



UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales

Departamento de Ecología Genética y Evolución

Variabilidad espacio-temporal del crecimiento y la condición nutricional de juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en la Bahía Samborombón. Aportes a estudios de reclutamiento

Tesis presentada para optar al título de Doctora de la Universidad de
Buenos Aires en el área de Ciencias Biológicas

Nadia Marina Alves

Directora de tesis: Dra. Marina Vera Diaz

Consejera de Estudios: Dra. Fabiana Laura Lo Nostro

Lugar de trabajo: Programa de pesquería de peces costeros, Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Mar del Plata, Argentina.

Buenos Aires, 2026

Variabilidad espacio-temporal del crecimiento y la condición nutricional de juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en la Bahía Samborombón.
Aportes a estudios de reclutamiento

Comprender por qué algunos **juveniles** sobreviven y otros no es aproximarse a los procesos que determinan el **reclutamiento pesquero**. En la Bahía Samborombón, principal **área de cría** de la **corvina rubia** en Argentina, la historia de esta especie se configura como una secuencia de oportunidades y restricciones moduladas por la alternancia entre **temporadas cálidas y frías**. Ante cada transición ambiental, los juveniles responden mediante distintas estrategias que permiten su permanencia en un sistema **estuarino** de alta productividad ecológica y creciente exposición a presiones antrópicas.

La **Bahía Samborombón** no es un escenario estático, sino un sistema de **doble identidad, una bahía cálida y una bahía fría**. Durante la **temporada cálida**, se comporta como una bahía de expansión: las aguas dulces provenientes del Río de la Plata, las altas temperaturas y los vientos del noreste crean un **ambiente de alta retención y productividad**. Allí, los juveniles encuentran alimento abundante, crecen rápidamente y acumulan reservas que serán decisivas para su supervivencia. La densidad de individuos aumenta, los otolitos registran incrementos y los índices bioquímicos revelan un **estado fisiológico óptimo**. Durante la temporada cálida, la bahía ejerce un **efecto gatillo sobre el crecimiento**, generando condiciones que impulsan el desarrollo y favorecen la acumulación de reservas energéticas.

Pero con el avance del frío, el sistema cambia su pulso. Las temperaturas descienden, la disponibilidad de alimento disminuye y los vientos modifican la circulación de las masas de agua. La **bahía** se transforma entonces en un **ambiente de mayor hostilidad**. Lejos de abandonar el área, los **juveniles** permanecen y adoptan una **estrategia fisiológica** clave: el **letargo invernal**. Su metabolismo se desacelera, el crecimiento se detiene y la eficiencia energética se vuelve prioritaria. Los índices de condición nutricional describen una transición desde un metabolismo activo a uno basal. Esta alternancia entre crecimiento estival y letargo invernal emerge como el **mecanismo central de resiliencia**: la supervivencia no depende de evitar el invierno, sino de habitarlo fisiológicamente.

La evidencia demuestra que el éxito del **reclutamiento** no es producto de condiciones ambientales constantes, sino del ajuste temporal entre las oportunidades estivales y las restricciones invernales. La Bahía Samborombón funciona como un sistema pulsante que ofrece, en un mismo espacio, **dos**

hábitats temporales: uno que promueve el crecimiento y otro que permite resistir. Esta dualidad no representa un riesgo, sino el ***cimiento ecológico de la persistencia poblacional***.

La dinámica natural de la bahía convive ahora con una ***presión creciente de origen humano***. Las microfibras antropogénicas detectadas en el agua y en el tracto gastrointestinal de los juveniles muestran que la energía que antes fluía exclusivamente bajo el pulso de las temporadas cálida y fría comienza a verse influenciada por señales de contaminación persistente. Si bien su efecto no se refleja aún en una disminución significativa de la condición promedio, ***su presencia resulta crítica durante los momentos de mayor vulnerabilidad energética***, particularmente en la temporada fría, cuando la supervivencia depende de reservas acumuladas con precisión.

El análisis integrado de esta tesis revela que el reclutamiento de la corvina rubia emerge de la interacción entre procesos hidrodinámicos, condiciones tróficas, respuestas fisiológicas y presiones antrópicas. Durante la bahía cálida, la expansión energética permite alcanzar el tamaño crítico para enfrentar la temporada invernal. Durante la bahía fría, el letargo actúa como refugio metabólico. Esta ***alternancia modula el desempeño de cada cohorte*** y contribuye a sostener la dinámica pesquera de la región.

La ***Bahía Samborombón*** no constituye un ambiente uniforme, sino un ***sistema dinámico*** cuya funcionalidad varía entre temporadas. Esta alternancia modula la disponibilidad de recursos, las tasas de crecimiento y la eficiencia metabólica de los juveniles, configurando un entorno en el que la plasticidad ecológica emerge como un componente central de la ***resiliencia poblacional***. Los resultados obtenidos indican que el reclutamiento no depende exclusivamente de factores oceánicos o pesqueros, sino de la capacidad de los juveniles para ajustar su historia de vida al régimen estacional del estuario.

Comprender y proteger esa dualidad no es solo una necesidad ecológica, sino también una ***responsabilidad*** con las comunidades costeras que dependen de este recurso. ***La corvina rubia persiste porque ha aprendido a habitar el cambio***. El desafío de la gestión pesquera del siglo XXI será hacer lo mismo.

Palabras clave: corvina rubia, juveniles, estuario, área de cría, variabilidad ambiental, condición nutricional

Spatio-temporal variability in growth and nutritional condition of juvenile whitemouth croaker (*Micropogonias furnieri*) in Samborombón Bay: Implications for recruitment processes

Understanding why some *juveniles* survive while others do not is key to approaching the processes that shape *fish recruitment*. In Samborombón Bay, the main nursery ground for the whitemouth croaker in Argentina, the life history of this species unfolds as a sequence of opportunities and constraints modulated by the alternation between *warm and cold seasons*. At every transition, juveniles deploy strategies of ecological and physiological plasticity that enable their persistence in an estuarine system of high ecological productivity and increasing anthropogenic influence.

Samborombón Bay is not a static environment, but a system with *dual identity: a warm bay and a cold bay*. During the *warm season*, it functions as a bay of expansion: freshwater inflows from the Río de la Plata, elevated temperatures and prevailing northeasterly winds generate a *highly retentive and productive environment*. In this context, juveniles encounter abundant food, grow rapidly, and accumulate energy reserves that will be crucial for their survival. Densities increase, otoliths record growth increments, and biochemical indices reflect an *optimal physiological state*. During this phase, the bay exerts a *trigger effect on growth*, creating conditions that stimulate development and favor the accumulation of energetic reserves.

As cold conditions set in, the system shifts its rhythm. Temperatures decline, food availability decreases, and wind-driven circulation alters the distribution of water masses. The *bay* then becomes *a more challenging environment*. Rather than abandoning the area, juveniles remain and adopt a *key physiological strategy: winter dormancy*. Their metabolism slows down, growth ceases, and energy efficiency becomes a priority. Nutritional condition indices reveal a transition from active metabolism to a basal state. This alternation between summer growth and winter dormancy emerges as the *central mechanism of resilience*: survival does not rely on avoiding the winter, but on physiologically inhabiting it.

Evidence from this study shows that *recruitment* success is not the result of constant environmental conditions, but of the temporal alignment between summer opportunities and winter constraints. Samborombón Bay behaves as a pulsing system that, within the same spatial domain, provides *two functional habitats*: one that promotes growth and one that enables survival. This

duality does not represent a vulnerability, but rather the *ecological foundation for population persistence*.

Natural dynamics now coexist with emerging *human pressures*. Anthropogenic microfibers detected in both the water column and the gastrointestinal tract of juveniles indicate that the energy flow, once governed solely by seasonal pulses, is increasingly influenced by persistent contamination signals. Although their current effect is not yet reflected in a marked decline in average condition, *their presence may become critical during periods of energetic vulnerability particularly in the cold season*, when survival depends on precisely accumulated reserves.

The integrated analysis presented in this thesis indicates that recruitment in the whitemouth croaker arises from the interaction between hydrodynamic processes, trophic conditions, physiological responses, and anthropogenic pressures. During the warm season, energetic expansion allows juveniles to reach sizes that increase the probability of overwinter survival, while during the cold season, dormancy functions as a metabolic refuge. This *alternation shapes the performance of each cohort* and contributes to sustaining the fishery dynamics of the region.

Samborombón Bay is not a uniform environment, but a *dynamic system* whose functionality varies between seasons. This alternation regulates resource availability, growth rates, and metabolic efficiency in juveniles, establishing a context in which ecological plasticity emerges as a key component of population resilience. The findings demonstrate that recruitment is not determined exclusively by oceanic or fishery-related factors, but by the capacity of juveniles to adjust their life history to the seasonal regime of the estuary.

Recognizing and safeguarding this duality is not only an ecological imperative, but also a *responsibility* toward the coastal communities that depend upon this resource. *The whitemouth croaker persists because it has evolved to inhabit change*. The challenge of 21st-century fisheries management will be to do the same.

Keywords: whitemouth croaker, juveniles, estuary, nursery area, environmental variability, nutritional condition

Agradecimientos

El 15 de enero de 2020 comenzó un sueño que venía persiguiendo desde hacía tiempo. Antes me habían dicho que no, pero como alguien alguna vez me dijo: *quien quiere hacer ciencia en la Argentina, si es perseverante... puede*. Y así fue. Ese día, CONICET dijo que sí: a mi nombre, a mi tema, a mi sueño. Y así...empezó esta aventura.

Para mí, hacer el doctorado implicó un compromiso profundo con la ciencia, pero sobre todo con el mar. Este camino que hoy concluye es el cierre de un sueño y, a la vez, *la apertura de otros nuevos*, con más experiencia, más certezas y un poco más de coraje.

Esta tesis *es para mí*.

Porque pude.

Porque la quise y la soñé con el corazón y con la cabeza.

Porque fui terca y obstinada, y porque cada paso ,aun los difíciles, me llevaron hasta acá.

En el camino me mudé, me casé, conocí gente maravillosa (y de la otra), navegué mucho y tuve dos hijos. Pero, sobre todo, fui feliz: al principio, en el trayecto y ahora, al final. Con todo lo que hacer ciencia trae consigo, estrés, ansiedad, miedo, frustración, pero también con todo lo que regala: gratificación, pasión y amor.

Este recorrido lo hice de la mano de **Mati**, mi compañero de vida. Él estuvo desde el primer momento, dejó todo, nos mudamos de ciudad para que yo pudiera vivir mi sueño. Gracias, amor. No existe un “gracias” suficientemente grande para todo lo que hiciste por mí en estos años.

A mis directoras, **Marina, Brenda y Mara**, *gracias por creer en mí incluso cuando yo no podía*. Por acompañarme, sostenerme, enseñarme y cuidarme. Cada una desde su rol hizo posible que yo llegara hasta acá.

A Marina, especialmente: mi directora, mi amiga y mi “mamá científica”. Gracias por absolutamente todo. Para agradecerte necesitaría otra tesis del mismo tamaño.

A mis amigas del alma en Mar del Plata: **Juli, Stefa, Chofa y Luz**. Gracias por el oído, la risa, los mates, las campañas, la complicidad y la vida compartida. La amistad que construimos en estos años es uno de los mayores regalos del doctorado.

A mis amigos y amigas nuevos y de siempre: **Juli Mate, Maru, Juanpe, David, Mai, Ceci, Nahu, Juane, Marie y Vir** gracias por estar, aun sin entender del todo qué era un RDs, un GAMM o un *wintering* jajaja. ¡Gracias!

A mis **amigas de Pilates**, gracias por abrirme un mundo distinto, por la contención, la heterogeneidad y el cariño. ¡Por ser gente como uno!

A mis compañeros del **Programa de Pesquerías de Peces Demersales Costeros**, gracias por la paciencia, la enseñanza, el apoyo y las risas. Gracias por abrazarme cuando lo necesité y retarme cuando hizo falta. Estudiar el mar en el INIDEP con ustedes es un privilegio.

A mi familia, gracias por entender mi decisión de vivir lejos persiguiendo un sueño, por apoyarme, visitarme y enamorarse del mar a través de mis ojos.

Y a mis **hijitos**: gracias por ser resilientes desde la panza, arriba y abajo de los barcos, en el mar y en la vida.

Gracias a todas las personas que fueron parte de esta aventura.

Mi sueño.

Y ojalá también el sueño de muchos que aman la ciencia en Argentina.

Esta tesis puede no ser perfecta, porque fue escrita por una humana, pero está llena de amor en cada página.

Ojalá todos seamos siempre un poco corvina: resilientes.

Índice de contenidos

CAPÍTULO I	1
1.1 Introducción	2
¿Qué fue primero, el huevo o el pez?	2
Lo mejor de los dos mundos	5
Identidad	11
Enemigos en casa	15
La importancia de esta tesis ...	17
1.2 Objetivos e Hipótesis	18
1.3 Referencias	20
1.4 Trabajos asociados al capítulo	34
CAPÍTULO II	35
2.1 Introducción	36
Álbum de fotos	36
¿Polarizados?	39
La importancia de abordar la distribución y densidad en este capítulo...	41
2.2 Materiales y métodos	43
2.2.1 Colecta de las muestras y procesamiento de los datos	43
“Génesis de una idea”	43
Manos a la obra	45
2.2.2 Análisis de datos	48
A . Caracterización ambiental del área de cría	48
B. Distribución y densidad de juveniles	49
C. Análisis de densidad en relación con las variables ambientales	49
2.3 Resultados	54
2.4 Discusión	72
2.5 Reflexión final	77
2.6 Referencias	78
2.7 Trabajos asociados al capítulo	86
Anexo	87

A2.1. La salinidad como proxy del caudal	88
Desfases del caudal:	90
A2.2. Modelo lineal generalizado mixto (GLMM)	93
Referencias	96
CAPÍTULO III	97
3.1 Introducción	98
Triage	98
Perito	99
Pedir ayuda	102
La importancia de abordar la condición nutricional en este capítulo...	104
3.2 Materiales y métodos	106
3.2.1 Colecta de las muestras y procesamiento	106
3.2.2 Análisis de datos	111
3.3 Resultados	117
3.4 Discusión	126
3.5 Reflexión final	132
3.6 Referencias	133
3.7 Trabajos asociados al capítulo	149
Anexo	150
A3.1. Modelo lineal generalizado mixto (GLMM)	151
A3.2. Temporada cálida	152
A3.3 Temporada fría	154
BONUS TRACK!	156
CAPÍTULO IV	185
4.1. Introducción	186
Memoria	186
Archivo	187
Patrones	189
La importancia de abordar el crecimiento temprano en este capítulo...	192
4.2 Materiales y métodos	194
4.2.1 Colecta de las muestras	194

4.2.2 Procesamiento de los otolitos	195
4.2.3 Registro fotográfico, mediciones y asignación de edad	197
4.2.4 Análisis de datos	198
4.3 Resultados	205
4.4 Discusión	220
4.5 Reflexión final	227
4.6 Referencias	229
4.6 Trabajos asociados al capítulo	238
Anexo	239
A4.1. Relación entre la Longitud total (LT, cm) y el radio del otolito (mm)	240
A4.2. Relación entre el peso (g) y el radio del otolito (mm)	243
A4.3. Asignación de edad y actualización de rangos de longitudes	244
CAPÍTULO V	246
5.1 Introducción	247
Le hablo al mundo	247
La fragilidad de la paz	249
Búsqueda	251
La importancia de abordar la contaminación por partículas antropogénicas en este capítulo...	252
5.2 Materiales y métodos	254
5.2.1 Colecta de las muestras y procesamiento	254
5.2.2 Análisis de datos	259
5.3 Resultados	262
5.4 Discusión	271
5.5 Reflexión final	277
5.6 Referencias	278
5.7 Trabajos asociados al capítulo	296
Anexo	298
A5.1 Controles ambientales	299
A5.2 Protocolo para la extracción de partículas antropogénicas en tractos gastrointestinales	299
A5.3 Fotografía y medición de microfibras antropogénicas	302

A5. 4 Modelo Lineal Generalizado Mixto (GLMM)	303
BONUS TRACK!	305
BONUS TRACK ¡EXPERIMENTAL!	322
CAPÍTULO VI	328
“Las dos Bahías”	328
Tengo ideas	330
Fachada	330
¡Sorpresa!	335
¡Gracias!	337
Referencias	338

CAPÍTULO I

Introducción general

“Kilómetro cero”

1.1 Introducción

¿Qué fue primero, el huevo o el pez?

