deseados, las estrategias de restauración de los sistemas hídricos se centraron en la regulación de los flujos de agua dulce para mantener la integridad ecológica; sin embargo, los datos necesarios para apoyar estas estrategias son escasos (Naiman et al. 1995). El río Paraná tiene una extensión de 3.780 Km y nace de la confluencia de los ríos Paranaíba y Grande (Brasil) y juntamente con los ríos Paraguay, Uruguay y el Río de la Plata conforman la cuenca del Plata (Quirós 1990; Paoli y Cacik 2000, Agostinho et al. 2001; Scipioni et al. 2016). En términos del área de drenaje, es el segundo de América del Sur y el quinto en el mundo (Welcomme 1985). Está dividido en cuatro tramos: superior, alto, medio e inferior (Bonetto 1994). El área de estudio del presente trabajo está ubicada en el tramo del Alto Paraná que se extiende desde Itaipú hasta la confluencia con el río Paraguay y al igual que todos los afluentes del tramo superior está represado. Si bien en la actualidad existe solo una represa correspondiente al emprendimiento hidroeléctrico Argentino-Paraguayo de Yacyretá, está planificado para su construcción la represa de Corpus que estaría ubicada en el tramo entre Yacyretá e Itaipú. Algunas de las modificaciones esperadas en el tramo estudiado son comunes a otros grandes represamientos. Todas ellas se relacionan directa o indirectamente a cambios en el régimen hidrológico, entre las que se destacan modificaciones de las variaciones naturales de caudal debido a la operación de turbinas, compuertas de vertederos y esclusa de navegación, alteración del transporte de sólidos en suspensión en el río por sedimentación de clastos finos en el embalse y erosión aguas abajo, lo que genera modificaciones de la geomorfología fluvial, como consecuencia de los cambios en la dinámica de erosión y sedimentación (Agostinho et al. 2004). Sin embargo, las represas de llanura como Yacyretá no afectan los ciclos de estiaje-inundación y erogación caudales medios similares a los que el río poseía en su estado primigenio, permitiendo que en la actualidad la similitud relativa entre el régimen hidrológico actual y el propio del río Paraná, sostengan en el tiempo las poblaciones de peces migratorios como el bagre, surubí, el dorado, el sábalo y la boga, las que consiguen adaptarse a las nuevas condiciones impuestas en el sistema. El Paraná tiene un régimen hidrológico irregular, las inundaciones ocurren una a tres veces al año por periodos de dos semanas a tres meses, y las fluctuaciones de agua son relativamente pequeñas (Carignan y Neiff 1992). Los parámetros físicos y químicos, como los cambios estacionales en el caudal, la transparencia, la conductividad, el pH, la temperatura, el oxígeno disuelto, afectan el ciclo biológico de los peces, repercutiendo en su crecimiento, alimentación, reproducción. Dichos parámetros presentan variaciones temporales, las cuales están asociadas a modificaciones naturales de los niveles hidrométricos, que se relacionan a pulsos de inundación o simplemente pulsos, con fases de inundación y sequía (Agostinho et al.

2004). El río Paraná posee áreas de anegamiento adyacentes, que, en conjunto con el canal principal, constituyen los sistemas denominados ríos-planicies de inundación (Junk et al. 1989). El Alto Paraná presenta una amplia planicie de inundación en su margen derecha, con una longitud de 230 km, aguas arriba del embalse de Itaipú y aguas debajo de la represa Porto Primavera (Fernandes et al. 2009). Conserva una alta heterogeneidad de hábitats y gran diversidad de organismos (Agostinho et al. 2004b). De noviembre a mayo ocurre la temporada de inundaciones, los pulsos pueden ocurrir con amplitudes superiores a 2-3m. Durante esta temporada es común la ocurrencia de dos o tres pulsos. Durante la estación seca, ocurren semanalmente pulsos más pequeños (menos de 0,5m) debido a las operaciones de represas río arriba (Fernandes et al. 2009).

Las fluctuaciones de los niveles hidrométricos influyen directamente sobre la velocidad del agua, la profundidad, transporte de sedimentos, y la superficie de la planicie. Las áreas inundadas proveen refugio y alimento para los peces que se crían en esa área y luego emigran al cauce principal. Las variaciones en el caudal del río han sido consideradas desde hace mucho tiempo como uno de los factores ambientales más importantes entre aquellos vinculados al proceso reproductivo de los peces. El rol de las crecientes como sincronizadoras de este proceso en las especies migradoras de los grandes ríos ha sido destacado por diversos autores (Vazzoler et al. 1996; Welcomme 1979; Agostinho et al. 2004; Bailly et al. 2008).

El concepto de pulso de inundación (Junk et al. 1989) es el modelo más citado en los trabajos de ecología en los ríos de llanura. El describe la dinámica ecológica en las planicies de inundación una vez que los pulsos definen un conjunto importante de procesos incluyendo los relacionados con la incorporación de nutrientes al sistema, la biota y las condiciones hidrológicas, que conectan el paisaje terrestre y el fluvial (Junk y Wantzen, 2004). Este modelo resalta la importancia de la conectividad lateral con la producción de biomasa puesto que, el desborde de agua sobre la planicie de inundación incrementa la disponibilidad de fuentes de alimento y refugio alóctono, enriqueciendo el agua con nutrientes. La reproducción de los peces migradores sin cuidado parental por lo general coincide con los periodos de aguas altas, lo cual permite el ingreso de la descendencia a la planicie. En los ríos templados, las condiciones óptimas para la reproducción se dan cuando los ciclos de aguas altas coinciden con periodos de altas temperaturas. Además, la ausencia del pulso de inundación o su alteración en cuanto a tiempo y duración reducen el éxito del reclutamiento (Bayley, 1991). El modelo de pulso se desarrolló para sistemas fluviales tropicales, donde los pulsos de inundación son predecibles. Sin embargo, muchos ríos tienen régimen de flujo que no se ajustan a las condiciones descritas por el modelo de Pulso de Inundación, observándose que en grandes ríos el canal principal puede soportar diversas comunidades acuáticas, desafiando así el modelo (Winemiller, 1996; Dettmers et al. 2001).

En este sentido, Humphries et al. (1999) formularon la hipótesis del Reclutamiento de bajo flujo para describir la dinámica de poblaciones de peces en ríos grandes con regímenes de inundación poco predecibles o que se producen durante períodos en los que la temperatura no es óptima para la reproducción. Este modelo propone que la reproducción y el reclutamiento pueden ocurrir en el canal principal y se optimizan durante los períodos de bajo flujo, cuando las temperaturas son cálidas y los recursos alimenticios se encuentran concentrados.

La mayoría de los sistemas fluviales tropicales tienen variaciones temporales del régimen hidrológico con alternancia de períodos de aguas altas y bajas. La construcción de represas sobre el río Paraná en los últimos 30 años, principalmente en Brasil, ha cambiado la dinámica hidrológica y geomorfológica del sistema natural (Baigun et al. 2010). La regulación del flujo involucra principalmente la disminución de las descargas máximas e incremento de las mínimas, lo que se traduce en ausencia de pulsos de inundación estacionales y períodos de sequía (Quirós, 1990). La disminución de los pulsos de inundación disminuye la conectividad las zonas de cría y alimentación en los canales secundarios afectando la producción de peces (Barletta et al. 2010). La duración y la magnitud del pulso provoca cambios ecológicos a los cuales los peces deben ajustarse (Levin 1992; Grigg 1996; Lake 2003). Estos efectos de la regulación del régimen hidrológico sobre los peces se exploraron en diversas regiones del mundo, en relación con la reproducción y el reclutamiento de las especies (Agostinho et al. 2004; Baylli et al. 2008; Fernandes et al. 2009), así como con alteraciones producidas en la composición y estructura de las comunidades (Lowe-McConnell, 1999; Quirós, 1990; Welcomme, 1979). Sin embargo, estas investigaciones a largo plazo no son frecuentes, resultando difícil evaluar los impactos sobre las comunidades de peces a grandes escalas temporales (Górski et al. 2011).

Dentro de las especies migratorias se encuentra el bagre amarillo (*P. maculatus*). El género *Pimelodus*, forma parte de la familia Pimelodidae, una de las más grandes y diversas del Orden Siluriformes (Burgess, 1989). Es una de las especies más abundante de toda la cuenca y un componente importante de la fauna de arroyos, ríos y aguas lénticas junto con el sábalo, la boga y el dorado (Agostinho et al. 2004; Espinach et al. 2007; Suzuki et al. 2009; Sánchez et al. 2011). Se caracteriza por ser omnívoro, con una gran plasticidad de hábitos alimenticios: peces, invertebrados, y material vegetal (Lolis y Adrian 1996). Su longitud alcanza alrededor de 37,5 cm en machos y en hembras 48,5cm (Dei Tos et al. (2002). Es una especie importante dentro de los items alimenticios de los grandes depredadores del Paraná como surubí y dorado por lo cual es frecuentemente utilizada como carnada, además de ser aceptada para el consumo humano, siendo una de las especies con alta presión de pesca (Sanchez, et al. 2012). En el tramo de estudio, el bagre amarillo ocupa un lugar preponderante dentro del sistema, alcanzando a superar el 16% del total de las capturas en algunos ciclos, así como el 10% de la biomasa, constituyendo el grupo dominante de la ictiofauna junto al sábalo, las bogas, las viejas del agua, la sardina de río y el dorado (Sánchez et al. 2011).

El grupo de trabajo del Instituto de ictiología del Nordeste de la Universidad Nacional del Nordeste (Corrientes, Argentina) viene realizando monitoreos del recurso pesquero de manera casi ininterrumpida desde 1995, con frecuencia mensual en el área de estudio lo cual permite realizar análisis temporales para evaluar si las variaciones observadas en las poblaciones de *P. maculatus* pueden asociarse a cuestiones relacionadas a las variables ambientales.

Atendiendo la situación actual respecto del funcionamiento del sistema fluvial Paraná, y pretendiendo avanzar hacia un nivel de comprensión de su ecosistema a partir del análisis integral de una especie que representa un recurso pesquero de gran importancia en la región surge este trabajo de investigación, se plantean como objetivos:

### 3. OBJETIVOS GENERALES Y PARTICULARES

#### Objetivo general:

- Estimar los parámetros ecológicos y pesqueros de *P. maculatus* en un tramo del Alto Paraná.

#### Objetivos particulares:

- Caracterizar la estructura etaria de *P. maculatus* en los siguientes sitios de muestreo: Estación Ituzaingó e Itá Ibaté.
- Estimar y comparar las curvas de crecimiento poblacionales.
- Explorar las variaciones en biomasa en relación con las variables ambientales.
- Comparar el estado general de la población en ambos sitios a través del factor de condición relativo.

### 4. HIPOTESIS DE TRABAJO

- Las curvas de crecimiento están relacionadas con los atributos del régimen hidrológico.
- La biomasa de *P. maculatus* es mayor en cercanías a la represa Yacyretá.
- El factor de condición relativo está relacionado positivamente con los eventos de aguas altas.

### 5. MATERIALES Y METODOS

#### a. Área de estudio

El área de trabajo comprendió un sector del Alto Río Paraná, aguas debajo de la represa Yacyretá.

Este incluye los siguientes sitios de muestreo, definidos a partir de sus distancias a la represa.

- Estación 1: Ituzaingó (1 km) (27° 29' 55" S, 56° 42' 47" O)
- Estación 2: Itá Ibaté (90 km) (27° 25' 35" S, 57° 21' 28" O)

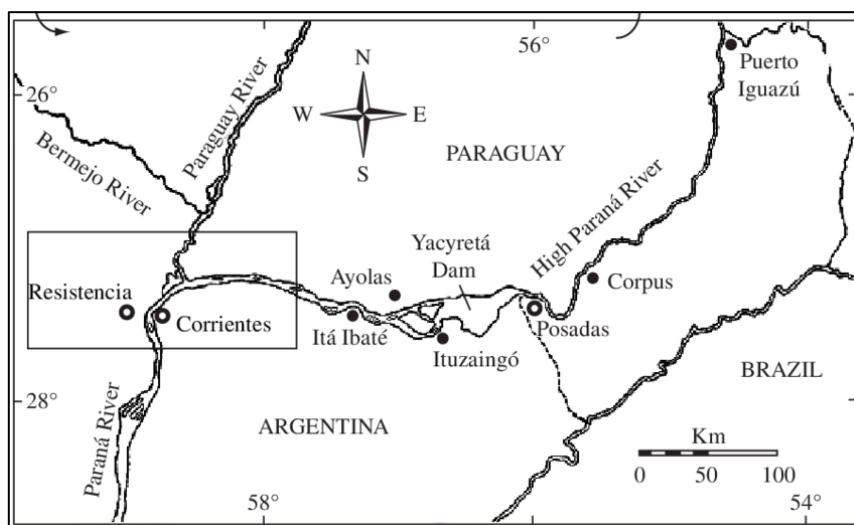


Fig. 1 Mapa de ubicación de los sitios muestreo, Ituzaingó sitio próximo (aguas abajo) a la represa Yacyretá e Itá Ibaté sitio ubicado a 90 km de la misma (Modificado de Zalocar et al. 2007).

b. Descripción de los sitios de muestreo

La estación de muestreo 1 está ubicada en proximidades de la represa, aguas arriba de la localidad de Ituzaingó (km 1467 del río Paraná). El río en dicha zona posee un cauce ramificado, con numerosas islas, afloramientos de roca basáltica, escasa profundidad y fuerte corriente. El thalweg pasa a escasos 100-200 m de la margen izquierda y posee muy baja profundidad media (5-7 m). El área de colocación de redes se ubica en su mayor parte en el terraplén artificial correspondiente a la esclusa de navegación del embalse, del lado opuesto al canal de acceso a la misma. El fondo es de roca basáltica, con ausencia total de corriente fluvial o bien con suaves corrientes originadas en remansos según la altura del río. La vegetación natural del área corresponde a la selva marginal o ribereña (Carnevali 1994), con parches remanentes de dicha formación vegetal en cercanías del área de muestreo (Fig. 2).



Fig. 2 Área de colocación de redes en la estación de muestreo 1 (Ituzaingó).



La estación de muestreos 2, está ubicada en Itá Ibaté (km 1375 del río Paraná) corresponde a una playa areno-limosa con bancos de arcilla localizados cerca de la costa. Cubre una extensión de aproximadamente dos kilómetros de largo. Se trata de un tramo simple del río, con algunas barras de cauce que se desplazan con la corriente, con fondos rocosos de arenisca y conglomerado pertenecientes a la formación Ituzaingó, que no están presentes en los sitios de colocación de redes. El cauce posee aproximadamente 2,5 km de ancho, con un thalweg que pasa cerca del centro, a 1,1 km de la margen izquierda. La vegetación acuática está dominada por carrizales (*Panicum elephantipes*) y cortaderas (*Panicum prionitis*, *Paspalum coryphaeum*) en tanto que toda la parte emergida en aguas bajas está cubierta por vegetación dominada por especies arbóreas pertenecientes a la selva de ribera (Carnevali 1994). La selva de ribera se extiende en una banda de aproximadamente 200-300 m de ancho desde la costa del río. El fondo del río es heterogéneo en la zona de colocación de redes, pero en general es arenoso o areno-limoso, con una franja de arcilla cerca de la costa. La zona se caracteriza por velocidades de corriente poco pronunciadas pero variables según el nivel del río, formando una bahía entre dos promontorios rocosos distantes. Durante los períodos de aguas bajas emerge una barra de arena a unos 100 m de la costa, dividiendo al río en un brazo menor con profundidad y velocidad de corriente reducidas (Fig. 3).



Fig. 3 Área de colocación de redes en la estación de muestreo 2 (Itá Ibaté).

c. Obtención de muestras

Se utilizó los datos de 11 años (2009 a 2020) de las campañas de monitoreo de fauna íctica realizadas por el Instituto de Ictiología del Nordeste (INICNE) en el río Paraná. Los sitios de muestreo fueron las localidades de Ituzaingó e Itá Ibaté; se tomaron datos de manera mensual en el canal principal del río, con lo cual la base de datos cuenta ya con un número considerable de registros.

Para las capturas de peces se utilizó una batería de redes monofilamento de 4 a 20 cm de abertura de malla entre nudo y nudo intercalado (Fig.4), colocadas en ciclos de 48 horas, las recorridas para la recolección de las capturas se realizaron a intervalos de 6 a 8 horas. Los peces recolectados en cada sitio y fecha de muestreo fueron clasificados por red de origen y se registraron, entre otras, las siguientes variables: peso total (g), longitud estándar (mm), sexo (H-M). Siguiendo los criterios de Vazzoler los ovarios se caracterizaron macroscópicamente según su forma, volumen, grado de turgencia o flacidez, peso, irrigación y color, (virginal (I), reposo (II), inicio de maduración (III), maduración (IV), desove (V), post-desove (VI) y regresión. A su vez los estados de desarrollo testicular fueron clasificados en: virginal (I), reposo (II), inicio de actividad (III), actividad (IV), espermiación (V), postespermiación (VI) y regresión (Vazzoler 1996; Bechara et al. 1999). También se estimó proporción de grasa (escala de 0 a 3) y peso de gónadas, hígado, cabeza del riñón (g), siguiendo una metodología que se mantiene desde el inicio de los estudios aguas abajo de la represa en 1993 (Sánchez et al. 2011).



Fig. 4: Ejemplar de *P. maculatus* capturado por una red monofilamento en el río Alto Paraná, Corrientes Argentina.

d. Estimación de la biomasa de peces

La biomasa fue estimada a través de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de las redes, la cual se estimó calculando los gramos x hora x 100 m<sup>2</sup> de redes.

e. Datación de edades

Para la datación de edades se utilizó, además de los peces capturados en las salidas de campo del año 2020, ejemplares colectados desde 2009. Los otolitos fueron procesados y leídos siguiendo el procedimiento

de Espinach Ros et al. (2008). Un otolito de cada par fue lijado en sección transversal a través del núcleo usando un minitorno con un disco abrasivo marca Shofu. Las superficies pulidas fueron quemadas en una llama de alcohol para producir patrones de bandas diferentes. El quemado parcial permitió distinguir con claridad un patrón temporal que alterna bandas traslúcidas (crecimiento de invierno de marzo a agosto) y bandas opacas (septiembre a febrero). Los otolitos fueron montados en plastilina y leídos utilizando un microscopio estereoscópico (40X) (Fig. 5).



Fig. 5 Marcas anuales de crecimiento en corte transversal de otolito de *P. maculatus* (40x; 10 marcas).

f. Parámetro de crecimiento

Con el objetivo de estimar los parámetros de crecimiento, se aplicó la función de crecimiento Von Bertalanffy utilizando las dataciones de edad y las longitudes estándares de cada ejemplar que presento líneas de crecimiento reales en los otolitos.

g. Estimación del factor de condición relativo

A partir de los datos de longitud estándar y peso se estimó el factor de condición relativo ( $K_n$ ). Las ecuaciones empleadas son las siguientes:

$$K_n = (W/W')$$

Donde,  $W$ = peso del individuo.