La historia de vida de un pez se puede resumir en cinco etapas que redefinen su forma, sus capacidades y su rol en el ecosistema: embrión, larva, juvenil, adulto y senescente. Comprender las fluctuaciones en las poblaciones de peces adultos requiere explorar a fondo los procesos que actúan en sus *estadios tempranos* (huevo, larva, juvenil) pues, aunque enfrentan desafíos semejantes a los de los adultos (excepto el reproductivo), sus limitaciones de tamaño y de desarrollo intensifican esas presiones (Houde, 1987). Además, su morfología, su estructura interna y sus habilidades conductuales y fisiológicas están en constante transformación, lo que los hace particularmente vulnerables durante estas fases cruciales (Fuiman y Werner, 2002).

En las especies demersales con larvas pelágicas, el periodo larval culmina en una transformación que implica la pérdida progresiva de caracteres propios del plancton y la adquisición de rasgos propios del ambiente demersal. Este tránsito, la metamorfosis, supone un cambio radical de hábitat: el asentamiento del estadio juvenil en el fondo. Este hito en la ontogenia de las especies de interés comercial es la puerta de entrada a la fase de “pre-explotación” dentro de la cohorte, es decir, al grupo de individuos nacidos en la misma temporada de desove. El punto de confluencia entre la fase de pre-explotación (huevos y larvas) y la de explotación (adultos) lo constituyen los reclutas, aquellos *juveniles* que han alcanzado un tamaño suficiente para ser capturados y que, al migrar o cambiar sus hábitos de vida, se incorporan efectivamente a la pesquería. Según la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO, 2003), el reclutamiento es el proceso mediante el cual estos juveniles pasan a formar parte de la población adulta susceptible de pesca (Cadima, 2003; Figura 1.1). Aunque la fecundidad de muchas especies es elevada, sólo una pequeña fracción de los huevos desovados llegará a las pesquerías como adultos reclutados (Shelbourne, 1957). Por ello, el éxito en los primeros estadios de vida es determinante para el futuro de la población adulta y, en consecuencia, para la sostenibilidad de la pesquería.



Figura 1.1. Ciclo de vida para una cohorte de peces en función del tiempo. Se distinguen los estadios de vida que pertenecen a las fases de pre-explotación y de explotación, con los juveniles en la intersección entre ambas fases y el proceso de reclutamiento como el responsable de la incorporación de los juveniles a la población de adultos. Modificado de Cadima (2003).

La supervivencia de las larvas se ha considerado históricamente como el principal factor que determina el éxito de una cohorte anual, siendo la inanición una de las causas más frecuentes de mortalidad en estas primeras etapas (May, 1974). Durante ese *“período crítico”* descrito por Hjort (1914), las larvas, luego de agotar las reservas del vitelo de los huevos, deben encontrar rápidamente presas adecuadas para satisfacer sus requerimientos energéticos; de lo contrario, su crecimiento se retrasa o incluso mueren.

No obstante, la etapa juvenil también puede experimentar niveles de mortalidad tan severos como los observados en huevos y larvas (Houde, 1987; Sissenwine, 1984). El intenso esfuerzo pesquero ha provocado un “rejuvenecimiento” de las poblaciones, al extraer vorazmente a los individuos adultos, de modo que el reclutamiento de una clase anual depende cada vez más del número de juveniles que logran escapar de esta presión (Hidalgo et al., 2009). Bradford (1992) argumenta que las estimaciones de abundancia en el estadio juvenil ofrecen un indicador más fiel del éxito de reclutamiento, dado que se encuentran más próximos al momento en que entran efectivamente a las pesquerías. Además, los juveniles, gracias a su mayor tamaño corporal y mayores reservas energéticas, parecen afrontar con mayor resiliencia las condiciones ambientales adversas que típicamente afectan a las larvas (Stige et al., 2013).

En las especies demersales, gran parte de los estudios se ha centrado en los ejemplares que atraviesan su primer año de vida (edad 0), pues marcan el paso del medio pelágico al demersal. Este tránsito es fundamental en su ciclo biológico, ya que implica un cambio drástico en la disponibilidad y el tipo de presas. De esta manera, la fase de asentamiento pelágico-demersal configura un segundo “período crítico” comparable al descrito por Hjort (1914), en el que la eficacia de la alimentación vuelve a ser determinante para la supervivencia y el crecimiento temprano.

Hjort (1914) amplió su hipótesis sobre la mortalidad larval al señalar que, además de la disponibilidad de alimento, factores hidrodinámicos como la deriva de huevos y larvas hacia áreas desfavorables podían explicar gran parte de la variabilidad en el reclutamiento, propuesta que él denominó “*transporte aberrante*”. A partir de esta idea, Cushing (1969, 1990) formuló la hipótesis de “*match-mismatch*”, que vincula el éxito de una cohorte con la sincronía entre el momento de desove, relativamente constante en mares templados, y los picos fluctuantes de producción de fitoplancton y zooplancton. Posteriormente, Lasker (1978, 1981) describió el “*océano estable*”, señalando que los periodos de calma y estratificación en zonas de surgencia concentran simultáneamente larvas y presas en la interfase de capas, favoreciendo su alimentación; Cury y Roy (1989) extendieron esta visión con la “*ventana ambiental óptima*”, que incorpora el efecto de la estratificación vertical, los vientos y las microturbulencias sobre la supervivencia de las larvas en mares templados y en áreas de surgencia, respectivamente. Sinclair e Iles (1989) destacaron en la hipótesis de “*retención estable*” (o “member-vagrant”) la importancia de las áreas propicias que retienen a los estadios tempranos para completar su desarrollo. Finalmente, Bakun (1996) integró estos enfoques mediante la “*tríada fundamental*”, según la cual la supervivencia y el reclutamiento dependen de la confluencia de tres procesos: el enriquecimiento de las capas superficiales por afloramientos ricos en nutrientes, la concentración de plancton como alimento y la retención de huevos y larvas en zonas favorables.

El reclutamiento de peces es el resultado de la interacción compleja y sinérgica de procesos tróficos, hidrodinámicos y conductuales que operan desde el huevo hasta el estadio juvenil (Figura 1.2). Aunque los mecanismos específicos pueden variar entre especies y ecosistemas, su convergencia determina en última instancia qué proporción de una cohorte llega a engrosar

la población reproductora. Comprender esta red de factores que modulan el reclutamiento sigue siendo uno de los grandes retos de la biología pesquera y una fuente persistente de incertidumbre en la gestión de los recursos (Bakun, 1985, 2006; Sissenwine, 1984).



Figura 1.2. Hipótesis desarrolladas para explicar las variaciones en el reclutamiento. Inspirado en Houde, 2008.

Lo mejor de los dos mundos

Un estuario es un cuerpo costero semicerrado, conectado al mar abierto, donde el agua salina se mezcla con el aporte fluvial de agua dulce (Pritchard, 1967). Gracias a sus pronunciados gradientes de salinidad, estos ambientes se convierten en verdaderos focos de productividad biológica, al favorecer el crecimiento del fitoplancton y la acumulación de presas para las primeras etapas de peces e invertebrados (Barnes y Mann, 1991; Day et al., 1989). La dinámica de sus aguas, modulada por ríos, mareas, vientos y la propia geomorfología, facilita el aporte constante de sedimentos y nutrientes, crea corrientes y remolinos que retienen larvas y organismos juveniles. De este modo, los estuarios funcionan como áreas clave de desove y cría para numerosas especies de interés comercial y recreativo (Day et al., 2012; Elliott y Dewailly, 1995; Fodrie y Herzka, 2013; Joyeux, 1998, 2001; Teodosio et al., 2016).

Además, su cercanía a centros urbanos y su creciente uso en acuicultura subrayan su relevancia económica (Mann y Lazier, 1996). Pero más allá de su importancia pesquera y productiva, los

estuarios desempeñan un papel esencial en el balance global de carbono y en la adaptación al cambio climático, actuando como sumideros de CO₂ y amortiguando las oscilaciones del nivel del mar (Smith y Hollibaugh, 1993).

Se denomina “*área de cría*” al conjunto de hábitats costeros donde los juveniles de una especie exhiben densidades, tasas de crecimiento y supervivencia superiores a las observadas en otros sitios, y desde el cual se contribuye con un número significativo de individuos hacia las poblaciones adultas. Según Beck et al. (2001), para calificar como verdadera “*área de cría*” un área debe cumplir simultáneamente cuatro requisitos esenciales: *alta densidad juvenil, elevada tasa de crecimiento, baja mortalidad y conectividad efectiva con los hábitats utilizados por los adultos.*

Los estuarios, donde los ríos desembocan en los mares, son el lugar de encuentro de dos mundos fisicoquímicos y biológicos diferentes. En general, se trata de ecosistemas biológicamente más productivos que el río y el mar, por las condiciones particulares de circulación de las aguas, que provocan la retención de nutrientes (Acha y Mianzan, 2003).

En particular, *el estuario del Río de la Plata* (ERdP) es, sin duda, una de las regiones costeras más importantes del atlántico suroccidental. Ubicado entre 34° S - 36° 20' S y 55° - 58° 30' O, se extiende sobre unos 35 000 km² y drena una cuenca de $3,5 \times 10^6$ km² que abarca Argentina, Bolivia, Brasil, Paraguay y Uruguay. Ocupa el quinto lugar mundial en descarga de agua dulce y el cuarto en área de drenaje (Framiñán et al., 1999). Más del 97 % de su caudal (en promedio 22 000 m³/s) proviene de los ríos Paraná (16 000 m³/s) y Uruguay (6 000 m³/s) (Jaime et al., 2002 ; Nagy et al., 1997), mientras que pequeñas corrientes y arroyos aportan el resto. El ERdP contribuye sustancialmente a los intercambios de nutrientes, sedimentos, carbono y agua dulce con el Océano Atlántico (Framiñán et al., 1999), afecta la hidrografía de la Plataforma Continental adyacente e influencia la dinámica costera hasta 23° S; por lo que tiene gran influencia en las pesquerías costeras (Campos et al., 2000; Framiñán et al., 1999; Piola et al., 2000, 2005).

El ERdP es de gran importancia social y económica para los países que se encuentran en sus márgenes, Argentina y Uruguay. A lo largo de sus márgenes se asientan las principales ciudades y puertos de ambos países (incluyendo sus capitales, Buenos Aires y Montevideo),

así como numerosos núcleos industriales y destinos turísticos de verano. Esta intensa actividad humana concentra las mayores fuentes de contaminación atmosférica y acuática en la región (Meccia, 2008). Además, el ERdP es la principal reserva de agua dulce para millones de personas y constituye áreas de desove y cría para múltiples especies costeras, varias de las cuales sustentan pesquerías de gran valor comercial (Cousseau, 1985; Boschi, 1988).

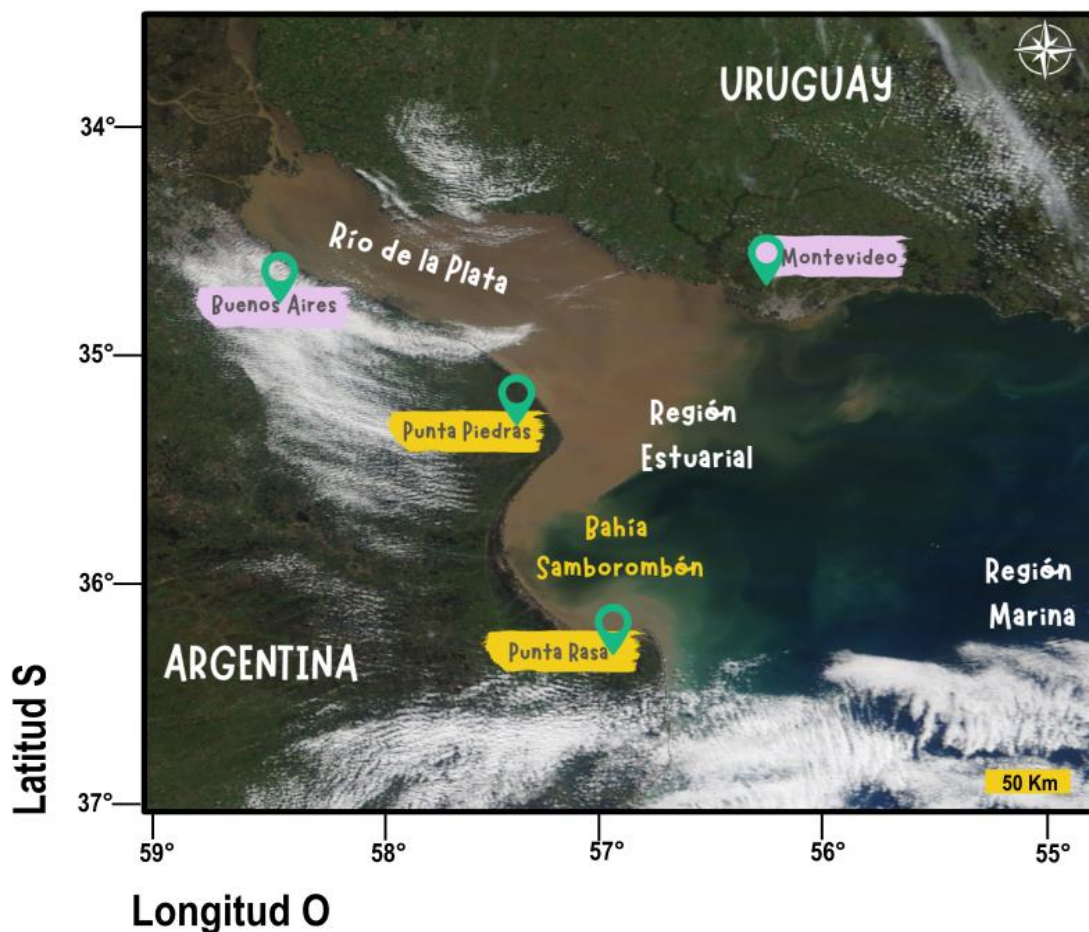


Figura 1.3. Vista satelital en color real del estuario del Río de la Plata (ERdP), capturada el 14 de agosto de 2018 mediante NASA Worldview (<https://worldview.earthdata.nasa.gov>). Se señalan los principales hitos geográficos. En la imagen se distingue la región estuarial, la Bahía Samborombón y la transición hacia la región marina de aguas más claras.

En el ERdP conviven dos masas de agua que, pese a su contacto continuo, no se mezclan de inmediato. El agua dulce fluye hacia el Atlántico en la capa superficial, mientras que el agua marina, más densa por su mayor salinidad, avanza en sentido inverso a lo largo del fondo hasta chocar contra un escalón batimétrico (la denominada Barra del Indio). De este modo, el sistema se comporta como un cuerpo acuático de dos capas una superficial homogénea de agua

dulce y una capa profunda de agua salada cuyo espesor disminuye progresivamente a medida que se remonta el estuario y se reduce la profundidad del lecho (Acha y Mianzan 2003). La cuña salina, característica de estuarios de mareas reducidas y pendiente suave, se forma cuando el agua marina más densa penetra por debajo de la columna fluvial, avanzando río arriba hasta su punto máximo de intrusión, el frente salino de fondo, que define la frontera entre el río y el estuario. En la dirección opuesta, el máximo avance del agua dulce en el océano es el frente salino de superficie, el límite exterior del estuario, a partir del cual comienza el sistema marino. Entre ambos frentes, la diferencia de salinidad disminuye gradualmente a medida que la cuña retrocede hacia mar abierto, conformando una zona de transición cuya posición varía según el balance dinámico entre corrientes, mareas y vientos. Simultáneamente, la interacción de estas dos masas de agua y la energía de la marea generan un frente de turbidez que se vincula al frente salino (Framiñán y Brown, 1996; Mianzan et al., 2001) (Figura 1.4). Estos frentes actúan como barreras regulando la penetración de luz y nutrientes, modulan la distribución espacial del fitoplancton y concentran a los juveniles de peces en zonas de alta productividad, con claras implicancias para la dinámica de las pesquerías y la biodiversidad local.