$W'$ = peso medio de la población para un individuo de la misma longitud estándar, calculado empleando una ecuación longitud-peso correspondiente a la misma población.

Para obtener el parámetro  $W'$ , se estimó previamente por regresión lineal simple la relación longitud peso, a partir de los ejemplares capturados. A tal fin se transformó los datos de longitud y peso a logaritmo natural, la función ajustada es la siguiente:

$$\ln W' = \ln (LS)^b + \ln a$$

Donde, LS= longitud estándar, a y b = parámetros de la ecuación de regresión (ordenada al origen y coeficiente de regresión, respectivamente).

Los coeficientes así ajustados fueron nuevamente transformados a la escala aritmética para ser empleados en la siguiente ecuación de regresión exponencial:

$$W' = a LS^b$$

#### h. Medición de variables ambientales:

En cada sitio se midieron variables limnológicas tales como: temperatura del aire, temperatura del agua y oxígeno disuelto con equipo YSI®, pH (waterproof), conductividad eléctrica con equipo HANNA®, posición satelital con GPS Garmin® y transparencia con disco de Secchi. Los niveles hidrométricos del río Paraná en los puertos se obtuvieron de la página oficial de Prefectura Naval Argentina y los valores de caudal se solicitaron al sector medio ambiente de la Entidad Binacional Yacyretá.

#### i. Análisis de datos

Con el fin de comparar el factor de condición relativo entre años y sitios de muestreo se llevó a cabo un análisis de la Varianza (ANOVA). Un total de 2522 ejemplares fueron incluidos en el análisis. Se consideró el efecto de las 2 variables independientes mencionadas y sus interacciones como covariables los diferentes parámetros de calidad de agua estimados en cada muestreo realizado (temperatura del agua, caudal, ph, conductividad, oxígeno disuelto, % de saturación, turbidez, transparencia). Cuando se detectó algún efecto principal significativo, se aplicó el Test de Tuckey ( $p < 0,05$ ). Los análisis estadísticos se llevaron a cabo empleando el programa Infostat, versión 2012 (Di Rienzo et al. 2012).

Las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) a nivel de biomasa e individuos se compararon mediante una Prueba de T para datos pareados.

## 6. RESULTADOS

### 1. Características ambientales:

Caracterización hidrológica del río durante el período de estudios.

El ciclo hidrológico del río Paraná desde el año 1970 hasta el 2020 se caracterizó por la ocurrencia de importantes crecientes, tales como la de los años 1983-1984; 1992-1993 y 1997-1998, superando en promedio los 5 metros de altura. Una de las bajantes más importante ocurrió en el año 1970. Dentro del periodo de

estudio del presente trabajo entre 2009-2020 se registraron varios picos de menor magnitud, menores a 5 metros de altura promedio en los años 2009-2010 y 2016. Además, se observó un marcado estiaje entre los años 2019-2020, alcanzando valores menores a 2 metros de altura en promedio (Fig. 6).

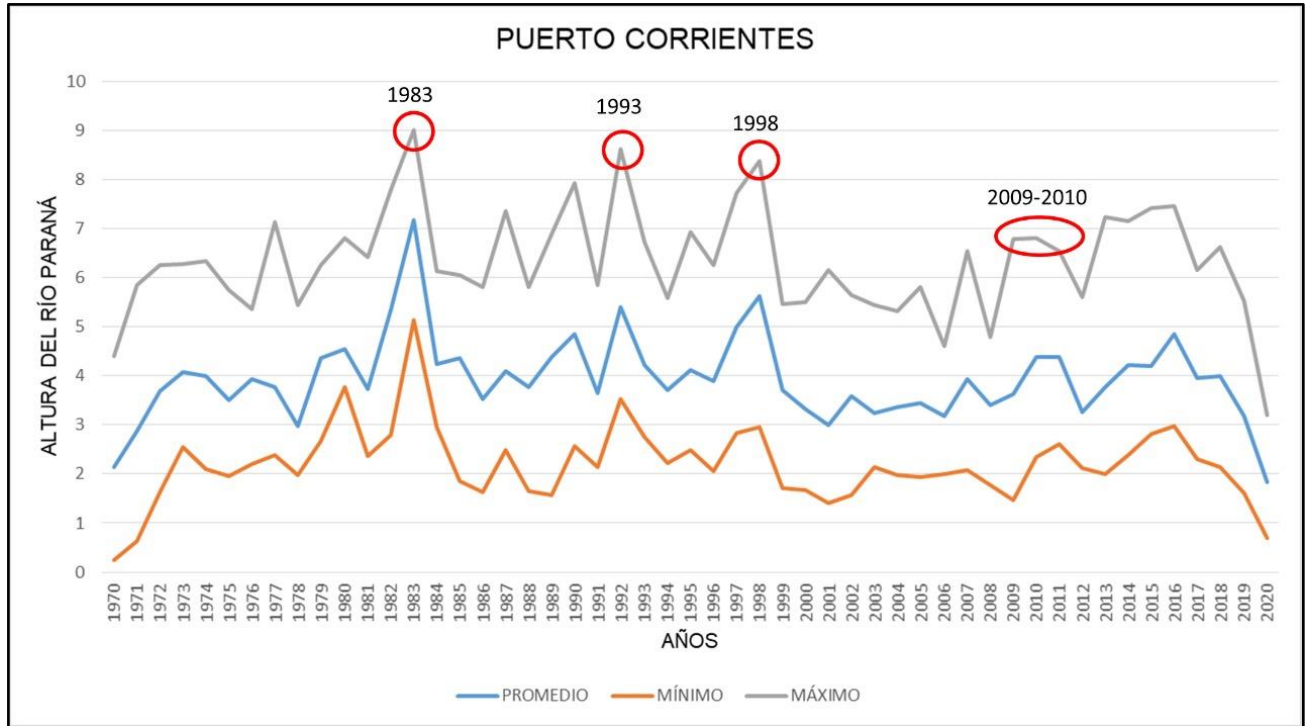


Fig. 6 Promedio anual del nivel hidrométrico del río Paraná a la altura de Corrientes capital desde 1970 hasta 2020. Línea de color rojo representa el periodo de estudio.

Características físicas y químicas del agua.

En ambos sitios de muestreo, la temperatura ambiente presentó valores máximos de 26°C y valores mínimos de 21°C. Los valores medios de temperatura del agua fueron similares, aunque algo más elevados en Itá Ibaté alcanzando un valor máximo de 24,5°C y un mínimo de 22,8 ° C. La transparencia del agua medida con el disco de Secchi, fue superior en Ituzaingó coincidentemente con los que ocurre desde los años 2009-2020, con un valor máximo de 245 cm. No obstante, pudo verse una marcada disminución en la transparencia de ambos sitios fijos en los años 2014-2015, donde ambas estaciones presentan cifras similares, en general fue más elevada en Ituzaingó respecto de Itá Ibaté con un valor de 121,05 cm. El pH y la conductividad presentaron valores más estables en ambas estaciones. En el periodo 2018-2019 el pH alcanzó un valor máximo de 7.45 unidades de pH y valor mínimo de 6,5 unidades de pH para los años 209-2010. En cuanto a la conductividad, presentó un valor máximo de 61,3  $\mu\text{S cm}^{-1}$  en el ciclo 2018-2019 y un valor mínimo de 54.7  $\mu\text{S cm}^{-1}$  en el periodo 2009-2010. El oxígeno disuelto presento fluctuaciones, sin embargo, se observó una notoria disminución en Itá Ibaté con un valor de 94,3 % de saturación en el periodo 2017-2018. En la tabla se presentan los promedios estimados para las diferentes años y las variaciones leves registradas dentro de los ciclos en particular (Fig. 7).



Fig. 7 Variaciones anuales de parámetros físicos y químicos del agua en los sitios de muestreo ubicados en Ituzaingó e Itá Ibaté.

## 2. Individuos por estaciones de muestreo

Se capturaron un total de 2522 ejemplares de *P. maculatus*, siendo el ciclo 2019 el de mayor registro de ejemplares (Tabla 1).

**Tabla 1.** Número de individuos capturados en los años 2009-2020, en las estaciones de muestreo.

Años	Individuos por estación	
	ITÁ IBATÉ	ITUZAINGÓ
2009	106	157
2010	181	169
2011	76	62
2012	22	40
2013	55	81
2014	70	34
2015	66	55
2016	30	101
2017	15	38
2018	93	353
2019	203	280
2020	208	27
<b>Total general</b>	<b>1125</b>	<b>1397</b>

Proporción de sexos:

Entre los años 2009 y 2020 la proporción de machos fue un poco más del 50 % mientras que en los años comprendidos entre 2013 y 2015 la proporción de hembras aumentó en un 60 %. El periodo entre los años 2016- 2020 fue variable (Fig. 8).

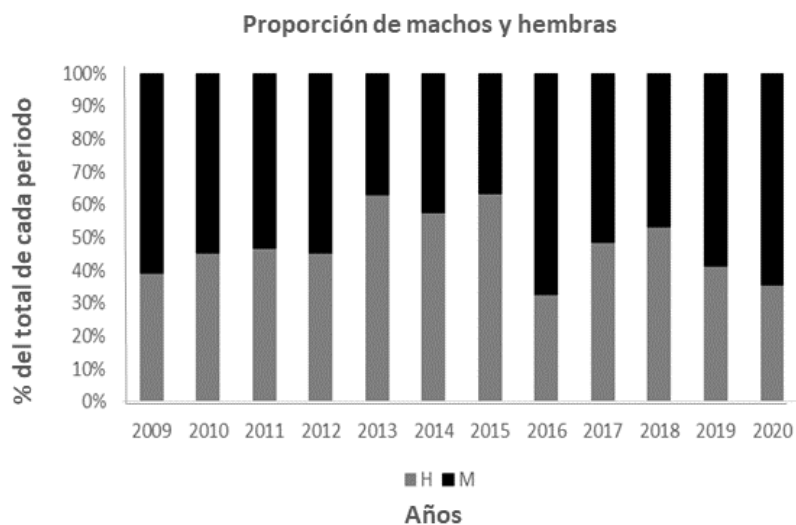


Fig. 8: Proporción de machos (M) y hembras(H) de *P. maculatus* dentro del periodo de estudio.

Además, se realizó un análisis de los estadios de desarrollo gonadal en machos y hembras. Durante la mayor parte del periodo de estudio se observa gran abundancia de ejemplares en reposo en ambos sexos. Sin embargo, el ciclo 2010 se caracterizó por ejemplares en estadio virginal. (Fig.9).

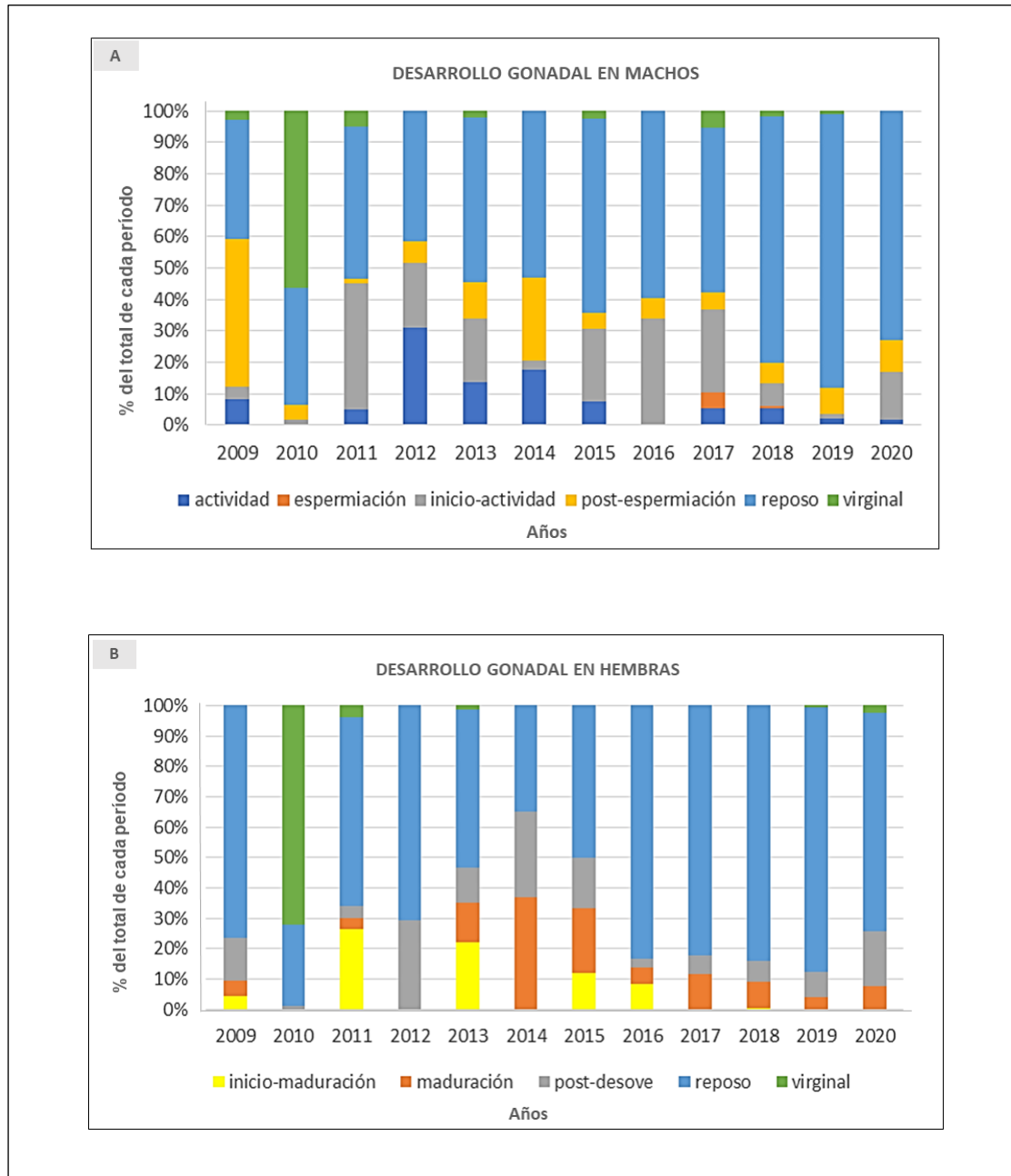


Fig. 9: Frecuencia de ocurrencia anual de los estadios de desarrollo gonadal en machos (A) y en hembras (B) de *P. maculatus*.



### 3. Biomasa de peces

La biomasa varió entre valores mínimos en el año 2017 y picos máximos en 2018, los cuales fueron más acentuados en cercanías a la represa Yacyretá. Sin embargo, en los ciclos analizados, no se evidenciaron diferencias significativas entre sitios de muestreo, se utilizó la prueba de T para datos pareados ( $p > 0,05$ ) (Fig. 10).

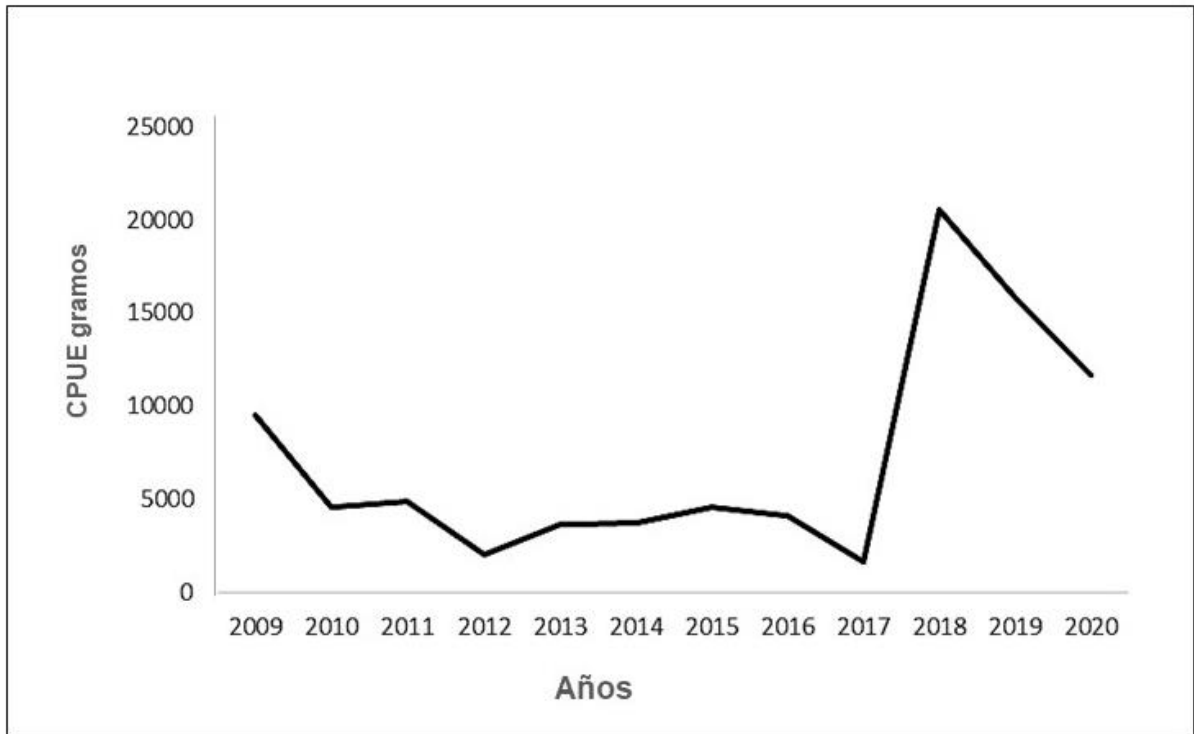


Fig. 10: Valores medios de la CPUE total en biomasa estimados para los años 2009-2020, para las estaciones de muestreo de Itá Ibaté e Ituzaingó.

La CPUE individual no presentó marcadas oscilaciones a lo largo del período de estudio entre sitios de muestreo, sin embargo, se observaron picos de abundancia en 2009-2010, relacionados al importante reclutamiento de la especie posterior a la creciente extraordinaria (Fig. 11).