El ERdP exhibe dos temporadas bien definidas: la cálida, de diciembre a marzo, y la fría, de junio a septiembre, con una diferencia media de temperatura de alrededor de 10 °C (Meccia, 2008). Su caudal, resultado de la suma de las aportaciones de los ríos Paraná y Uruguay, muestra oscilaciones desfasadas: cuando uno alcanza un pico, el otro suele estar en descenso, de modo que el flujo total varía poco a lo largo del año (Acha y Mianzan 2003). La circulación atmosférica, dominada por el anticiclón del Atlántico Sur, determina el régimen de vientos estacionales: en la época cálida predominan los vientos del noreste (océano), mientras que en la fría cobran fuerza los del sudoeste, con un balance entre influencias marítimas y continentales (Acha y Mianzan, 2003). Estas direcciones modulan el empuje de la capa superficial de agua dulce hacia cada una de las costas; en la temporada fría, el frente fluvial avanza más hacia la costa uruguaya, mientras que en la estación cálida lo hace hacia la argentina (Acha y Mianzan, 2003; Meccia, 2008). En condiciones normales, la energía del viento incide principalmente en la capa superior de agua dulce; bajo la haloclina, la cuña salina permanece protegida por la batimetría, de modo que su estrato profundo muestra cambios estacionales mínimos (Acha y Mianzan, 2003) (Figura 1.3).

La región también se caracteriza por una alta ciclogénesis, con la ocurrencia frecuente de vientos intensos del sudeste, las “sudestadas”, que elevan drásticamente el nivel del estuario, especialmente en la costa argentina. Además de causar inundaciones, estos episodios promueven una mezcla vertical de las aguas del estuario, eliminando en pocas horas la estratificación salina (Acha y Mianzan, 2003; Meccia, 2008 Seluchi y Saulo, 1998; Vera et al., 2002). Bajo estas condiciones, los organismos del estrato profundo quedan repentinamente expuestos a aguas de menor salinidad, mientras que los de la capa superficial soportan un marcado incremento de la misma. Para sobrellevar la situación, los organismos con mayor movilidad pueden desplazarse en busca de aguas con características físico químicas dentro de su rango de tolerancia, mientras que los menos móviles se ven forzados a soportar las nuevas condiciones y resistir el cambio de presión osmótica o morir (Acha y Mianzan, 2003).

En conjunto, las características mencionadas previamente crean un sistema acuático de dos capas -agua dulce en superficie y salada en profundidad- cuya interacción dinámico-estacional convierte al Río de la Plata en un estuario de notable complejidad física, biológica y socioeconómica, clave para la gestión costera y la conservación de sus recursos.

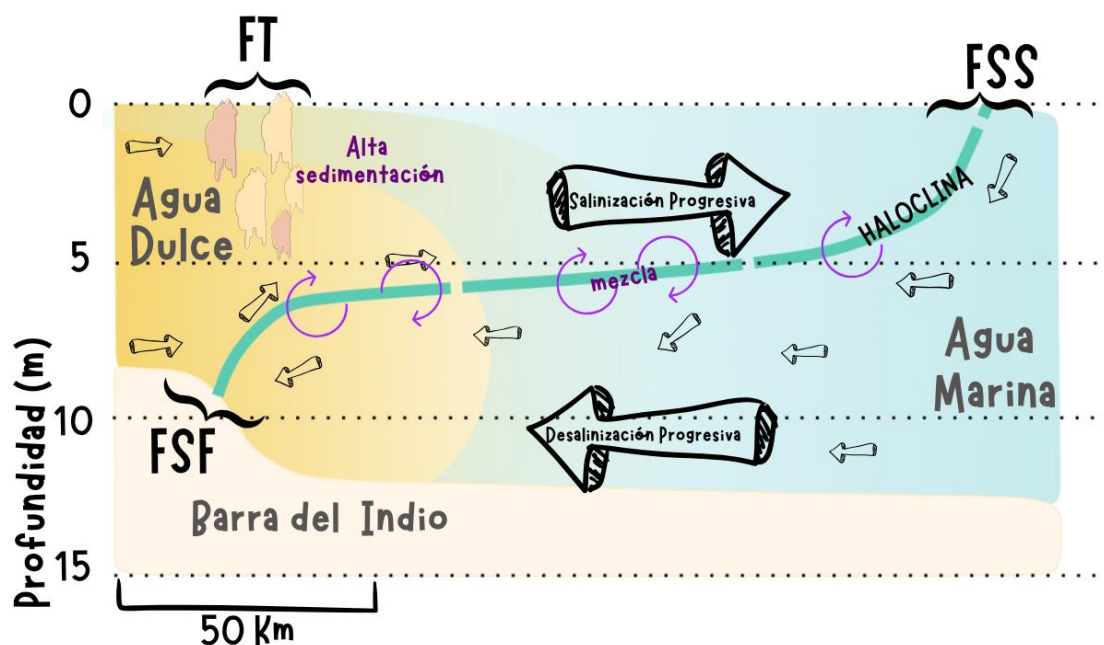


Figura 1.4. Esquema conceptual de la distribución de salinidad en un corte longitudinal del Estuario del Río de la Plata (ERdP). Las flechas negras indican la dinámica de las aguas en la condición típica (alta estratificación, sin sudestada). Modificado de Acha y Mianzan, 2003.

El vasto ERdP posee regiones singulares, áreas pequeñas con relación al resto pero en las que tienen lugar procesos naturales de gran importancia para la ecología del sistema. La **Bahía Samborombón**, es una cuenca somera de 2–10 m de profundidad que se extiende desde Punta Piedras (35°27'S, 56°45'O) hasta Punta Rasa (36°22'S, 56°35'O), integra la región inferior del ERdP y se encuentra separada de éste por un umbral sumergido que le confiere cierto grado de aislamiento hidrográfico (Framiñán y Brown, 1996) (Figura 1.3). Esta bahía mixohalina abarca cerca de 140 km de costa y recibe aportes menores del Salado, del Samborombón, del Ajó y de seis canales artificiales (Framiñán y Brown, 1996). Sin embargo, conserva un régimen de salinidad singular, resultado del apilamiento de aguas dulces en superficie y de la cuña salina proveniente del estuario adyacente (Moreira y Simionato, 2019). Su configuración semicircular y su batimetría reducida la hacen particularmente sensible a la acción del viento, que regula la intrusión y el retiro del frente de turbidez a lo largo de sus márgenes (Acha et al., 2008). En su perímetro se extiende un pantano de unas 170 000 ha, cuya sección occidental corresponde a bañados de agua dulce y el resto a marismas surcadas por canales arbóreos que se inundan y se vacían con la marea. Declarada Humedal de Importancia Internacional bajo la Convención de Ramsar en 1997 y reconocida por la Red Hemisférica de Reservas para Aves Playeras, la bahía ofrece refugio a decenas de especies migratorias (Canevari et al., 1999; Lasta, 1995; Vila et al., 1994).

Además, sus aguas cálidas y nutridas funcionan como **área de cría** para un diverso ensamble de peces juveniles (corvinas, saracas, lisas, córvalos, palometas, lenguados, pescadillas, entre otros), algunos de interés comercial, que tras iniciar sus etapas larvales en el plancton estuarino o marino, son transportados hasta la bahía por corrientes y vientos. Dependiendo de la especie, permanecen allí días o meses antes de regresar al estuario o al océano; en consecuencia, los ejemplares adultos resultan relativamente escasos en estas aguas (Acha y Mianzan, 2003; Cousseau y Boschi, 1988). Finalmente, Punta Rasa, que cierra el extremo sur de la bahía, se proyecta como una lengua arenosa hacia la boca del estuario, marcando el umbral entre ambos sistemas (Canziani et al., 2013).

En conjunto, la Bahía Samborombón actúa como un área de cría fundamental para las poblaciones de peces costeros, garantizando un suministro continuo de juveniles que se incorporan a las pesquerías del Río de la Plata y del Atlántico adyacente.

Identidad

Los **esciénidos** (Perciformes: Percoidei, Sciaenidae) conforman un linaje de peces bentopelágicos que alcanza gran diversidad y abundancia en los estuarios templados del Atlántico suroccidental (Nelson et al., 2016; Vieira y Musick, 1994). En el ERdP y su zona marina adyacente, esta familia se encuentra representada por especies de alto valor comercial como la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*), la pescadilla de red (*Cynoscion guatucupa*), la pescadilla real (*Macrodon ancylodon*), el pargo (*Umbrina canosai*) y la corvina negra (*Pogonias cromis*), así como otras de menor interés pesquero como el córvalo (*Paralichthys brasiliensis*) y la burriqueta (*Menticirrhus americanus*). Todos ellos comparten una silueta fácilmente reconocible con una aleta dorsal partida en un segmento espinoso anterior breve y otro blando, muy alargado; una aleta anal reducida con una o dos espinas; y una línea lateral prominente que bordea el otolito y se prolonga hasta la caudal (Carozza et al., 2004). Más allá de su morfología externa, los esciénidos destacan por su **“ronquido”**, es decir, por emitir sonidos rítmicos gracias a músculos especializados unidos a la vejiga natatoria, un rasgo evolutivo fundamental en la formación de agregaciones y el éxito de la puesta (Carozza et al., 2004; Nelson et al., 2016). Estudios recientes sobre la ecomorfología de sus otolitos *sagitta* han demostrado que la forma y el volumen de estas concreciones no solo reflejan afinidades filogenéticas sino también adaptaciones a las dinámicas acústicas de su entorno (Verocai, 2024).

Un conjunto de adaptaciones posiciona a los esciénidos como organismos especialmente resilientes, capaces de prosperar en las condiciones dinámicas de los estuarios. Su abundancia y diversidad no solo sostienen valiosas pesquerías comerciales, sino que también evidencian la capacidad de estos peces para resistir y adaptarse a los cambios ambientales en los ecosistemas costeros (Braverman 2011; Carozza 2012).

La **corvina rubia** (*Micropogonias furnieri*) es una especie demersal de gran relevancia en el Atlántico suroccidental, con una distribución que abarca desde Veracruz (19°11'25"N 96°09'12"O), México, hasta El Rincón (41-39°S), provincia de Buenos Aires (Isaac, 1988) (Figura 1.5). Este rango latitudinal tan amplio solo se explica por tratarse de una especie altamente plástica, euritérmica y eurihalina, habitando exitosamente estuarios y plataformas

costeras dinámicas (Guerrero et al., 1997; Rico, 2000). Gracias a su elevada abundancia en distintos puntos de su rango de distribución, la corvina rubia se ha consolidado como uno de los recursos pesqueros más valiosos para las flotas costeras del sur de Brasil, Argentina y Uruguay. Su explotación en el ERdP sostiene tanto a la pesca artesanal como a la industrial dentro de la Zona Común de Pesca Argentino–Uruguaya (ZCPAU) con desembarques de hasta 49 200 t año⁻¹ (CTMFM, 2020), mientras que en Uruguay representa la principal especie demersal de interés comercial (Norbis, 1995).

Diversos estudios genéticos (Levy et al., 1991; Pereira et al., 2009; Vazzoler, 1988) han revelado la existencia de al menos dos poblaciones diferenciadas en el extremo sur de su rango de distribución: la riograndense, asentada en el sur de Brasil con base en Río Grande y que se extiende hacia el norte de Uruguay, y la *platense*, que ocupa el ERdP y su plataforma adyacente dentro de la ZCPAU, explotada de manera compartida por ambos países. El análisis de caracteres merísticos (Jaureguizar et al., 2003; Pereira et al., 2009) confirmó estas dos unidades y sugiere además un tercer núcleo en la región de El Rincón, al sur de la provincia de Buenos Aires. Más recientemente, la microquímica de otolitos ha revelado que la población platense agrupa en realidad dos contingentes: un grupo “*estuarino*”, cuya reproducción y reclutamiento ocurren íntegramente dentro del Río de la Plata, y otro “oceánico”, que desova en aguas *offshore* antes de migrar hacia la ZCPAU (Avigliano et al., 2021).

La corvina rubia es una especie demersal de larga vida cuya capacidad de reclutamiento muestra una notable variabilidad en términos de biomasa (Isaac, 1988). Su periodo reproductivo abarca desde noviembre hasta marzo, con una primera puesta masiva que se inicia a mediados de noviembre y se intensifica en diciembre y enero (Macchi y Christiansen, 1991). A lo largo de esta prolongada estación de desove, la inversión en reproducción declina progresivamente debido a la reducción de la fecundidad, la frecuencia de desoves y el tamaño de los huevos liberados (Macchi et al., 2003). En el ERdP, la especie despliega una estrategia diferenciada, desovando en la zona interna del estuario, cerca del ecotono del río (Acha et al., 1999; Macchi et al., 2003). Las larvas eclosionan en esta área y permanecen retenidas durante la metamorfosis a juveniles, siendo esta etapa crítica dada la elevada vulnerabilidad debida al cambio de hábitat (Braverman et al., 2009, 2020; Braverman, 2011). La Bahía Samborombón constituye la principal área de cría de esta especie,

proporcionando un refugio para los juveniles desde aproximadamente los 2 cm de longitud total hasta los 2-3 años de vida (Lasta, 1995; Mianzan et al., 2001). La talla de primera madurez sexual (L_{50}) se define como la longitud total a la cual el 50 % de los individuos presentan gónadas maduras. Distintos trabajos realizados a lo largo de los años demostraron que los machos de corvina rubia alcanzan la madurez a longitudes significativamente menores que las hembras; siendo el L_{50} promedio para ambas poblaciones de 32 cm LT, aunque existen variaciones interanuales (Carozza et al., 2011; Macchi et al., 1996; Milliteli et al., 2013).

En cuanto a la alimentación, la dieta de la corvina rubia muestra una marcada dependencia de la disponibilidad bentónica y un comportamiento claramente generalista - oportunista. Cuando alguna especie bentónica alcanza densidades elevadas tanto en abundancia numérica como en biomasa, la corvina la selecciona preferentemente; en contraste, en áreas con mayor riqueza específica del fondo, amplía su espectro alimentario y diversifica sus ítems de consumo (Carozza et al., 2004). Esta flexibilidad trófica le permite maximizar su ingesta energética según la oferta disponible en el ecosistema.

Pedernera (2020) analizó la dieta de los juveniles de corvina rubia en la Bahía Samborombón durante las estaciones cálida y fría, y encontró que ésta se compuso principalmente de invertebrados bentónicos. Los misidáceos fueron las presas dominantes, seguidos en menor proporción por poliquetos, anfípodos, gasterópodos, bivalvos e isópodos, coincidiendo con estudios previos para esta especie (Giberto et al., 2007; Hozbor y García de la Rosa, 2000; Sánchez et al., 1991; Sardiña y López Cazorla, 2005). Asimismo, observó que, al aumentar la longitud total de los juveniles, crecía el consumo de la mayoría de los ítems, salvo en el caso de los anfípodos, que resultaron preferidos por ejemplares de menos de 10 cm de longitud total. Esta tendencia puede explicarse por la limitación impuesta por la apertura bucal en individuos de pequeño tamaño, restricción que desaparece en longitudes mayores y permite dietas más variadas (Sardiña y López Cazorla, 2005). Además, la temporada del año se erigió como un factor significativo en la variación del consumo de presas. En términos generales, los peces estuarinos son considerados generalistas, adaptando su dieta a la disponibilidad ambiental y mostrando gran plasticidad (Mendoza Carranza y Vieira, 2008); sin embargo, Pedernera et al. (en preparación) demostraron que los juveniles de corvina rubia en Bahía Samborombón se comportan como depredadores *relativamente especialistas*, aunque la

especie es considerada generalista a lo largo de toda su distribución, tal y como observaron Sánchez et al. (1991). Estos hallazgos subrayan una vez más la destacada plasticidad y resiliencia de la especie.



Figura 1.5. Ficha informativa de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*), destacando sus principales atributos, la imagen muestra un ejemplar adulto.