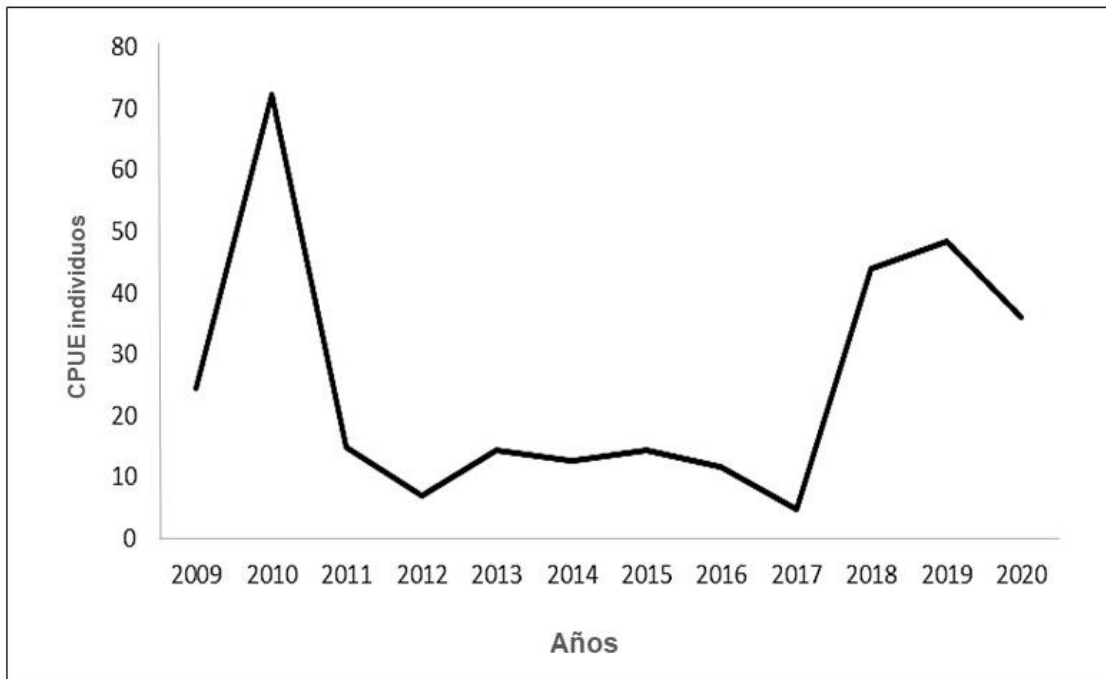


Fig. 11: Valores medios de la CPUE total en número de individuos estimados para los años 2009-2020, para las estaciones de muestreo de Itá Ibaté e Ituzaingó.

#### 4. Estructura de edades:

En las tablas 2 y 3 se presenta la estructura de edades estimadas para los años 2009-2020 sobre un total de 606 ejemplares capturados. La distribución de clases de la población analizada mostró un rango de edades de 0 a 13 años, con claras diferencias entre edades según el año considerado.

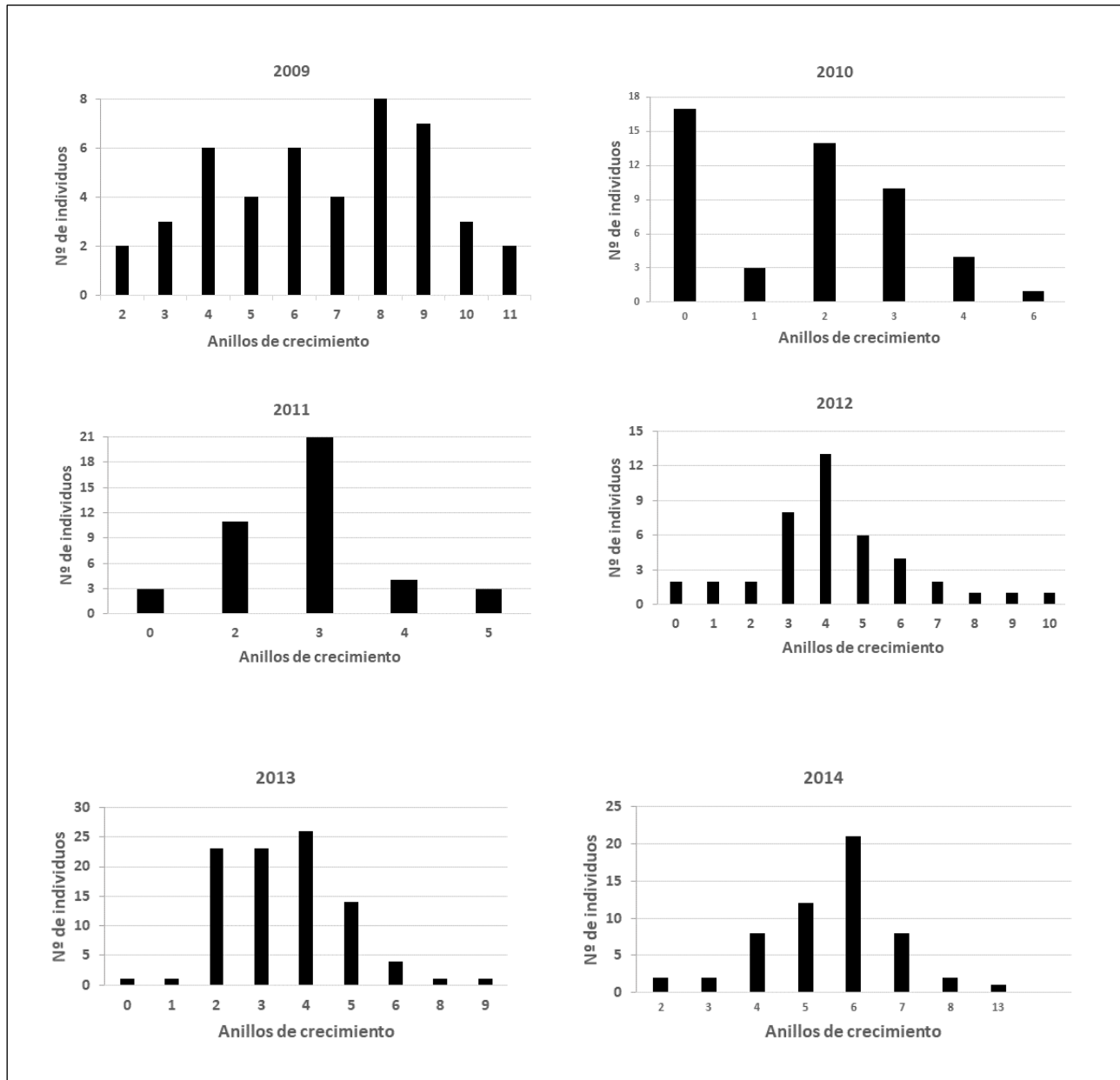


Tabla 2: Distribución de edades en *P. maculatus* considerando 606 ejemplares con determinación de edad por otolitos sin discriminar por sexo y sitio de muestreo en los años 2009-2014.

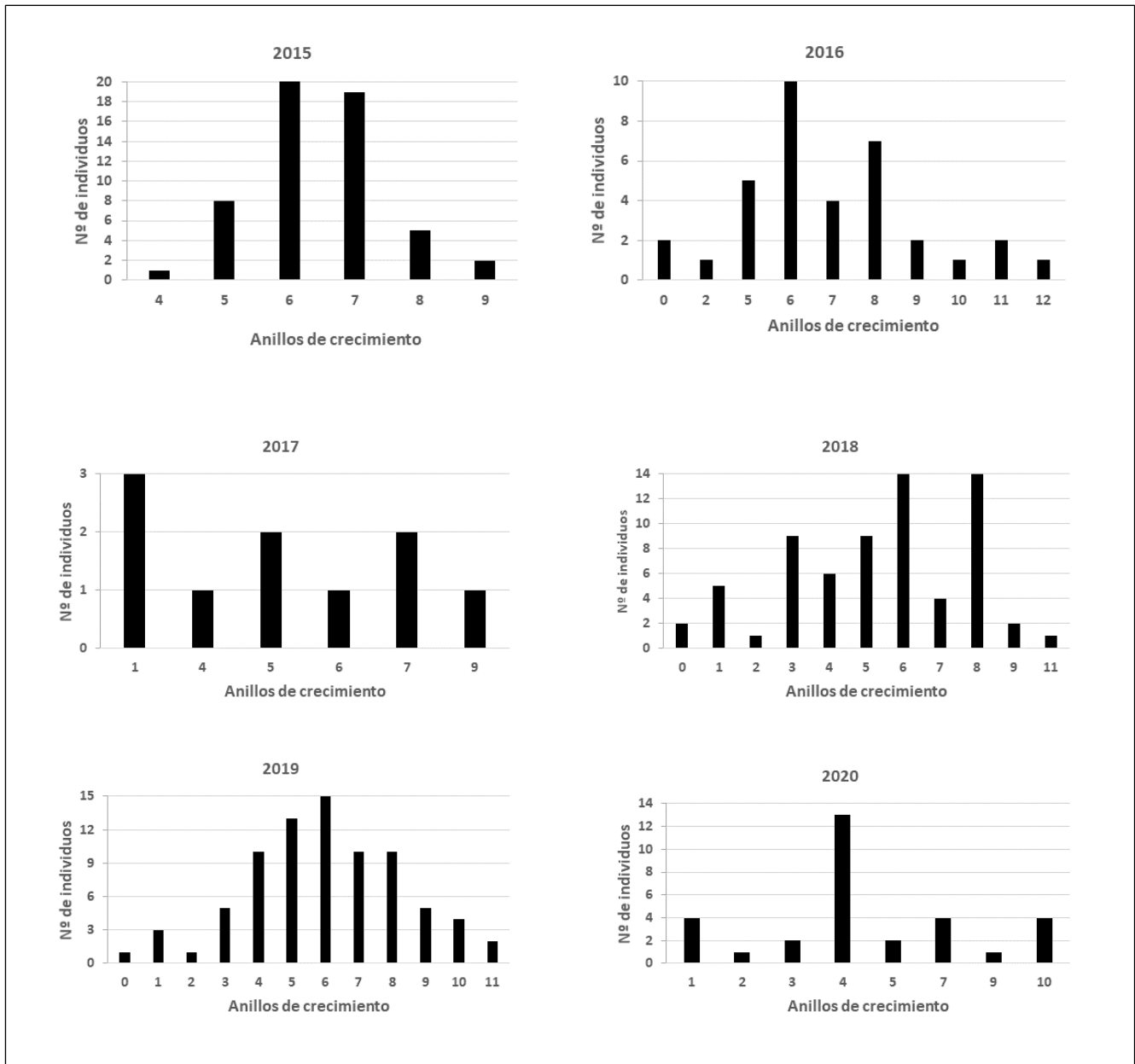


Tabla 3: Distribución de edades en *P. maculatus* considerando 606 ejemplares con determinación de edad por otolitos sin discriminar por sexo y sitio de muestreo en los años 20015-2020.