En conjunto, los esciénidos del Atlántico suroccidental, y en particular la corvina rubia ejemplifica la extraordinaria capacidad de adaptación y resiliencia de las comunidades estuarinas. Su abundancia y ciclo de vida vinculado al ERdP hacen de esta especie un pilar esencial para la sustentabilidad de las pesquerías costeras y la conservación ecológica de la región.

Enemigos en casa

La supervivencia y el desarrollo de los juveniles de corvina rubia en la Bahía Samborombón se ven amenazados por una confluencia de factores ambientales y antropogénicos que operan de manera sinérgica (Camillioni et al., 2005; PNUD-SECYT 1998).

A lo largo de la historia de la humanidad, las variaciones en el clima han sido una constante; sin embargo, en las últimas décadas la interacción de factores antrópicos y naturales ha exacerbado la frecuencia y severidad de los eventos hidrológicos extremos (Carut et al., 2025). Este fenómeno global denominado **cambio climático**, también se manifiesta en el ERdP en alteraciones de los patrones de precipitación, en un aumento sostenido del nivel medio del mar y en una mayor recurrencia de Sudestadas (Carut et al., 2025). Kokot (1997) documentó un marcado incremento de la erosión a lo largo de la costa bonaerense durante las tres últimas décadas del siglo XX, vinculándolo a modificaciones en los patrones atmosféricos y oceánicos derivadas del calentamiento global. Del mismo modo, Barros et al. (2006) evidenciaron que el límite occidental del Anticiclón del Atlántico Sur y la circulación regional se han desplazado gradualmente hacia el sur, aumentando la frecuencia de vientos del este sobre el ERdP (Simionato et al., 2005). Este refuerzo de vientos persistentes intensifica la erosión costera y modifica los frentes de salinidad, con impactos directos sobre la dinámica del estuario y de especies que lo habitan (Azkue y D’Onofrio, 2022). Por otro lado, desde 1970 los registros hidrológicos registran un incremento de entre un 19 % y un 46 % en las precipitaciones y en los caudales de los ríos de la Cuenca del Plata, lo que ha derivado en inundaciones y sequías más extremas, pérdida de playas e infraestructuras, y el deterioro de los ecosistemas estuarios.

A esta combinación de presiones se suma la contaminación; los **desechos acuáticos** tienden a concentrarse cerca de las ciudades y los polos industriales, donde las descargas urbanas y los vertidos fabriles incrementan la carga de residuos en ríos y costas (Galgani et al., 1995; Gregory, 1978), lo cual se ve reforzado por el aporte constante del tráfico marítimo (Galgani et al., 2000; Galil et al., 1995). En este contexto, los estuarios reciben de manera continua estos flujos de contaminación y actúan como zonas de retención de residuos que merman la calidad del hábitat y la salud de sus comunidades biológicas. El ERdP ejemplifica esta dinámica: sometido a intensa presión por el tráfico comercial y pesquero y la proximidad de grandes

ciudades como Buenos Aires y Montevideo, han deteriorado el hábitat estuarial (Framiñán et al., 1999; Mianzan et al., 2001). A ello se suma la presencia de más de cinco millones de habitantes en sus márgenes, cuya descarga continua de desechos, junto con las dinámicas oceanográficas propias de la región, favorece la acumulación de desechos (Acha et al., 2003; Baigún et al., 2016). Este cóctel de factores convierte al ERdP en un reservorio de residuos que pone a prueba la resiliencia del ecosistema y de los organismos que lo habitan. En los últimos años se han detectado fragmentos plásticos en especies que abarcan desde peces de agua dulce hasta tortugas marinas, aves y mamíferos (Denuncio et al., 2011; González Carman et al., 2021; Lenzi et al., 2016; Pazos et al., 2017). Además, Acha et al. (2003) demostraron que, al igual que los organismos planctónicos, estos desechos quedan retenidos y concentrados en el frente de salinidad de fondo del estuario, principalmente sobre la Barra del Indio, coincidiendo con el área de desove y cría de huevos y larvas de la corvina rubia.

Por último, la *“zafra de la corvina rubia”*, que se lleva a cabo en todo el Río de la Plata y especialmente en la Bahía Samborombón en los meses de junio a septiembre (Carozza et al., 2004), representa un importante desafío para los juveniles de la especie. La corvina, durante este periodo se concentra en densos cardúmenes (Carozza 2012), lo que eleva drásticamente su vulnerabilidad a la pesca (Lagos y Ruarte 2024). Los desembarques se efectúan en puertos o muelles localizados en La Plata, Atalaya, Punta Indio, Punta Piedras (Quincho Castelli), Río Samborombón, Río Salado, General Lavalle, San Clemente del Tuyú, Partido de la Costa y Mar del Plata (Lagos y Ruarte 2024). Aunque el rendimiento máximo sostenible estimado ronda las 44 000 t año⁻¹, la alta concentración de adultos en la zona de cría ha alentado una pesca intensiva de juveniles: durante la zafra 2023, la distribución de tallas mostró una moda en 30 cm de longitud total, es decir por debajo de la talla de primera madurez de la especie ($L_{50} = 32$ cm), alcanzando un 52,9 % de individuos juveniles en el total desembarcado. El predominio de juveniles en las capturas pone en evidencia la necesidad de ajustar el esfuerzo pesquero para garantizar la sostenibilidad del reclutamiento y la resiliencia del recurso (Lagos y Ruarte 2024).

En este contexto de múltiples amenazas, los juveniles de corvina rubia enfrentan desafíos sin precedentes en su zona de cría. Por ello, el estudio de esta etapa crítica debe abordarse de manera integral, incorporando no sólo la biología y la ecología de los organismos, sino

también las características del ambiente natural y las presiones antropogénicas que condicionan su supervivencia y reclutamiento.

¿Serán los juveniles de corvina rubia lo suficientemente resilientes para afrontar los desafíos que hoy acechan su principal área de cría?

Te invito a sumergirnos en su universo y a mirar la Bahía Samborombón a través de sus propios ojos, para descubrir cómo perciben, resisten y se adaptan a un hogar que cambia día a día.

La importancia de esta tesis ...

La presente tesis busca adoptar una mirada verdaderamente integral sobre uno de los recursos pesqueros costeros más valiosos, al fusionar los enfoques ecológico y pesquero para desentrañar los mecanismos que modulan el crecimiento y la condición nutricional de los juveniles de corvina rubia en su principal área de cría.

En un contexto marcado por presiones ambientales y antrópicas que ponen en jaque la calidad de este hábitat estuarial, resulta fundamental comprender no sólo los procesos biológicos internos, sino también las influencias del entorno sobre el reclutamiento. Estos juveniles son el pilar de la población adulta futura, sobre la cual descansan el sustento de pescadores, familias y comunidades enteras; por ello, profundizar en su dinámica es la base para diseñar estrategias de manejo que fortalezcan la resiliencia del ecosistema y garanticen un equilibrio perdurable entre la conservación y la actividad pesquera.

1.2 Objetivos e Hipótesis

Esta tesis tiene como **principal objetivo** determinar la distribución, abundancia, crecimiento y condición nutricional de juveniles de corvina rubia en la Bahía Samborombón, y sus potenciales efectos sobre el reclutamiento.

Para alcanzar este propósito, se plantean cuatro objetivos específicos que guiarán el desarrollo de cada capítulo de la tesis, más un quinto objetivo de carácter integrador. A continuación se presentan estos objetivos **(O)** acompañados de sus hipótesis **(H)** asociadas:

Capítulo 2:

O: Determinar la distribución y abundancia de juveniles de corvina rubia en la Bahía Samborombón en dos temporadas del año (cálida y fría) durante el periodo 2017- 2019.

H: La distribución y abundancia de los juveniles de corvina rubia en la Bahía Samborombón dependen de las variables ambientales, principalmente del caudal y los vientos.

Capítulo 3:

O: Estimar la condición nutricional de juveniles de corvina rubia en la Bahía Samborombón en dos temporadas del año (cálida y fría) durante el periodo 2017- 2019, mediante la relación ARN/ADN.

H: La condición nutricional de los juveniles de corvina rubia en la Bahía Samborombón se reduce durante la temporada fría, evidenciando el fenómeno de *wintering* durante su ontogenia temprana.

Capítulo 4:

O: Analizar el crecimiento en longitud de juveniles de corvina rubia en la Bahía Samborombón, comparando dos temporadas del año (cálida y fría) durante el período 2017– 2019, a partir del estudio de sus otolitos.

H: Los otolitos de juveniles de corvina rubia revelan diferencias en los patrones de crecimiento asociadas a la estacionalidad, evidenciando una posible desaceleración durante la temporada fría, compatible con el fenómeno de *wintering*.

Capítulo 5:

O: Identificar y analizar la presencia de partículas antropogénicas en los contenidos estomacales de juveniles de corvina rubia y en el agua en la Bahía Samborombón en dos temporadas del año (cálida y fría) durante el periodo 2018-2019.

H: La presencia de partículas antropogénicas en los contenidos estomacales de los juveniles de corvina rubia en la Bahía Samborombón los afectará negativamente, reflejándose en una reducción de la condición nutricional.

Capítulo 6:

O: Evaluar la existencia de variaciones espacio-temporales en los patrones de distribución y densidad y condición nutricional de juveniles de corvina rubia en la Bahía Samborombón, en relación con variables endógenas y exógenas.

H: El crecimiento y la condición nutricional de los juveniles de corvina rubia en la Bahía Samborombón son modulados por el conjunto de las variables endógenas y exógenas estudiadas.



Este capítulo nació en plena pandemia, un tiempo de profunda incertidumbre y miedo, cuando la vida parecía haber quedado en pausa. Sin embargo, gracias al cálido abrazo virtual de mis tres directoras, **hoy mis amigas**, logré emprender la travesía de los juveniles de corvina rubia.

1.3 Referencias

1. **Acha, E. M., Mianzan, H., Lasta, C. A., Guerrero, R. A. (1999).** Estuarine spawning of the whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* (Pisces: Sciaenidae), in the Río de la Plata, Argentina. *Marine and Freshwater Research*, 50(1), 57-65.

<https://doi.org/10.1071/MF98045>

2. **Acha, E. M., & Mianzan, H. W. (2003).** El estuario del Plata: donde el río se encuentra con el mar. *Ciencia Hoy*, 13(73), 10-20.

<http://hdl.handle.net/1834/32520>

3. **Acha, E. M., Mianzan, H., Guerrero, R., Carreto, J., Giberto, D., Montoya, N., Carignan, M. (2008).** An overview of physical and ecological processes in the Río de la Plata Estuary. *Continental shelf research*, 28(13), 1579-1588.

<https://doi.org/10.1016/j.csr.2007.01.031>

4. **Avigliano, E., Alves, N. M., Rico, M. R., Ruarte, C. O., D'Atri, L., Méndez, A., ... Borstelmann, C. (2021).** Population structure and ontogenetic habitat use of *Micropogonias furnieri* in the Southwestern Atlantic Ocean inferred by otolith chemistry. *Fisheries Research*, 240, 105953

<https://doi.org/10.1016/j.fishres.2021.105953>

5. **Azkue, M. F., D'Onofrio, E. E. (2022).** Estudio de los cambios registrados en las sudestadas del río de La Plata en un escenario de cambio climático.

<https://dspace.uces.edu.ar/jspui/handle/123456789/6714>

6. **Baigún, C. R. M., Castillo, T. I., Minotti, P. G. (2016).** Fisheries governance in the 21 st century: barriers and opportunities in South American large rivers.

<http://hdl.handle.net/11336/114861>

7. **Bakun, A. (1985).** Comparative studies and the recruitment problem: searching for generalizations. *CalCOFI Rep*, 26, 30-40.
8. **Bakun, A. (1996).** Patterns in the ocean: ocean processes and marine population dynamics.
9. **Bakun, A. (2006).** Wasp-waist populations and marine ecosystem dynamics: navigating the “predator pit” topographies. *Progress in oceanography*, 68(2-4), 271-288.

<https://doi.org/10.1016/j.pocean.2006.02.004>

10. **Barnes, R. S. K., Mann, K. H. (1991).** *Fundamentals of Aquatic Ecology* (2nd ed.). Blackwell Scientific Publications, Oxford. 270 pp.
11. **Barros, V., Clarke, R., Silva Dias, P. (2006).** (eds.). Climate change in the La Plata basin, CIMA, CONICET, Buenos Aires
12. **Beck, M. W., Heck, K. L., Able, K. W., Childers, D. L., Eggleston, D. B., Gillanders, B. M., ..., Weinstein, M. P. (2001).** The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates: a better understanding of the habitats that serve as nurseries for marine species and the factors that create site-specific variability in nursery quality will improve conservation and management of these areas. *Bioscience*, 51(8), 633-641.

[https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0633:TICAMO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0633:TICAMO]2.0.CO;2)

13. **Boschi, E. (1989).** El Ecosistema Estuarial del Río de la Plata. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero Mar del Plata, 1-5.
14. **Braverman, M. S., Acha, E. M., Gagliardini, D. A., Rivarossa, M. (2009).** Distribution of whitemouth croaker (*Micropogonias furnieri*, Desmarest 1823) larvae in the Río de la Plata estuarine front. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 82(4), 557-565.

<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2009.02.018>

15. **Braverman, M. S. (2011).** Historia de vida temprana de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*, Sciaenidae) en el estuario del Río de la Plata (Doctoral dissertation, Universidad de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales).

https://hdl.handle.net/20.500.12110/tesis_n4941_Braverman

16. **Braverman, M. S., Brown, D., Acha, E. M. (2020).** Metamorphosis of whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* (Pisces, Sciaenidae). *Marine and Fishery Sciences (MAFIS)*, 33(2), 163-182.,

<https://doi.org/10.47193/mafis.3322020301107>

17. **Bradford, M. J. (1992).** Precision of recruitment predictions from early life stages of marine fishes. *Fish. Bull.*, 90, 439-453.
18. **Cadima, E. L. (2003).** Fish stock assessment manual. FAO Fisheries Technical Paper N.º 393. FAO.
19. **Camilloni, I., Barros, V., Menéndez, A., Nagy, G. (2005).** El cambio climático en el Río de la Plata. *CIMA*, 13.
20. **Campos, E. J., Velhote, D., & da Silveira, I. C. (2000).** Shelf break upwelling driven by Brazil Current cyclonic meanders. *Geophysical Research Letters*, 27(6), 751-754.

<https://doi.org/10.1029/1999GL010502>

21. **Canevari, P., Blanco, D. E., Bucher, E. H., Castro, G., Davidson, I. (1999).** *Los humedales de la Argentina: clasificación, situación actual, conservación y legislación* (Vol. 46). Buenos Aires: Wetlands International.

<http://ceiba.agro.uba.ar/cgi-bin/koha/opac-detail.pl?biblionumber=6961>

22. **Canziani, P. O., Fernandez Cirelli, A., Codignotto, J. O., Gimenez, J. C., Miguel, A. G., Volpedo, A. (2013).** Análisis de vulnerabilidad al Cambio Climático del Sitio Ramsar Bahía Samborombón y su zona de influencia.

<http://hdl.handle.net/11336/158099>

23. **Carozza, C., Lasta, C., Ruarte, C., Cotrina, C., Mianzan, H., Acha, M.(2004).** Corvina rubia (*Micropogonias furnieri*). *El Mar Argentino y sus recursos pesqueros*, 4, 255-270.
24. **Carozza, C., Sáez, M., Salvador, J.M., Despos, J. (2011).** Estructura de tallas y edades del desembarque de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) proveniente de los puertos Río Salado, General Lavalle y Mar del Plata. Años 2009 y 2010. INIDEP Inf. Técn. Oficial N° 039/11.
25. **Carozza, C. R. (2012).** Estructura y dinámica poblacional de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) del extremo sur de su distribución, Provincia de Buenos Aires, Argentina (Doctoral dissertation, Tesis de Doctorado. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad Nacional de Mar del Plata).

<http://hdl.handle.net/1834/6825>
26. **Carut, C. B., Botana, M. I., Stubbs, E. A. (2025).** El estuario del Río de la Plata. *Libros de Cátedra*.

<https://doi.org/10.35537/10915/178361>
27. **Cousseau, M. B. (1985).** Estudio de los juveniles de peces marinos en áreas de cría del noreste bonaerense. *Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero*, 5, 73–93.
28. **Cousseau, M. B., Boschi, E. E. (1988).** Ecología pesquera del litoral atlántico bonaerense. Mar del Plata: Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP). 146 pp.
29. **CTMFM (Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo). (2020).** Informe sobre el estado del recurso corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en la Zona Común de Pesca Argentino–Uruguay. Montevideo, Uruguay.
30. **Cury, P., Roy, C. (1989).** Optimal environmental window and pelagic fish recruitment success in upwelling areas. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 46(4), 670-680.

<https://doi.org/10.1139/f89-086>

31. **Cushing, D. H. (1969).** The regularity of the spawning season of some fishes. *ICES Journal of Marine Science*, 33(1), 81-92.

<https://doi.org/10.1093/icesjms/33.1.81>

32. **Cushing, D. H. (1990).** Plankton production and year-class strength in fish populations: an update of the match/mismatch hypothesis. In *Advances in marine biology* (Vol. 26, pp. 249-293). Academic Press.

[https://doi.org/10.1016/S0065-2881\(08\)60202-3](https://doi.org/10.1016/S0065-2881(08)60202-3)

33. **Day, J. W., Hall, C. A. S., Kemp, W. M., Yáñez-Arancibia, A. (1989).** Estuarine Ecology. John Wiley & Sons, New York. 558 pp.

34. **Day Jr, J. W., Yáñez-Arancibia, A., Kemp, W. M., Crump, B. C. (2012).** Introduction to estuarine ecology. *Estuarine ecology*, 1-18.

<https://doi.org/10.1002/9781118412787>

35. **Denuncio, P., Bastida, R., Dassis, M., Giardino, G., Gerpe, M., Rodríguez, D. (2011).** Plastic ingestion in Franciscana dolphins, *Pontoporia blainvillei* (Gervais and d'Orbigny, 1844), from Argentina. *Marine pollution bulletin*, 62(8), 1836-1841.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.003>

36. **Elliott, M., Dewailly, F. (1995).** The structure and components of European estuarine fish assemblages. *Netherland Journal of Aquatic Ecology*, 29(3), 397-417.

<https://doi.org/10.1007/BF02084239>

37. **FAO. (2003).** *The ecosystem approach to fisheries*. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries, No. 4, Suppl. 2. Rome: FAO. 112 pp.

38. **Fodrie, F. J., Herzka, S. Z. (2013).** Nursery function of estuaries: Evidence and insights from fish ecology and fisheries science. In *Treatise on Estuarine and Coastal Science* (Vol. 11, pp. 203–229). Academic Press.

39. **Framiñan, M. B., Brown, O. B. (1996).** Study of the Río de la Plata turbidity front, Part 1: spatial and temporal distribution. *Continental Shelf Research*, 16(10), 1259-1282.

[https://doi.org/10.1016/0278-4343\(95\)00071-2](https://doi.org/10.1016/0278-4343(95)00071-2)

40. **Framiñan, M. B., Etala, M. P., Acha, E. M., Guerrero, R. A., Lasta, C. A., Brown, O. B. (1999).** Physical characteristics and processes of the Río de la Plata estuary. In *Estuaries of South America: their geomorphology and dynamics* (pp. 161-194). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.

https://doi.org/10.1007/978-3-642-60131-6_8

41. **Fuiman, L. A., Werner, R. G. (Eds.). (2009).** Fishery science: The unique contributions of early life stages. John Wiley & Sons.
42. **Galgani, F., Burgeot, T., Bocquene, G., Vincent, F., Leaute, J. P., Labastie, J., ..., Guichet, R. (1995).** Distribution and abundance of debris on the continental shelf of the Bay of Biscay and in Seine Bay. *Marine Pollution Bulletin*, 30(1), 58-62.

[https://doi.org/10.1016/0025-326X\(94\)00101-E](https://doi.org/10.1016/0025-326X(94)00101-E)

43. **Galgani, F., Leaute, J. P., Moguedet, P., Souplet, A., Verin, Y., Carpentier, A., ..., Nerisson, P. (2000).** Litter on the sea floor along European coasts. *Marine pollution bulletin*, 40(6), 516-527.

[https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(99\)00234-9](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(99)00234-9)

44. **Galil, B. S., Golik, A., Türkay, M. (1995).** Litter at the bottom of the sea: a sea bed survey in the Eastern Mediterranean. *Marine pollution bulletin*, 30(1), 22-24.

[https://doi.org/10.1016/0025-326X\(94\)00103-G](https://doi.org/10.1016/0025-326X(94)00103-G)

45. **Giberto, D. A., Bremec, C. S., Acha, E. M., Mianzan, H. W. (2007).** Feeding of the whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* (Sciaenidae; Pisces) in the estuary of the

rio de la Plata and adjacent Uruguayn coastal waters. *Atlântica (Rio Grande)*, 29(2), 75-84.

<https://doi.org/10.5088/atlantica.v29i2.692>

46. **González Carman, V., Machain, N., Campagna, C., Mianzan, H. (2014).** Microplastics in gut contents of young-of-the-year sea turtles (*Chelonia mydas*) from the Southwestern Atlantic: A preliminary study. *Marine Pollution Bulletin*, 78(1–2), 154–159.
47. **Gregory, M. R. (1978).** Accumulation and distribution of virgin plastic granules on New Zealand beaches. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 12(4), 399-414.

<https://doi.org/10.1080/00288330.1978.9515768>

48. **Guerrero, R. A., Acha, E. M., Framin, M. B., Lasta, C. A. (1997).** Physical oceanography of the Río de la Plata Estuary, Argentina. *Continental shelf research*, 17(7), 727-742.

[https://doi.org/10.1016/S0278-4343\(96\)00061-1](https://doi.org/10.1016/S0278-4343(96)00061-1)

49. **Hidalgo, M., Massutí, E., Guijarro, B., Moranta, J., Ciannelli, L., Lloret, J., ... , Stenseth, N. C. (2009).** Population effects and changes in life history traits in relation to phase transitions induced by long-term fishery harvesting: European hake (*Merluccius merluccius*) off the Balearic Islands. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 66(8), 1355-1370.

<https://doi.org/10.1139/F09-081>

50. **Hjort, J. (1914).** Fluctuations in the great fisheries of northern Europe viewed in the light of biological research. *Rapp. P.-V. Réun. Cons. Int. Explor. Mer.*, 20, 1-228.
51. **Houde, E.D. (1987).** Fish early life dynamics and recruitment variability. In *Am. Fish. Soc. Symp.* (Vol. 2, pp. 17-29).
52. **Houde, E. D. (2008).** Emerging from Hjort's shadow. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 41.

<https://doi:10.2960/J.v41.m634>

53. **Hozbor, N. M., García de la Rosa, S. B. (2000).** Alimentación de juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en la laguna costera Mar Chiquita (Buenos Aires, Argentina).

<http://hdl.handle.net/11336/40869>

54. **Isaac, V. J. (1988).** Synopsis of biological data on the whitemouth croaker: *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) (Vol. 150). Food & Agriculture Org.
55. **Jaime, P., Menéndez, A., Berasategui, L. (2002).** Balance hídrico de la Cuenca del Plata. Informe Técnico, Instituto Nacional del Agua (INA), Argentina.
56. **Jaureguizar, A. J., Bava, J., Carozza, C. R., Lasta, C. A. (2003).** Distribution of whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* in relation to environmental factors at the Río de la Plata estuary, South America. Marine Ecology Progress Series, 255, 271-282.

<https://doi.org/10.3354/meps255271>

57. **Joyeux, J. C. (1998).** Spatial and temporal patterns of settlement of tropical coastal fishes on artificial reefs. Marine Ecology Progress Series, 172, 49–62
58. **Joyeux, J. C. (2001).** Recruitment patterns of demersal fishes in tropical estuaries: A test of the estuarine recruitment hypothesis. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 52, 751–765.
59. **Kokot, R. (2017).** Geomorfología y Dinámica Costera en la Gestión de los Espacios Litorales.
60. **Lagos, A. N., Ruarte, C. (2024).** Análisis de la zafra 2023 de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en los puertos de la provincia de Buenos Aires y recomendaciones de manejo para la pesquería. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP).
61. **Lasker, R. (1978).** The relation between oceanographic conditions and larval anchovy food in the California Current: identification of factors contributing to recruitment failure. *Rapp. P.-V. Reun. Cons. Int. Explor. Mer.*, 173, 212-230.

62. **Lasker, R. (1981).** *Marine fish larvae: morphology, ecology, and relation to fisheries* (pp. 80-88). Seattle: Washington Sea Grant Program.
63. **Lasta, C. A. (1995).** *La Bahía de Samborombon: zona de desove y cría de peces* (Doctoral dissertation, Universidad Nacional de La Plata).
64. **Lenzi, J., Burgues, M. F., Carrizo, D., Machín, E., Teixeira-de Mello, F. (2016).** Plastic ingestion by a generalist seabird on the coast of Uruguay. *Marine pollution bulletin*, 107(1), 71-76.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.04.016>

65. **Levy, J. A., Maggioni, R., Conceição, M. B. D. (1998).** Close genetic similarity among populations of the white croaker (*Micropogonias furnieri*) in the south and south-eastern Brazilian coast. I. Allozyme studies. *Fisheries Research*, 39(1), 87-94.

[https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(98\)00166-0](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(98)00166-0)

66. **Macchi, G. J., & Christiansen, H. E. (1992).** Estimación de la fecundidad de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) mediante la aplicación del método estereométrico. *Publ. Com. Téc. Mixta Frente Marít*, 12, 17-22.
67. **Macchi, G., Acha, M. E., Lasta, C. A. (2001).** Desove y fecundidad de la corvina rubia *Micropogonias furnieri* Desmarest, 1823 del estuario del Río de la Plata, Argentina.

<http://hdl.handle.net/10261/325913>

68. **Macchi, G. J., Acha, E. M., Militelli, M. I. (2003).** Seasonal egg production of whitemouth croaker (*Micropogonias furnieri*) in the Río de la Plata estuary, Argentina-Uruguay. *Fishery Bulletin*, 101(2), 332-343.
69. **Mann, K. H., Lazier, J. R. (2005).** Dynamics of marine ecosystems: biological-physical interactions in the oceans. John Wiley & Sons.
70. **May, R. M. (1974).** Biological populations with nonoverlapping generations: stable points, stable cycles, and chaos. *Science*, 186(4164), 645-647.

<https://doi.org/10.1126/science.186.4164.645>

71. **Meccia, V. L. (2008).** Estudios de la circulación forzada por el viento en el estuario del Río de la Plata y sus implicancias en la estratificación: resultados del análisis de datos y simulaciones numéricas (Doctoral dissertation, Universidad de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales).

https://hdl.handle.net/20.500.12110/tesis_n4220_Meccia

72. **Mendoza-Carranza, M., Vieira, J. (2008).** Whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) feeding strategies across four southern Brazilian estuaries. *Aquatic Ecology*, 42(1), 83-93.

<https://doi.org/10.1007/s10452-007-9084-4>

73. **Mianzan, H. W., Lasta, C. A., Acha, E. M., Guerrero, R. A., Macchi, G., Bremec, C. (2001).** The Río de la Plata Estuary, Argentina-Uruguay. In U. Seeliger & B. Kjerfve (Eds.), *Coastal Marine Ecosystems of Latin America* (pp. 185-204). Springer.

https://doi.org/10.1007/978-3-662-04482-7_14

74. **Militelli, M. I., Macchi, G. J., Rodrigues, K. A. (2013).** Comparative reproductive biology of Sciaenidae family species in the Río de la Plata and Buenos Aires Coastal Zone, Argentina. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 93(2), 413-423.

<https://doi.org/10.1017/S0025315412001488>

75. **Moreira, D., Simionato, C. G. (2019).** Hidrología y circulación del estuario del Río de la plata.

<http://hdl.handle.net/11336/123440>

76. **Nagy, M. I., Martínez, D. E., Fernández, R. A. (1997).** El Río de la Plata: características generales, hidráulica y dinámica del estuario interior. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 52(3), 271–284.

77. **Nelson, J. S., Grande, T. C., Wilson, M. V. (2016).** Fishes of the World. John Wiley & Sons.
78. **Norbis, W. (1995).** Influence of wind, behaviour and characteristics of the croaker (*Micropogonias furnieri*) artisanal fishery in the Río de la Plata (Uruguay). *Fisheries Research*, 22(1-2), 43-58.

[https://doi.org/10.1016/0165-7836\(94\)00310-S](https://doi.org/10.1016/0165-7836(94)00310-S)

79. **Pazos, R. S., Maiztegui, T., Colautti, D. C., Paracampo, A. H., Gómez, N. (2017).** Microplastics in gut contents of coastal freshwater fish from Río de la Plata estuary. *Marine pollution bulletin*, 122(1-2), 85-90.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.007>

80. **Pedernera, M.; Alves, N.M.; Braverman, M.S.; Barbini, S. (202X).** Updating feeding habits in juvenile whitemouth croaker (*Micropogonias furnieri*) in Samborombón Bay, Argentina: dietary shifts and specialization. En preparación.
81. **Pedernera, M. (2020).** Hábitos alimentarios en juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en la Bahía Samborombón (Doctoral dissertation, Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional de Mar del Plata, Argentina).
82. **Pereira, A. N., Márquez, A., Marin, M., Marin, Y. (2009).** Genetic evidence of two stocks of the whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* in the Río de la Plata and oceanic front in Uruguay. *Journal of Fish Biology*, 75(2), 321-331.

<https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2009.02321.x>

83. **Piola, A. R., Campos, E. J., Möller Jr, O. O., Charo, M., Martinez, C. (2000).** Subtropical shelf front off eastern South America. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 105(C3), 6565-6578.

<https://doi.org/10.1029/1999JC000300>

84. **Piola, A. R., Matano, R. P., Palma, E. D., Möller Jr, O. O., Campos, E. J. (2005).** The influence of the Plata River discharge on the western South Atlantic shelf. *Geophysical Research Letters*, 32(1).

<https://doi.org/10.1029/2004GL021638>

85. **PNUD-SECYT. (1998).** Plan de Acción para la Protección del Medio Marino y Áreas Costeras del Atlántico Sudoccidental. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) y Secretaría de Ciencia y Técnica (SECYT), Buenos Aires.
86. **Pritchard, D. W. (1967).** What is an estuary: physical viewpoint. American Association for the Advancement of Science.

<http://hdl.handle.net/1969.3/24383>

87. **Rico, M. R., Acha, E. M. (2000).** La salinidad y la distribución espacial de la ictiofauna en el estuario del Río de la Plata.
88. **Sánchez, F., Marí, C., Lasta, C. Giangiobbe, A. (1991).** Alimentación de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en la Bahía Samborombón. *Frente Marítimo*, 8(A), 43–50.
89. **Sardiña, P., Cazorla, A. L. (2005).** Trophic ecology of the whitemouth croaker, *Micropogonias furnieri* (Pisces: Sciaenidae), in south-western Atlantic waters. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 85(2), 405-413.

<https://doi.org/10.1017/S0025315405011331h>

90. **Seluchi, M. E., y Saulo, A. C. (1998).** Possible mechanisms yielding an explosive coastal cyclogenesis over South America: Experiments using a limited area model. *Australian Meteorological Magazine*, 47(4), 309–320.

https://bibliotecadigital.exactas.uba.ar/collection/paper/document/paper_00049743_v47_n4_p309_Seluchi []

91. **Shelbourne, J. E. (1957).** The feeding and condition of plaice larvae in good and bad plankton patches. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 36(3), 539-552.

<https://doi.org/10.1017/S0025315400025832>

92. **Simionato, C. G., Vera, C. S., Siegismund, F. (2005).** Surface wind variability on seasonal and interannual scales over Río de la Plata area. *Journal of Coastal Research*, 21(4), 770-783.

<https://doi.org/10.2112/008-NIS.1>

93. **Sinclair, M., Iles, T. D. (1989).** Population regulation and speciation in the oceans. *ICES Journal of Marine Science*, 45(2), 165-175.