##### 5. Relación longitud estandar- edad:

La distribución de longitudes por edad muestra un rápido crecimiento inicial, hasta los 2 años, y un crecimiento mucho más lento, pero sostenido, a partir de ese momento (Fig. 12). Los parámetros de la ecuación de Von Bertalanffy estimados para *P. maculatus* durante el periodo de estudio son: Linf: longitud total asintótica 399.93 mm; k: tasa de crecimiento: 0.57; t0: edad teórica a la longitud cero: -1.59.

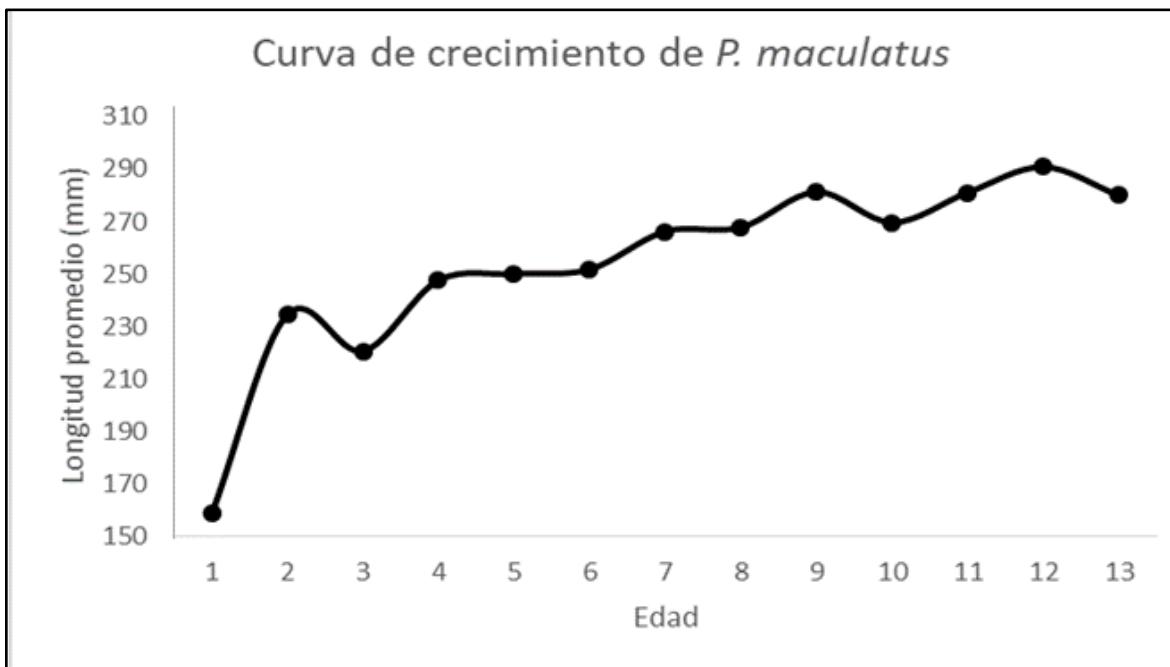


Fig. 12: Relación longitud estándar-edad de *P. maculatus* calculado con la ecuación de Von Bertalanffy.

6. Factor de condición relativo:

La relación longitud-peso mostró un buen ajuste a una ecuación potencial ( $R^2 = 93,65\%$ ), la cual fue utilizada como insumo a partir de los valores de los coeficientes de a y b para el posterior cálculo del factor de condición relativo ( $k_n$ ) (Fig. 13).

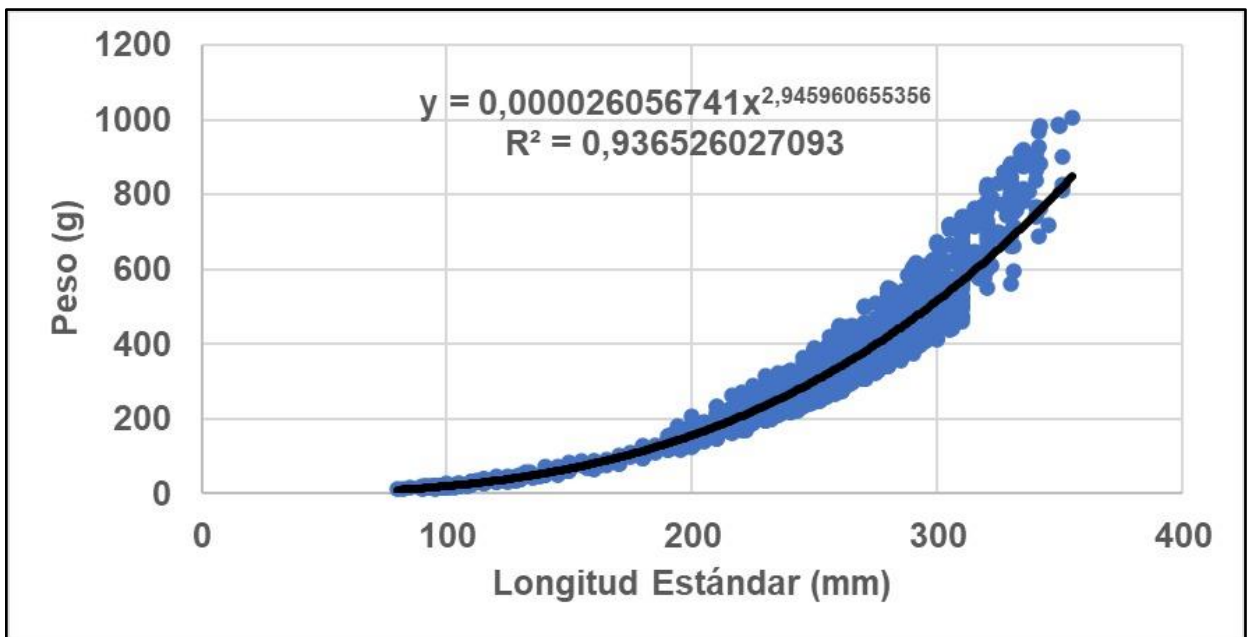


Fig. 13: Relación lineal entre el logaritmo de la longitud estándar y el peso de *P. maculatus* para el período 2009-2020.

El factor de condición relativo ( $kn$ ) no mostró diferencias significativas entre los sitios de muestreo y el sexo ( $p > 0,5$ ) (Fig. 14)

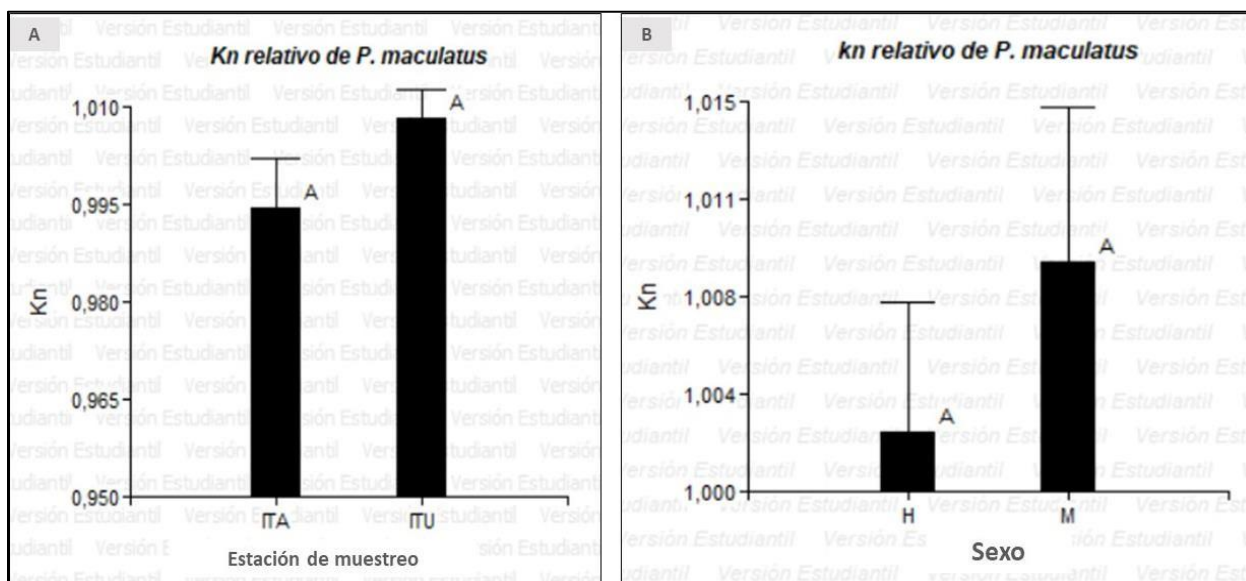


Fig. 14: Relación entre el factor de condición relativo de *P. maculatus* y (A) estaciones de muestreo; (B) por sexo.

El análisis de la varianza (anova) no identificó una relación significativa con el sitio de muestreo y sexo. De las covariables analizadas solo la conductividad presentó una relación positiva ( $p < 0,05$ ). (Fig.15)

**Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)**

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo.	0,03	2	0,02	1,49	0,2263
S	0,01	1	0,01	0,58	0,4458
Est	0,02	1	0,02	2,28	0,1317
Error	7,00	691	0,01		
Total	7,03	693			

**Test: Tukey Alfa=0,05 DMS=0,01526**  
 Error: 0,0101 gl: 691

S	Medias	n	E.E.	
H	1,00	412	0,01	A
M	1,00	282	0,01	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ( $p > 0,05$ )

**Test: Tukey Alfa=0,05 DMS=0,01761**  
 Error: 0,0101 gl: 691

Est	Medias	n	E.E.	
ITA	1,00	165	0,01	A
ITU	1,01	529	4,4E-03	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ( $p > 0,05$ )

Fig. 15: Análisis de la varianza y Test de Tukey.