<https://doi.org/10.1093/icesjms/45.2.165>

94. **Sissenwine, M. P. (1984).** Why do fish populations vary? En *Exploitation of Marine Communities: Report of the Dahlem Workshop on Exploitation of Marine Communities Berlin 1984*, April 1–6 (pp. 59–94). Berlin, Heidelberg: Springer.

https://doi.org/10.1007/978-3-642-70157-3_3

95. **Smith, S. V., Hollibaugh, J. T. (1993).** Coastal metabolism and the oceanic organic carbon balance. *Reviews of Geophysics*, 31(1), 75-89.

<https://doi.org/10.1029/92RG02584>

96. **Stige, L. C., Hunsicker, M. E., Bailey, K. M., Yaragina, N. A., Hunt Jr, G. L. (2013).** Predicting fish recruitment from juvenile abundance and environmental indices. *Marine Ecology Progress Series*, 480, 245-261.

97. **Teodosio, M. A., Leitão, R., van der Veer, H. W., Range, P. (2016).** Estuarine retention of fish larvae: A review on the role of physical processes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 169, 185–194.

<https://doi.org/10.3354/meps10246>

98. **Vazzoler, A. (1988).** Síntese dos conhecimentos sobre a biologia da corvina, *Micropogonias furnieri* (desmarest, 1823) da costa do Brasil. *Resumos*.
99. **Vera, C. S., Vigliarolo, P. K., Berbery, E. H. (2002).** Cold season synoptic-scale waves over subtropical South America. *Monthly Weather Review*, 130(3), 684-699.

[https://doi.org/10.1175/1520-0493\(2002\)130<0684:CSSSWO>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0493(2002)130<0684:CSSSWO>2.0.CO;2)

100. **Vieira, J. P., Musick, J. A. (1994).** Fish faunal composition in warm-temperate and tropical estuaries of western Atlantic. *Atlantica* (Brazil), 16.
101. **Vilas, F., Arche, A., Ferrer, J. L. (1994).** *Geomorfología y sedimentología de la Bahía Samborombón*. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 49(1–2), 57–68.

1.4 Trabajos asociados al capítulo

Avigliano, E., [Alves, N. M.](#), Rico, M. R., Ruarte, C. O., D'Atri, L., Méndez, A., Pisonero, J., Volpedo, A. V., Borstelmann, C. (2021). Population structure and ontogenetic habitat use of *Micropogonias furnieri* in the southwestern Atlantic Ocean inferred by otolith chemistry. *Fisheries Research*, 243, 106071.

Avigliano, E., Braverman, M., Méndez, A., Guimpel, J. J., [Alves, N. M.](#), Pisonero, J. (2025). Exploring early life transitions in *Micropogonias furnieri* otoliths through elemental profiles and crystallographic analysis. *Austral Ecology*, 51, e70161.

CAPÍTULO II

Distribución y densidad

“Pequeño futuro”

2.1 Introducción

Tras desentrañar las complejas interacciones biológicas, hidrodinámicas y antrópicas que condicionan la supervivencia de los juveniles de corvina rubia en su área de cría, surge ahora una pregunta fundamental: ¿cómo se distribuyen y en qué densidades habitan estos “neófitos de la Bahía” a lo largo de las temporadas cálida y fría? Tenemos un nuevo viaje por delante, en el que develaremos dónde y cómo habitan los juveniles antes de convertirse en parte de las potenciales capturas que dan vida a la pesquería local.

Álbum de fotos

El **cambio en la distribución** de las especies de peces se reconoce hoy como uno de los mayores retos para el diseño de estrategias de manejo sostenibles, debido a que puede alterar drásticamente las poblaciones y las pesquerías que de ellas dependen (Baudron et al., 2020). Para que una especie ocupe y mantenga una región a lo largo del tiempo, debe primero dispersarse y acceder al área, luego hallar condiciones ecofisiológicas adecuadas, y finalmente desenvolverse en un escenario biótico que favorezca su supervivencia y crecimiento (Guisan et al., 2017). En este sentido, las características hidrográficas de las zonas costeras juegan un papel crucial durante los estadios tempranos, ya que modulan el transporte o la retención de huevos y larvas, y condicionan su acoplamiento con factores críticos como la disponibilidad de alimento o la temperatura óptima (Cushing, 1990; Houde, 2008; Iles & Sinclair, 1982; Peck et al., 2012).

El **reclutamiento** responde directamente a los procesos que ocurren en los primeros estadios vitales, y sus variaciones año a año condicionan el éxito o el fracaso de las pesquerías (Cowan y Shaw, 2002; Shepherd et al., 1982, 1987). Aunque la pesca y los procesos denso-dependientes e independientes regulan el crecimiento y mortalidad natural (Bakun, 2010; Rothschild & Shannon, 2004), son los estadios tempranos los que explican gran parte de las variaciones en la abundancia adulta. Paradójicamente, la predicción del éxito del reclutamiento sigue siendo débil, dada la baja correlación entre la supervivencia temprana de huevos y larvas y el número de reproductores (Cowan & Shaw, 2002). Por ello, resulta estratégico enfocar los estudios en los **juveniles**, cuando la mortalidad disminuye y es más factible medir indicadores de asentamiento y supervivencia (Braverman et al., 2020).

El diagnóstico del estado poblacional de la corvina rubia se realiza anualmente mediante modelos globales y estructurados por edad, cuyos resultados discute el Grupo de Trabajo Costero de la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo (Lagos et al., 2021). Estos modelos se calibran con parámetros biológicos e índices de abundancia obtenidos de campañas de investigación de adultos y de la flota pesquera para estimar los reclutamientos anuales (Riestra et al., 2023).

Frente a la previsión de profundos cambios ecosistémicos por el cambio climático (Canzziani et al., 2013; IPCC, 2014) que tiene lugar en el área de distribución de los juveniles de la corvina rubia y la intensa presión pesquera que se ejerce en el área (Carozza, 2012; Lagos y Ruarte, 2024; Salvador y García, 2020), así como el papel crítico de esta etapa temprana en el reclutamiento, el Programa de Pesquería de Peces Demersales Costeros del INIDEP puso en marcha, desde 2016, campañas regulares de muestreo en las zonas de mayor concentración de juveniles en la Bahía Samborombón para obtener un índice de reclutas (Alves et al., 2023; Braverman et al., 2016a, 2016b; Braverman y Riestra, 2017a, 2017b, 2017c; Di Mauro y Braverman, 2019; Riestra y Braverman, 2017). Braverman et al. (2020) fueron los primeros en estimar un índice de abundancia relativa de juveniles de corvina rubia con datos de 2016–2019, a fin de incorporarlo al modelo de evaluación. Esta incorporación ha demostrado su robustez, siendo clave para validar las estimaciones indirectas del reclutamiento (Rodríguez et al., 2021). Esta mejora supuso un avance sustancial, optimizando diagnósticos y predicciones de las fluctuaciones de abundancia de la corvina rubia.

La incorporación del índice relativo de abundancia ha sido un gran avance, permitiendo valorar con precisión la importancia de los juveniles y de variables ambientales como temperatura y salinidad en su principal área de cría en Argentina. Sin embargo, este índice podría fortalecerse aún más integrando parámetros hidrológicos, tales como el caudal del Río de la Plata y los vientos, principales forzantes de la dinámica de la Bahía Samborombón, para mejorar la explicación de la variabilidad interanual del reclutamiento.

En definitiva, estudiar los patrones espacio-temporales de distribución y abundancia resulta esencial no solo para ajustar con mayor precisión las estimaciones de reclutamiento y la calibración de los modelos de evaluación, sino también para fundamentar medidas de manejo adaptativo y

garantizar la sostenibilidad de las pesquerías en un escenario de cambios ambientales y presión pesquera creciente.

¿Polarizados?

El ERdP es un ecosistema templado-cálido que se caracteriza por una marcada variación estacional en la temperatura, con contrastes bien definidos entre los meses fríos y cálidos (Lasta, 1995). En este contexto, la *Bahía Samborombón* constituye una región clave dentro del ERdP (ver CAPÍTULO I), tanto por su relevancia ecológica como por sus particulares condiciones oceanográficas e hidrográficas.

La bahía posee una batimetría compleja que determina patrones específicos de circulación mareal. En sus *extremos norte y sur* (Punta Piedras y Punta Rasa, respectivamente) se registran las mayores velocidades de corriente, mientras que en el *interior* del sistema las aguas circulan con menor intensidad, favoreciendo procesos de retención (Simionato et al., 2004). Esta dinámica se ve aún más influenciada en ausencia de viento, cuando la interacción entre las mareas y el fondo blando de la bahía (compuesto principalmente por limos arcillosos y arenas finas) da lugar a la formación de estructuras rotacionales bien definidas: un *giro anticiclónico* al *sur* y un *giro ciclónico* en el *norte* (Simionato et al., 2004). Estos patrones de circulación, resultado de la rectificación mareal, no solo condicionan el transporte de partículas, sino que también refuerzan el carácter *retentivo* del sistema (Simionato et al., 2004; 2008).

A esta dinámica se suma la influencia de los vientos predominantes del noreste y este, que al interactuar con la particular geometría amplia y somera de la bahía, intensifican los procesos de retención (Guerrero et al., 1997; Simionato et al., 2004). Esta capacidad de retener masas de agua y partículas convierte a la Bahía Samborombón en un ambiente altamente favorable para el desarrollo de estadios tempranos de numerosos peces costeros, consolidándose como un *área de cría* de gran importancia ecológica (Acha et al., 2008).

El humedal costero asociado a la Bahía Samborombón aporta significativamente a la complejidad ambiental del sistema, al combinar rasgos geomorfológicos, hidrológicos y oceanográficos. Se caracteriza por extensos bajos intermareales, una intrincada red de canales de marea y una marcada influencia del ciclo mareal (incluyendo aportes provenientes del Aliviador del Salado y otros

canales), lo que acentúa la heterogeneidad espacial del ambiente y refuerza su rol como *interfaz dinámica* entre medios continentales, estuarinos y marinos. Esta complejidad se ve potenciada por la confluencia de tres grandes masas de agua: las aguas dulces del Río de la Plata y de ríos pampeanos como el Salado y el Samborombón; las aguas salinas provenientes de la corriente litoral bonaerense; y las aguas continentales que ingresan a través de canales artificiales (Sánchez et al., 1991). La interacción entre estas masas genera fuertes gradientes de salinidad y temperatura, especialmente en la zona media de la bahía, donde convergen y se mezclan influencias de distinto origen (Lasta, 1995). Este *mosaico hidrográfico* varía a lo largo del año: durante el verano, el agua continental suele ser más cálida que la marina, mientras que en invierno ocurre lo contrario, debido a la mayor capacidad de retención térmica del agua de plataforma.

Como resultado de esta compleja dinámica ambiental, la Bahía Samborombón puede dividirse funcionalmente en tres zonas: *Norte, Media y Sur*. Esta zonificación responde a los gradientes físicos que estructuran el sistema de norte a sur. La zona norte está dominada por la influencia del Río de la Plata, con aguas dulces y condiciones típicamente estuarinas; la zona sur, en cambio, recibe de forma constante el aporte de la corriente marina de plataforma, caracterizada por aguas más salinas y estables; y la zona media representa un área de transición, donde convergen e interactúan masas de agua de distinto origen, generando alta variabilidad en las condiciones físico-químicas. Esta diferenciación espacial resulta clave para comprender el funcionamiento ecológico de la bahía y su papel como área crítica para la cría de diversas especies costeras.

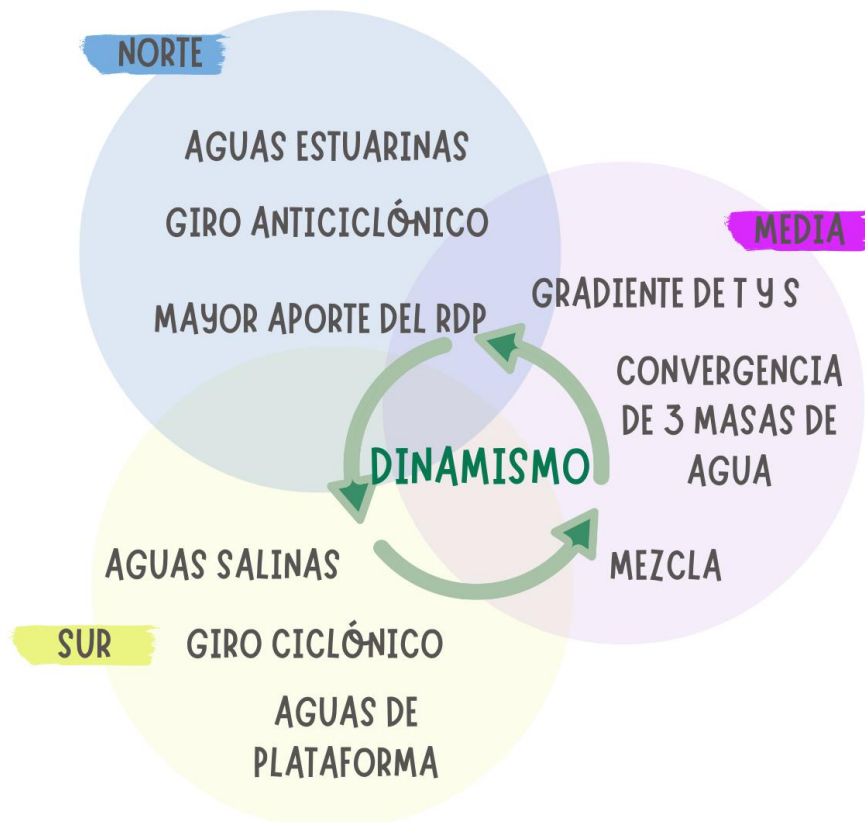


Figura 2.1. Esquema de las principales características de las zonas funcionales (norte, media y sur) de la Bahía Samborombón.

La importancia de abordar la distribución y densidad en este capítulo...

En este entramado de procesos físicos y biológicos que caracterizan a la Bahía Samborombón, comprender cómo se distribuyen espacial y temporalmente los juveniles de corvina rubia cobra especial relevancia. Analizar cómo responden estos juveniles a los gradientes ambientales que definen la bahía resulta fundamental por varias razones: permite aportar precisión a las estimaciones de reclutamiento incorporadas en los modelos de evaluación pesquera; ofrece una base empírica para interpretar el uso diferencial del hábitat por parte de los juveniles; y aporta insumos clave para el diseño de estrategias de manejo adaptativo en un escenario de creciente presión pesquera y cambio climático. En definitiva, estudiar dónde y cuánto están presentes estos juveniles permite empezar a cerrar el círculo de comprensión sobre su dinámica poblacional temprana, dando sustento ecológico a las decisiones de manejo.

Objetivos e Hipótesis

El **objetivo principal** de este capítulo es determinar la distribución y abundancia de juveniles de corvina rubia en la Bahía Samborombón en dos temporadas del año (cálida y fría) durante el período 2017-2019.

Para alcanzar el objetivo principal de este capítulo, se plantearon los siguientes **objetivos específicos**:

1. Caracterizar el área de estudio en cuanto a sus variables ambientales (temperatura, salinidad, vientos, caudal)
2. Estudiar la densidad y distribución de los juveniles de corvina rubia en la Bahía Samborombón.
3. Analizar la densidad de juveniles de corvina rubia en la Bahía Samborombón en función de las variables ambientales teniendo en cuenta las zonas de la bahía y la temporada del año.

Estos objetivos específicos se abordaron a partir de la siguiente **hipótesis** de trabajo:

“La distribución y abundancia de los juveniles de corvina rubia en la Bahía Samborombón depende de las variables ambientales, principalmente del caudal y los vientos”.



Este capítulo fue un verdadero viaje de aprendizaje; arrancó entre filas y celdas en Excel y terminó meciéndose al compás de las ondas de la Bahía Samborombón. Sin el generoso apoyo del **Programa Costeros**, estas páginas no habrían sido posibles. Gracias a ellos, especialmente a mi amiga la **Dra. Sofía López**, y a las inolvidables navegaciones por la bahía, estos datos estáticos se convirtieron en experiencia viva.

2.2 Materiales y métodos

2.2.1 Colecta de las muestras y procesamiento de los datos

“Génesis de una idea”

Durante muchos años, las investigaciones del INIDEP sobre la dinámica poblacional de la corvina rubia se concentraron principalmente en la fracción adulta y en los procesos reproductivos. Sin embargo, la Bahía Samborombón es reconocida no solo como un área de cría fundamental, sino también como el escenario principal de la temporada de pesca invernal. Desde 1992 se desarrolla un programa de muestreo de desembarques en los puertos de General Lavalle, Río Salado y Punta Piedras. Los primeros resultados fueron preocupantes, ya que evidenciaron una alta proporción de juveniles en las capturas.

Frente a esta situación, se organizaron talleres conjuntos con la Dirección Provincial de Pesca de Buenos Aires, de los cuales surgió el diseño de un Plan de Prospección a implementar con la flota comercial. Dicho plan se elaboró a partir de la información disponible sobre la distribución y la estructura de tallas de los juveniles de corvina rubia, generada por el Proyecto Costero del INIDEP mediante campañas de investigación, muestreos de desembarques, partes de pesca provinciales y nacionales, y la estratificación de la flota comercial (Carozza & Ruarte, 2003).

El diseño contempló dos áreas de muestreo diferenciadas. La Zona Interna, que abarca la franja interior de la Bahía Samborombón hasta las 7 millas y sectores adyacentes, se dividió en cuatro estratos y se destinó al seguimiento de la flota artesanal. La Zona Externa, subdividida en dos estratos, comprendió el área exterior del Río de la Plata, donde opera la flota de mayor porte de Argentina y Uruguay. Las prospecciones se llevaron a cabo entre 2010 y 2014, pero enfrentaron numerosas dificultades logísticas, lo que evidenció la necesidad de disponer de embarcaciones propias para relevar la zona de manera sistemática. Esta decisión resultaba esencial para poder estimar con mayor precisión la abundancia y caracterizar la estructura poblacional de los juveniles en la bahía. Dichos relevamientos buscaban no solo aportar información a la autoridad de aplicación, sino también generar un índice de juveniles que permitiera calibrar el modelo de evaluación. De esta manera, el INIDEP adquirió dos embarcaciones menores (Bernie y Willie) y en 2016 se iniciaron las campañas de investigación. El diseño de las mismas se basó en el esquema previamente elaborado para las prospecciones, considerando los estratos internos de la Bahía hasta

las 7 millas. Se establecieron 20 estaciones fijas distribuidas en 10 transectas, cada una con una estación costera y otra en el sector externo, además de tres estaciones adicionales ubicadas en las desembocaduras de los canales 1 y 15 y del río Ajó (Figura 2.2)

La serie comenzó en el verano de 2016 abarcando las cuatro estaciones del año; en 2017 se ordenó en temporadas cálida y fría (campañas en marzo y agosto) y, a partir de 2019, se concentró en la época cálida a la luz de los resultados obtenidos hasta ese momento (Tabla 2.1). Este esfuerzo sostenido, que comenzó en 2016 y hoy alcanza once campañas, se apoya en una convicción sencilla: conocer a los juveniles es asegurar el futuro de la pesquería. En este marco, el objetivo central de las campañas ha sido, y continúa siendo, la generación del índice de abundancia de juveniles, insumo fundamental en los modelos de evaluación pesquera de la corvina rubia junto con otras fuentes de información. Las tesis doctorales y trabajos académicos se inscriben como un aporte complementario, que suma una perspectiva ecológica sin desatender el fin principal. Por ello, estas iniciativas se conciben y se denominan formalmente campañas de evaluación de juveniles de corvina rubia.

Tabla 2.1. Campañas de muestreo de juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en la Bahía Samborombón (2016–2025). Se detallan el código de campaña, año, meses de realización, estación del año y la temporada del año (cálida o fría) en la que se llevaron a cabo. En rosa se marcan las campañas utilizadas para esta tesis.

<i>Código Campaña</i>	<i>Año</i>	<i>Meses</i>	<i>Estación del año</i>	<i>Temporada del año</i>	<i>Número de estaciones fijas</i>
Wi-05/16	2016	Febrero/marzo	Verano	Cálida	23
Be-07/16	2016	Junio	Otoño	Fría	23
Be-09/16	2016	Septiembre	Invierno	Fría	22
Wi-01/17	2017	Enero	Verano	Cálida	23
Wi-02/17	2017	Marzo	Verano	Cálida	23
Wi-07/17	2017	Agosto	Invierno	Fría	21
Wi-02/18	2018	Marzo	Verano	Cálida	20
Wi-03/18	2018	Agosto	Invierno	Fría	20
Be-02/19	2019	Marzo/abril	Verano tardío	Cálida	22
Wi-05/23	2023	Marzo/abril	Verano tardío	Cálida	23
Wi-01/25	2025	Marzo	Verano	Cálida	22

Manos a la obra

Por lo tanto, las muestras analizadas en este estudio provienen de cuatro **Campañas de Evaluación de Juveniles de corvina rubia** realizadas por el INIDEP en la Bahía Samborombón, que abarcaron dos temporadas del año: cálida (Be-02/19 y Wi-02/18) y fría (Wi-07/17 y Wi-03/18). El diseño de muestreo incluyó **23 estaciones fijas**, distribuidas en tres zonas geográficas a lo largo de un gradiente latitudinal (**norte, medio y sur**). Estas estaciones fijas fueron predefinidas y repetidas en todas las campañas, lo que permitió mantener un esquema espacialmente consistente y, por lo tanto, comparaciones válidas en el tiempo (Figura 2.1). En cada estación se realizaron dos actividades principales: lance de pesca y toma de datos oceanográficos.

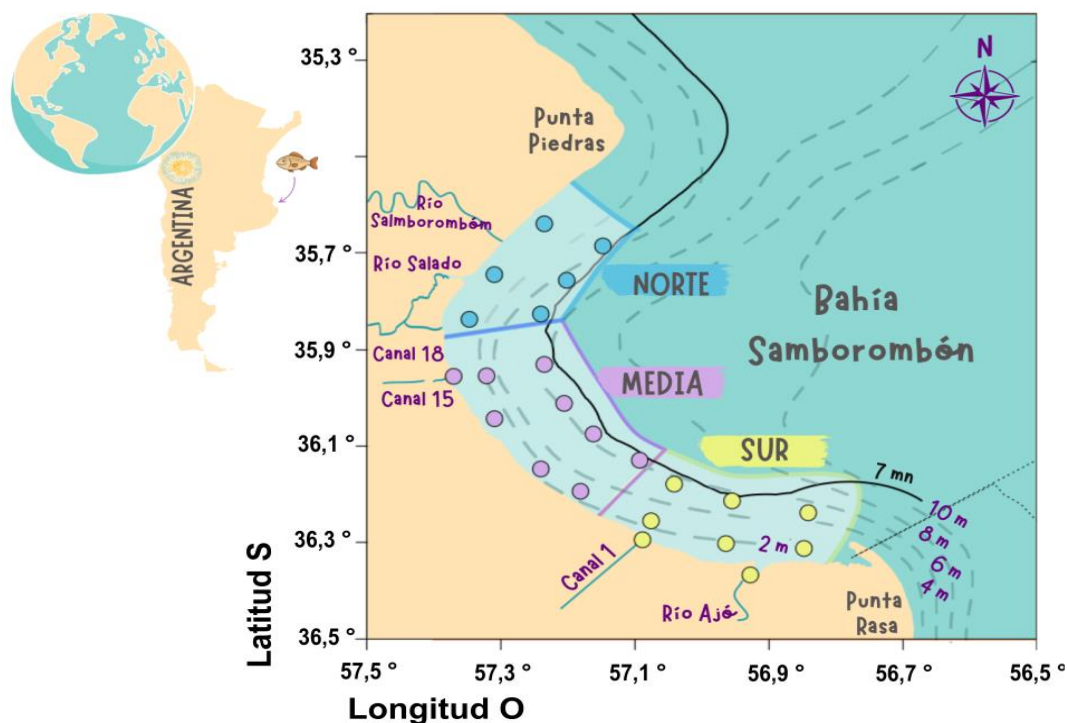


Figura 2.2. Estaciones fijas realizadas durante las Campañas de Evaluación de Juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en el área costera de la Bahía Samborombón. Se indican las tres zonas de la bahía, los círculos de colores indican las estaciones en las que se realizaron lances de pesca y recolección de datos oceanográficos.

Los lances de pesca se efectuaron bajo una metodología estandarizada, con el mismo equipamiento y tripulación especializada en el arte de pesca. Los juveniles de corvina rubia fueron capturados mediante una red de arrastre de fondo tipo tangonera (Bartozetti et al. 2015; Salvini et al. 2018), operada a la pareja^{*1} a lo largo de 0,5 mn (aproximadamente 10–12 minutos de arrastre) a una velocidad de 2,5 nudos, utilizando los BIPs Willie y Bernie. Con el fin de retener ejemplares de

menor tamaño, se empleó un sobre-copo. La red presentó una apertura horizontal (entre alas) y vertical de aproximadamente 8 m y 2,5 m, respectivamente; el paño tuvo una luz de malla de 35 mm, reducida a 20 mm en el sobre-copo. Durante la realización de los lances de pesca, la distancia entre embarcaciones fue de 80 m de manera constante mediante un cabo extendido entre las mismas.

Los datos de cada lance fueron ingresados a una base de datos del programa DATAMAR v3.4.14 (Buono y Ruocco, 2014). Dicho programa calcula el área barrida de cada lance y estima las densidades (tanto en peso t/mn^2 como numérica n° individuos/ mn^2) de las especies capturadas. La fórmula utilizada por el programa para calcular el área barrida (Ab) en mn^2 es la siguiente:

$$Ab = \text{darrastre} * \text{dalas} / 1852$$

donde darrastre: distancia recorrida (mn) por las embarcaciones durante el lance, dalas: distancia entre alas (m).

Durante las tareas de abordaje, la captura fue separada a nivel específico. Cada ejemplar fue pesado (g) y se le midió la LT al centímetro inferior. Se extrajo una submuestra representativa de la distribución de longitudes de los juveniles en cada lance para estudios de condición nutricional, edad y partículas antropogénicas (para mayor detalle metodológico ver CAPÍTULOS III, IV, V). Estos muestreos fueron concebidos con el propósito de aprovechar al máximo la información provista por cada ejemplar. Por ello, de un mismo individuo se obtuvieron al menos cuatro variables clave, que constituyeron la base de análisis específicos y dieron lugar a distintos capítulos de esta tesis.

Los datos de temperatura y salinidad se obtuvieron mediante el uso de un perfilador continuo CTD SBE 19 plus (Sea-Bird Electronics, EE.UU.) operado manualmente, mientras que los de caudal diario se extrajeron de la base de datos obtenida por el Instituto Nacional del Agua (INA). Los datos de dirección y velocidad del viento se obtuvieron de registros provistos por el Servicio Meteorológico Nacional de Argentina (SMN).

Aclaración

El caudal disponible para el Río de la Plata corresponde a valores diarios integrados de la descarga conjunta de los ríos Paraná y Uruguay medidos en la desembocadura. Si bien brindan una referencia general del aporte fluvial al sistema, se registran en un punto alejado de la Bahía Samborombón; por ello, no es posible establecer con precisión el desfase temporal (lead) entre la señal de descarga y su manifestación en el área. A esto se suma que la escasa profundidad de la bahía la vuelve altamente sensible a los forzantes atmosféricos, capaces de modificar en horas la estructura hidrodinámica y la distribución de las masas de agua. En este contexto, y dado que el caudal del sistema estuarino suele relacionarse inversamente con la salinidad de fondo, se exploró el uso de la salinidad *in situ* como proxy del caudal. Sin embargo, tras diversos ejercicios metodológicos, se decidió no emplear esta variable como proxy (Anexo A2.1).

1* La metodología a la pareja consiste en operar la red de arrastre entre dos embarcaciones que navegan en paralelo y de forma coordinada, manteniendo una distancia fija entre ellas. En el caso de estas campañas, la elección de esta técnica responde a que reproduce la modalidad de pesca utilizada por la flota artesanal y comercial en la región, lo que asegura que el muestreo sea representativo de la forma en que los juveniles de corvina rubia son efectivamente capturados en la pesquería. [Lance de pesca.mp4](#) [Maniobra](#)

2.2.2 Análisis de datos

Se realizó un análisis estadístico descriptivo con el objetivo de explorar el conjunto de datos, identificar patrones generales y caracterizar la naturaleza de las variables de interés. Este abordaje preliminar permitió obtener una visión integral de la distribución y dispersión de los datos, facilitando la detección de tendencias, irregularidades y posibles inconsistencias. Asimismo, se llevó a cabo una depuración cuidadosa de los mismos, mediante la identificación y eliminación de valores atípicos que pudieran comprometer la robustez de los análisis posteriores. Este paso resultó fundamental para asegurar la calidad, consistencia y fiabilidad de la información utilizada en los análisis subsiguientes.

A . Caracterización ambiental del área de cría

Con el fin de caracterizar el ambiente de la Bahía Samborombón, se analizaron las principales variables físicas y oceanográficas registradas. Para ello se construyeron mapas de temperatura y salinidad de fondo, así como representaciones de la dirección y velocidad del viento y rosas de viento por campaña.

El análisis se centró en la capa de fondo debido a los hábitos demersales de la corvina rubia en la etapa juvenil, criterio que además se encuentra consolidado en el INIDEP y que se emplea de manera rutinaria para la estimación del índice de abundancia relativa de la especie (Braverman et al., 2020; Riestra et al., 2023).

El enfoque metodológico consideró cada campaña de manera independiente, aun cuando correspondieran a la misma estación del año, con el fin de mantener la particularidad de cada muestreo y evitar la pérdida de información. Posteriormente, para integrar la información y facilitar la comparación, se calcularon promedios estacionales de temperatura y salinidad, agrupando los muestreos en dos grandes períodos: temporada cálida y temporada fría.

Los mapas de temperatura y salinidad de fondo se elaboraron a partir de registros obtenidos *in situ*. Para su representación espacial se aplicaron rutinas de interpolación mediante el software Surfer 14 (Golden Software), lo que permitió generar superficies continuas y comparables entre campañas. Los datos de viento se obtuvieron del Servicio Meteorológico Nacional (SMN) y se

procesaron con el paquete *openair* de R para generar rosas de viento, lo que permitió evaluar la distribución de frecuencias direccionales y rangos de velocidad en cada campaña. Si bien se construyeron rosas de viento diferenciadas por zonas, estas se basan en un número limitado de registros y reflejan únicamente las condiciones prevalecientes durante los días de muestreo, por lo que deben interpretarse como una representación puntual y no como un patrón regional o estacional generalizado.

B. Distribución y densidad de juveniles

Para estudiar la densidad y la distribución espacial de los juveniles de corvina rubia en la Bahía Samborombón, a partir de las estaciones fijas se calculó la densidad de individuos (número de juveniles por milla náutica cuadrada).

En primer lugar, estas densidades se analizaron mediante estadísticos descriptivos de tendencia central y dispersión (media, mediana, valores mínimo y máximo, desviación estándar), lo que permitió caracterizar la magnitud y variabilidad de las densidades entre campañas y temporadas. Los resultados fueron sintetizados gráficamente mediante diagramas de caja (boxplots), que facilitaron la comparación entre años y zonas de la bahía.

En segundo lugar, las densidades se emplearon para la elaboración de mapas de distribución en Surfer 14 , a partir de las coordenadas de cada estación de muestreo. Para cada campaña se representó la densidad observada en los puntos de captura, lo que permitió visualizar los patrones de distribución a lo largo del gradiente latitudinal de la bahía y comparar entre temporadas (cálida y fría).

C. Análisis de densidad en relación con las variables ambientales

Para analizar la densidad de juveniles de corvina rubia en relación con las condiciones ambientales se ajustó un Modelo Lineal Generalizado Mixto (GLMM) con familia Tweedie y enlace logarítmico, adecuado para datos positivos y asimétricos. El modelo incluyó como variable respuesta la densidad (ind/m²) y como predictores un conjunto de variables ambientales, hidrográficas y categóricas; la variable caudal diario fue excluida de este análisis (Tabla 2.2). Todas las variables continuas fueron estandarizadas (media = 0, DE = 1) para facilitar la comparación de efectos y mejorar la estabilidad numérica.