## 7. DISCUSIÓN

Los peces migratorios en el tramo alto Paraná, ascienden durante el inicio de los pulsos de inundación y desovan en los tributarios (Agostinho et al. 2003). Uno de los factores ambientales más determinante en el éxito del reclutamiento es el régimen de pulsos. Además de afectar el proceso reproductivo, controla la tasa de supervivencia de los primeros estadios de desarrollo (Agostinho et al. 2004a). Las crecientes de corta duración resultan en un rápido incremento en el nivel hidrológico y son seguidas por un descenso abrupto (Bayley 1991) afectando a los peces de pequeño porte porque los lleva hacia el canal principal, y aumenta las probabilidades de ser depredados, esto indica que las inundaciones son más o menos importantes para el reclutamiento dependiendo de la duración (Agostinho et al. 2004b). El ciclo hidrológico 2009-2010 representa un periodo excepcional de creciente en el río Paraná, esta creciente extraordinaria resultó en un alto reclutamiento no solo de *P. maculatus* sino también de otras especies como el sábalo (*Prochilodus lineatus*), el dorado (*Salminus brasiliensis*) y el salmón (*Brycon orbignyanus*) (Sánchez et al. 2011). Hacia fines de 2019 se produjo una bajante extraordinaria que podría repercutir de manera negativa en el stock de peces. En el periodo de estudio se observó ejemplares en estado de reposo en ambos sexos, el ciclo 2010 se caracterizó por una gran cantidad de ejemplares virginales asociados a niveles hidrométricos altos.

Las represas que se ubican aguas arriba regulan los caudales, modifican la estructura y la función de la planicie de inundación del Río Paraná (Agostinho et al. 2000, 2003) afectando directamente el ciclo reproductivo de las especies (Agostinho et al. 2016). Sin embargo, los resultados demuestran que las variaciones anuales en el régimen hidrológico tienen impactos evidentes sobre la biomasa de esta especie, la cual es significativamente mayor luego de las inundaciones extraordinarias. En los últimos años el bagre *P. maculatus* presentó picos de biomasa y de reclutamientos exitosos luego de las crecientes, especialmente en el año 2009-2010, posteriormente la biomasa desciende gradualmente con ligeras oscilaciones hasta 2018-2019. Así mismo, se observan mayores abundancias al pie de la presa como consecuencia de la imposibilidad de continuar migrando aguas arriba (Agostinho et al. 2016), a pesar de que los ejemplares de esta especie siempre aparecen en importantes cardúmenes traspasando la represa mediante los ascensores de peces de Yacyretá (Cerutti et al. 2021). En el Paraná superior se registraron picos de abundancia de individuos en periodos de aguas altas, coincidiendo con los resultados obtenidos (Agostinho et al. 2001). En cambio, con la bajante histórica, se observa una disminución en la cantidad de ejemplares relacionado con un incremento de la transparencia del agua, y esto, asociado a la ausencia de zonas de refugio suficientes para protegerse de los depredadores, así como para alimentarse (Sánchez et al. 2012).

La cohorte correspondiente al período 2009-2010 fue la más numerosa hasta 2018. Esto refuerza las evidencias de que esta camada exitosa de individuos de edad 0 y1 podrían dominar a la población durante varios años de reclutamientos pobres o nulos. Conjuntamente, estos resultados enfatizan la importancia de los pulsos en las primeras etapas de desarrollo de esta especie. En otras especies migradoras como ser sábalo, dorado, boga la cohorte exitosa también vino acompañada de la última creciente extraordinaria (Sánchez et al. 2011). Esto es relevante al considerar el efecto negativo ejercido por las represas, descritos por diferentes autores (Bonetto et al. 1963; Agostinho et al. 2004b, 2008, y 2016). En este contexto, más allá

de la menor intensidad que los procesos reproductivos puedan alcanzar en proximidades de la represa Yacyretá como consecuencia de la falta de estímulo para desencadenar el inicio de la maduración gonadal, los nuevos reclutas, así como los ejemplares de tallas medias serían más que suficientes para distribuirse en toda la zona.

En cuanto a las variables ambientales, no se encuentran diferencias significativas entre ambos sitios de muestreo, excepto en la transparencia del agua, la cual es más notoria en Ituzaingó respecto de Itá Ibaté, lo que estaría relacionado con la sedimentación de materiales en suspensión en el embalse de Yacyretá. Podría decirse que las variaciones que ejercen influencia significativa sobre el ciclo de vida de los peces serían las estacionales de temperatura del agua y aquellas asociadas a los ciclos hidrológicos, marcando el inicio y final de los ciclos reproductivos, afectando el número de peces capturados en cada periodo de muestreo.

## **8. CONCLUSIONES**

Los resultados de este Trabajo Final de Graduación permitieron evidenciar que el aumento de biomasa observado en esta especie durante el periodo de estudio, estaría directamente relacionado con las condiciones hidrológicas óptimas. Los resultados evidencian que los reclutamientos exitosos ocurren luego de las crecientes extraordinarias de primavera-verano lo cual se demuestra con la posterior captura de numerosos ejemplares juveniles que luego pueden producir grandes aumentos en la abundancia de adultos. Además, estas cohortes pueden mantener la pesquería por varios años.

Si bien no se evidenciaron diferencias en el estado general, estimado a través del factor de condición relativo, entre sitios de muestreo, es importante recalcar la importancia de la conservación de las planicies de inundación para la supervivencia de los juveniles lo cual se encuentra necesariamente vinculado con la ocupación territorial en la región y especialmente con la racionalización de la operación de las represas aguas arriba para garantizar el normal funcionamiento del régimen hidrológico del Paraná.

La información generada en este trabajo final de graduación serviría como línea de base e insumo para colaborar a través del conocimiento generado en la formulación de políticas de manejo con el fin de garantizar la sustentabilidad del bagre amarillo como recurso pesquero en la región.



## 9. BIBLIOGRAFIA

- Agostinho, A. A.; Thomaz, S. M.; Minte-Vera, C. V.; Winemiller, K. O. 2000. Biodiversity in the high Parana´ River floodplain. In: Biodiversity in Wetlands: Assessment, Function and Conservation, Vol. 1 Gopal B, Junk WJ, Davis JA (eds). Backhuys Publishers: Leiden, The Netherlands; 89–118.
- Agostinho, A. A.; Gomes, L. C. y Zalewski, M. 2001. The importance of floodplains for the dynamics of fish communities of the Upper River Paraná. *Ecohydrol. Hydrobiol.*, vol. 1, no. 1-2, p. 209-217.
- Agostinho, A. A.; Gomes, L. C.; Suzuki, H. I.; Júlio, H. F. JR .2003. Migratory fishes of the Upper Paraná River Basin, Brazil. In: Carolsfeld J, Harvey B, Ross C, Baer A, Ross C (eds) Migratory fishes of South America: biology, social importance and conservation status. World Fisheries Trust, the World Bank and the International Development Research Centre, Victoria, pp 19–99
- Agostinho, A. A.; Gomes, L. C.; Veríssimo, S. y Okada, E. K. 2004a. Flood regime, dam regulation and fishing the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 14(1):11-19.
- Agostinho, A. A.; Thomaz, S. M. y Gomes, L. C. 2004b. Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. *International Journal of Ecohydrology & Hydrobiology*, 4(3), 267-280.
- Agostinho, A. A.; Pelicie, F. M. y Gomes, L. C. 2008. Dams and the Fish fauna of the Neotropical región: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 68, 1119-1132.
- Agostinho, A. A.; Gomes, L. C.; Santos, N. C.; Ortega, J. C. y Pelicice, F. M. 2016. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. *Fisheries Research*, 173, 26-36.
- Baigún, C.; Oldani, N. y Damme, P. 2010. Represas hidroeléctricas en América Latina y su impacto sobre la ictiofauna. In *Peces de la Amazonía boliviana: potencialidades y amenazas* (van Damme, P. A., Carvajal, F. y Molina, J., eds). Cochabamba: IINIA.
- Bailly, D.; Agostinho, A. A. y Suzuki, H. I. 2008. Influence of the flood regime on the reproduction of fish species with different reproductive strategies in the Cuiabá River, Upper Pantanal, Brazil. *Rivers Research and Applications* 24, 1218–1229.
- Barletta, M.; Jaureguizar, A. J.; Baigun, C.; Fontoura, N. F.; Agostinho, A. A.; Almeida-Val, V. M. F.; Val, A. L.; Torres, R. A.; Jimenes-Segura, L. F.; Giarrizzo, T.; Fabr´e, N. N.; Batista, V. S.; Lasso, C.; Taphorn, D. C.; Costa, M. F.; Chaves, P. T.; Vieira J. P. y Correa, M. F. M. 2010. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. *Journal of Fish Biology* 76, 2118–2176.
- Bayley, P.B. 1991. The flood pulse advantage and the restoration of river-floodplain systems. *Regulated Rivers: Research and Management* 6(2), 75-86.
- Bechara, J. A., Sánchez, S., Roux, J., Terraes, J., & Quintana, C. F. (1999). Variaciones del factor de condición relativo de la ictiofauna del río Paraná aguas debajo de la represa de Yacyretá, Argentina. *Revista Ictiología*, 7(Especial), 75-89

- Bonetto, A. A., 1963. Investigaciones sobre migraciones de peces en los ríos de la cuenca del Plata. *Ciencia e Investigación*, Lima, 19(1-2), 12-27.
- Bonetto, A. A., 1994. Austral rivers of South America. En: R. Margalef (ed.) *Limnology Now*, Elsevier Science B.V, Amsterdam, The Netherlands: 425-472.
- Bunn, S.E., y A.H. Arthington. 2002. Basic Principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* 30(4):492-507.
- Burgess, W. E. 1989. An Atlas of freshwater and marine catfishes. A preliminary survey of the Siluriformes. T.F.H. Publications Neptune City, N.Y. 784 pp.
- Carignan, R.; Neiff, J. J. 1992. Nutrient dynamics of the floodplain ponds of the Paraná River (Argentina) dominated by the water hyacinth *Eichhornia crassipes*. *Biogeochemistry* 17: 85-121.
- Carnevali, R. 1994. Fitogeografía de la Provincia de Corrientes. Gobierno de la Provincia de Corrientes e Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Corrientes (Argentina).
- Cerutti, J.C., Roux, J. P., Aichino, D. R. y Sánchez, S. 2021. Evaluación histórica de la ictiofauna transferida por las instalaciones para peces de la central hidroeléctrica Yacyretá, Periodo 2013-2020. Convenio EBY-UNNE-UNaM. Posadas, Misiones, Argentina: 87 pp
- Constanza, R.; d'Arge, R.; de Groot R.; Farber, S.; Grasso, M.; Hannon, B.; Limburg, K.; Naeem, S.; Neill, R.V.; Paruelo, J.; Raskin, R. G.; Sutton, P.; Van der Belt, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253- 260.
- Dei Tos, C.; Barbieri, G.; Agostinho, A.A.; y Gomes, L.C y Suzuki, H.I. (2002). Ecology of *Pimelodus maculatus* (Siluriformes) in the Corumba Reservoir, Brazil. *Cybium: international journal of ichthyology*. 26. 275-282.
- Dettmers, J.M.; Wahl, D.H. Soluk D.A. y Gutreuter, S. 2001. Life in the fast lane: fish and food web structure in the main channel of large rivers. *Journal of the North American Benthological Society* 20:255-265.
- Di Renzo, J. A; Casanoves, F; Balzarini, M.G.; González L.; Tablada, M. y Robledo, C. W. InfoStat versión 2012. Grupo InfoStat, FCA. Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>.
- Espinach Ros, A., Sánchez, R.P. 2007. Proyecto de evaluación del recurso sábalo en el Paraná. Informe de los resultados de la primera etapa (2005–2006) y medidas de manejo recomendadas Secretaría de Agricultura Ganadería, Pesca y Alimentación, Serie Pesca y Acuicultura: Estudios e Investigaciones Aplicadas Nro. 1, Buenos Aires.
- Espinach Ros, A; Demonte, L.D; Campana, M.; Trogolo, A.; Dománico, A.; y Cordiviola, E. 2008. Proyecto evaluación del recurso sábalo (*Prochilodus lineatus*) en el Paraná. Informe de los resultados de la segunda etapa. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, Buenos Aires, Argentina. Available from: <http://www.minagri.gob.ar/site/pesca/index.php> (March 2012).
- Fernandes, R., Agostinho, A. A., Ferreira, E. A., Pavanelli, C. S., Suzuki, H. I., Lima, D. P., y Gomes, L. C. 2009. Effects of the hydrological regime on the ichthyofauna of riverine environments of the Upper Paraná River floodplain. *Brazilian Journal of Biology*, 69, 669-680.

- Górski, K.; van den Bosch, L. V.; van de Wolfshaar, K. E.; Middelkoop, H. Nagelkerke, L. A. J.; Filippov, O. V.; Zolotarev, D. V.; Yakovlev, S. V.; Minin, A. E.; Winter, H. V.; de Leeuw, J. J.; Buijseg, A. D.; Verreth, J. A. J. 2011. Post-damming flow regime development in a large lowland river (Volga, Russian Federation): implications for floodplain inundation and fisheries. *River Res Appl.* doi:10.1002/rra.1499.
- Grigg, N. S. 1996. *Water resources management. Principles, regulations, and cases.* McGraw-Hill, New York.
- Humphries, P.; King, A. J.; y Koehn, J. D. 1999. Fish, flows and flood plains: links between freshwater fishes and their environment in the Murray-Darling River system, Australia. *Environmental Biology of Fishes* 56:129-151.
- Junk, W. J.; Bayley, P. B.; Sparks, R. E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. En D.P. Dodge (ed). *Proceeding of the International Large River Symposium.* Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci., 160: 110-127.
- Junk, W. J.; Wantzen, K. M. 2004. The flood pulse concept: new aspects, approaches and applications an update. In *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries (LARS 2)* (Welcomme, R. y Petr, T. eds), pp. 117–149. Bangkok: Food and Agriculture Organization and Mekong River Commission, FAO Regional Office for Asia and the Pacific.
- Lake, P. S. 2003. Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. *Freshw Biol* 48:1161–1172.
- Levin, S. A. 1992. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology* 73:1943–1967.
- Lolis, A. A., y Andrian, I. D. F. 1996. Alimentação de *Pimelodus maculatus* Lacépède 1803 (Siluriformes, Pimelodidae), na planície de inundação do alto Rio Paraná, Brasil. *Boletim do instituto de pesca*, 23(1), 23-28, pág. 187-202, septiembre. 2018. ISSN 1678-2305.
- Lowe-McConnell, R. H. 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. In Traduc, aã de Vazzoler, A. E. A. de M., A. A. Agostinho y P. Cunnighan (eds), Título original: *Ecological studies in tropical fish communities.* Editora da Universidade de Saõ Paulo, Saõ Paulo, 535 pp. (Colec, aã Base).
- Moyle, P.B. y T. Light. 1996. Biological invasions of freshwater: empirical rules and assembly theory. *Biological Conservation* 78:149-161.
- Naiman, R. J.; Magnuson, J. J.; McKnight, D. M. y Stanford, J.A. 1995. *The Freshwater Imperative: A Research Agenda.* Island Press, Washington D.C.
- Paoli, C y Cacik, P. 2000. The Paraná River in its middle reach. Contribution to science and engineering practices in a large lowland river. *Centro de Publicaciones. Universidad Nacional del Litoral. Santa Fe. Argentina* 1: 105–171.
- Quirós, R. 1990. The Paraná River Basin and the changes in the lower basin fisheries. *Interciencia* 15 (6): 442-451.
- Sánchez, S.; González, A.O.; Roux, J.P.; Ruiz Díaz, F.J.; Santinón, J.J.; Flores Quintana, C.I.; Hernández, D.R.; Soneira, P.; Arbués, M. Y Domitrovic, H.A. 2011. Evaluación de los Recursos Pesqueros Aguas Abajo de la Represa de Yacyretá. Período agosto 2010-Julio 2011. Informe final presentado por el

Instituto de Ictiología del Nordeste de la Fac, de Ciencias Veterinarias de la UNNE a la Entidad Binacional Yacyretá, Convenio EBY-UNNE, Acta Complementaria N° 21, Corrientes, Argentina.

- Sánchez, S.; Hernández, D.R.; Ortiz, J.C.; Santinón, J.J.; Silva, N.A.; y P. Soneira. 2012. Variaciones espaciales de la Ictiofauna (riqueza y diversidad) y variaciones de las poblaciones de peces de interés comercial, deportivo y ecológico. Estructura trófica de la ictiofauna. En: Evaluación de los Recursos Pesqueros Aguas Abajo de la Represa de Yacyretá. Período 1993-2011. Informe final presentado por el Instituto de Ictiología del Nordeste de la Fac, de Ciencias Veterinarias de la UNNE a la Entidad Binacional Yacyretá, Convenio EBY-UNNE, Acta Complementaria N° 22, Corrientes, Argentina. Capítulo 5: 24p.

- Scipioni, N., Casciotta, J. R., Almirón, A. E., Santinón, J. J., Y Ruiz Díaz, F. J. (2016). Análisis de la diversidad de peces en ambientes asociados al río Paraná en el área de la represa de Yacyretá.

- Sparks, R. E. 1995. Need for ecosystem management of large rivers and their floodplains. *BioScience* 45:168-182.

- Suzuki, H. I., Agostinho, A. A., Bailly, D., Gimenes, M. F., Júlio-Junior, H. F., yGomes, L. C. 2009. Inter-annual variations in the abundance of young- of the year of migratory fishes in the Upper Paraná River floodplain: Relations with hydrographic attributes. *Braz J Biol.* 69:649–660.

- Tockner, K. y Stanford J. A. 2002. Riverine flood plains: present state and future trends. *Environmental Conservation* 29:308-330.

- Vazzoler, A. E. A. M. (1996). *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: Teoria e prática*. Maringá, Brazil: EDUEM.

- Welcomme, R. L. 1979. *Fisheries Ecology of Floodplain Rivers*. Logman, London. 317 pp.

- Welcomme, R. L. 1985. *River Fisheries*, FAO Fisheries Technical Paper, No. 262, Food and Agriculture Organization of the United Nations.

- Winemiller, K. O. 1996. Factors driving temporal and spatial variation in aquatic floodplain food webs. Pages 298-312 in; G.A. Polis and K.O. Winemiller, editors. *Food webs: integration of patterns and dynamics*. Chapman and Hall, New York.

- Zalocar de Domitrovic, Y., Poi de Neiff, A. S. G., y Casco, S. L. (2007). Abundance and diversity of phytoplankton in the Paraná River (Argentina) 220 km downstream of the Yacyretá reservoir. *Brazilian Journal of Biology*, 67, 53-63.