Tabla 2.2. Variable respuesta y predictores incluidos en el modelo lineal generalizado mixto (GLMM) para analizar la densidad de juveniles de corvina rubia en la Bahía Samborombón. Se detallan el tipo de variable, unidades y transformaciones aplicadas.

<i>Variable</i>	<i>Tipo</i>	<i>Descripción / Categorías</i>	<i>Unidad</i>	<i>Transformación</i>
Densidad	Continua	Densidad de juveniles	Ind/m ²	— (modelada con familia Tweedie)
Profundidad	Continua	Profundidad de la estación	m	Estandarizada
Salinidad	Continua	Salinidad de fondo	—	Estandarizada
Temperatura	Continua	Temperatura de fondo	°C	Estandarizada
Zona	Categórica	Norte, Media, Sur	—	—
Temporada	Categórica	Cálida, Fría	—	—
Interacción	Categórica	Temporada × Zona	—	—

Debido al diseño de muestreo, los datos presentaron una clara *estructura jerárquica*: en cada campaña se efectuaron varias estaciones fijas las cuales se repitieron en diferentes campañas. Esto generó dependencia entre observaciones que no podían considerarse completamente independientes. Para reflejar esta estructura, el modelo incorporó *interceptos aleatorios* para campaña (4 niveles), estaciones fijas (23 niveles) y el anidamiento campaña: estación fija. Así, el modelo reconoció que los individuos capturados en una misma estación fija tienden a ser más similares entre sí y que una estación fija repetida en campañas sucesivas conserva cierta coherencia. De esta forma, fue posible aislar la variabilidad asociada al muestreo

La selección del modelo se realizó mediante una comparación exhaustiva de todas las combinaciones posibles de predictores fijos, manteniendo constante la estructura aleatoria. En total se evaluaron 63 modelos. Como criterio de decisión se utilizó el AICc^{*2}, seleccionando como mejor modelo aquel con el valor más bajo y considerando competidores aquellos con diferencias menores a 2 unidades ($\Delta\text{AICc} < 2$) respecto de las alternativas. Además, se calcularon los pesos de Akaike (w), que expresan la probabilidad relativa de cada modelo de ser el mejor dentro del conjunto comparado, de modo que los modelos con mayor w recibieron el mayor apoyo estadístico.

Tabla 2.3. Diez modelos candidatos mejor posicionados según AICc para explicar la abundancia de juveniles de corvina rubia. Se muestran el número de parámetros (k), AICc, diferencia respecto del mejor modelo ($\Delta AICc$) y peso de Akaike (w). Todos los modelos incluyeron la misma estructura aleatoria: (1 | Campaña) + (1 | Estación fija) + (1 | Campaña:Estación fija). Las variables analizadas fueron temporada (cálida, fría), zona (norte, media, sur), profundidad (prof), salinidad de fondo (sf) y temperatura de fondo (tf)

<i>Modelo</i>	<i>Predictores fijos</i>	<i>k</i>	<i>AICc</i>	<i>$\Delta AICc$</i>	<i>w</i>
56	temporada + prof + sf + zona + temporada:zona	13	846,30	0,00	0,28
52	temporada + prof + zona + temporada:zona	12	848,30	2,00	0,10
8	prof + sf	9	848,30	2,04	0,10
4	prof	8	848,40	2,08	0,09
11	prof + tf	8	848,40	2,09	0,09
15	prof + sf + tf	9	848,70	2,36	0,08
64	temporada + prof + sf + tf + zona + temporada:zona	14	849,10	2,83	0,07
24	prof + sf + zona	11	849,40	3,09	0,06
7	prof + sf	8	849,40	3,10	0,06
23	prof + sf + zona	10	849,50	3,17	0,06

2* El AICc (criterio de información de Akaike corregido) se utiliza para la selección de modelos estadísticos, ya que permite comparar alternativas balanceando el ajuste y la complejidad del modelo. A diferencia del AIC tradicional, el AICc incorpora una corrección adicional que lo hace más adecuado cuando el tamaño de la muestra es pequeño o moderado en relación con el número de parámetros estimados, situación en la cual el AIC puede sesgarse hacia modelos excesivamente complejos. En este estudio, la base de datos estuvo limitada por el número de estaciones y campañas disponibles, de modo que la cantidad de observaciones, en relación con los predictores evaluados, justificó la aplicación de esta corrección. Así, el uso del AICc aseguró una selección de modelos más conservadora y robusta, evitando el sobreajuste y permitiendo una mejor interpretación de los efectos ambientales sobre la densidad de juveniles de corvina rubia.

El modelo final seleccionado retuvo como predictores fijos la temporada, la zona, la profundidad, la salinidad de fondo y la interacción temporada $\times$ zona, mientras que la temperatura de fondo no mejoró el ajuste y fue descartada. Formalmente, el modelo se expresó como:

$$\text{Densidad}_{ijk} \sim \text{Tweedie}(\mu, \phi)$$

$$\log(\mu_{ijk}) = \beta_0 + \beta_1 \text{Temporada}_i + \beta_2 \text{Zona}_j + \beta_3 \text{Profundidad}_{ijk} + \beta_4 \text{Salinidad}_{ijk} + \beta_5 (\text{Temporada} \times \text{Zona})_{ij} + u_{\text{Campaña}} + u_{\text{Estación fija}} + u_{\text{Campaña:Estación fija}}$$

donde:

Tabla 2.4. Definición de los parámetros incluidos en el modelo lineal generalizado mixto (GLMM) con distribución Tweedie y enlace logarítmico, seleccionado para analizar la densidad de juveniles de corvina rubia. Se detallan los efectos fijos, su interpretación y los términos aleatorios incorporados para representar la estructura jerárquica del muestreo.

Parámetro	Descripción
Densidad _{ijk}	Densidad de juveniles en el lance k , dentro de la campaña i y la zona j .
μ_{ijk}	Densidad esperada.
ϕ	Parámetro de dispersión de la distribución Tweedie.
β_0	Intercepto: abundancia promedio en la categoría de referencia (fría y zona norte, con variables continuas estandarizadas en cero).
$\beta_1 \cdot \text{Temporada}_i$	Efecto de la temporada (cálida vs. fría).
$\beta_2 \cdot \text{Zona}_j$	Efecto de la zona de la bahía (media, sur; norte como referencia).
$\beta_3 \cdot \text{Profundidad}_{ijk}$	Efecto de la profundidad (estandarizada).
$\beta_4 \cdot \text{Salinidad}_{ijk}$	Efecto de la salinidad de fondo (estandarizada).
$\beta_5 \cdot (\text{Temporada} \times \text{Zona})_{ij}$	Interacción entre temporada y zona.
$u_{\text{Campaña}}$	Intercepto aleatorio para cada campaña.
$u_{\text{Estación fija}}$	Intercepto aleatorio para cada lance.
$u_{\text{campaña:Estación fija}}$	Intercepto aleatorio para el anidamiento campaña:lance.

Los supuestos del modelo se verificaron mediante diagnósticos de residuos simulados (*DHARMa*), con el fin de detectar posibles problemas de sobredispersión, heterocedasticidad o falta de ajuste. La colinealidad entre predictores continuos se evaluó mediante los factores de inflación de la varianza (VIF), asegurando la independencia entre los predictores incluidos (Anexo A2.2).

Finalmente, la bondad de ajuste se cuantificó mediante los coeficientes de determinación marginal y condicional (R^2_m y R^2_c ; Nakagawa y Schielzeth, 2013), que indican la proporción de variación explicada por los efectos fijos y por la combinación de efectos fijos y aleatorios, respectivamente.

Finalmente, la significancia estadística de los efectos fijos se evaluó mediante pruebas de Wald, y la magnitud de los efectos se expresó como factores multiplicativos ($\exp(\beta)$) con sus intervalos de confianza al 95%. En este contexto, valores de $\exp(\beta)$ mayores a 1 indican un aumento en la abundancia esperada asociado a un incremento del predictor, mientras que valores menores a 1 reflejan un efecto negativo.

Todos los análisis estadísticos se realizaron en RStudio R v4.3.0 (R Core Team, 2023), utilizando el lenguaje R.

2.3 Resultados

Al analizar la salinidad y la temperatura de fondo en la Bahía Samborombón se observa un marcado patrón temporal. Durante la temporada cálida, la salinidad de fondo se mantiene en niveles bajos (media = $11,50 \pm 2,62$), con una distribución relativamente homogénea en gran parte del área y un incremento progresivo hacia el sector sur de la bahía. En contraste, durante la temporada fría la salinidad aumenta en toda la bahía (media = $13,47 \pm 5,41$), mostrando mayor heterogeneidad espacial y registrando los valores mínimos en las proximidades de los principales canales y ríos que desembocan en la zona. En cuanto a la temperatura, los valores fueron más elevados en la temporada cálida, con máximos de 23 °C y mínimos de 16 °C, mientras que en la temporada fría no superaron los 13 °C (media = $11,80 \pm 1,16$ °C). En síntesis, la temporada cálida se caracterizó por masas de agua más cálidas y de menor salinidad, relativamente homogéneas en su distribución, mientras que la temporada fría presentó aguas más frías y salinas, con una marcada variabilidad espacial asociada a la influencia de los aportes fluviales (Figura 2.3; Tabla 2.5).

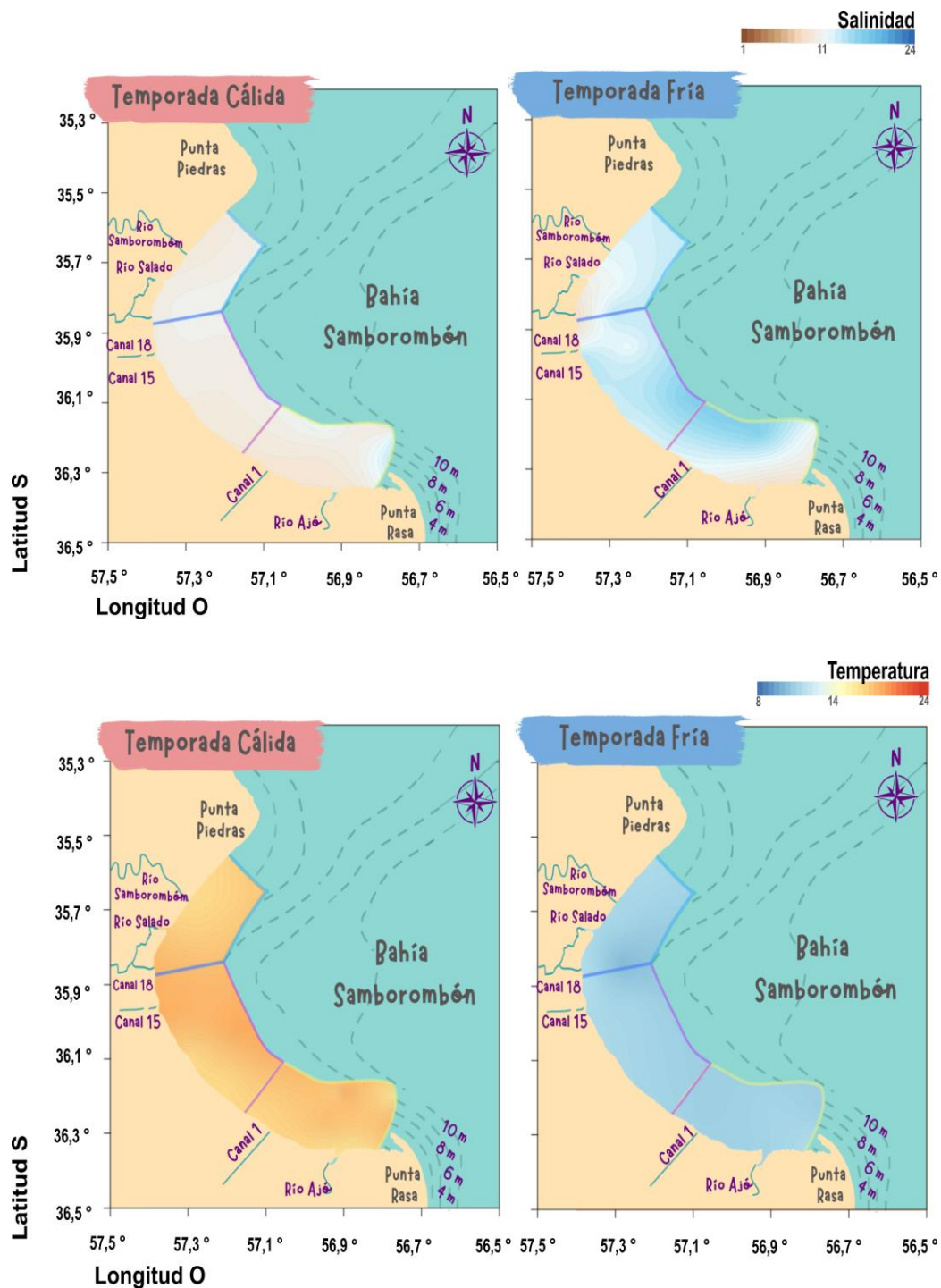


Figura 2.3. Distribución espacial de la salinidad y la temperatura de fondo en la Bahía Samborombón durante la temporada cálida y fría.

Tabla 2.5. Estadísticos descriptivos de la temperatura de fondo (Tf, °C) y salinidad de fondo (Sf) en la Bahía Samborombón durante las temporadas cálida y fría, y en cada campaña de muestreo correspondiente. Se presentan el número de observaciones (n), la media, la desviación estándar (DE), y los valores mínimo (Mín) y máximo (Máx).

<i>Temporada</i>	<i>n</i>	<i>Tf</i>	<i>Tf DE</i>	<i>Tf Mín</i>	<i>Tf Máx</i>	<i>Sf</i>	<i>Sf DE</i>	<i>Sf Mín</i>	<i>Sf Máx</i>
Cálida	4	19,8	1,68	16,7	23,20	11,50	2,62	5,55	19,59
	2	0		0					
2018	2	20,4	1,77	16,9	23,20	12,06	2,37	8,78	19,59
	0	0		0					
2019	2	19,1	1,37	16,7	22,20	10,98	2,77	5,55	18,72
	2	0		0					
Fría	4	11,8	1,16	8,05	13,20	13,47	5,41	1,10	24,91
	1	0							
2017	2	12,8	0,27	12,3	13,20	11,61	4,06	1,10	24,91
	1	0		0					
2018	2	10,9	0,91	8,05	12,80	15,42	6,03	1,40	24,49
	0	0							

Si bien los patrones temporales permiten reconocer contrastes claros entre temporadas, resulta necesario profundizar el análisis a escala de campaña. Este enfoque permite captar la variabilidad propia de cada relevamiento, donde las condiciones ambientales responden no sólo al ciclo estacional, sino también a particularidades oceanográficas y atmosféricas de cada año. Entre estos factores, el viento ocupa un papel central: dada la escasa profundidad de la bahía, su acción puede inducir en pocas horas la mezcla vertical de la columna de agua, modificando la estructura hidrográfica y las características del hábitat. De este modo, el análisis campaña a campaña ofrece una visión más precisa de la heterogeneidad temporal y espacial de la Bahía Samborombón, constituyendo un marco esencial para comprender la dinámica ambiental que incide en la presencia y distribución de los juveniles de corvina rubia.

Durante la campaña fría de 2017, la salinidad de fondo en la Bahía Samborombón presentó valores relativamente homogéneos en la mayor parte del área de estudio, con un núcleo de menores valores en las desembocaduras de los principales cursos fluviales (Río Salado, Canales 15, 18 y II, y Río Ajó). En la zona externa, se observó un marcado gradiente con salinidades más altas que alcanzaron los valores máximos registrados en esta campaña. En cuanto a la temperatura, los

valores oscilaron en un rango estrecho (12–14 °C), característico de la temporada invernal. Se evidenció cierta heterogeneidad espacial, con aguas relativamente más frías en la zona sur de la bahía, mientras que en la zona norte se registraron temperaturas ligeramente más elevadas. La zona media funcionó como una zona transicional de la temperatura entre las otras dos zonas (Tabla 2.5, Figura 2.4).

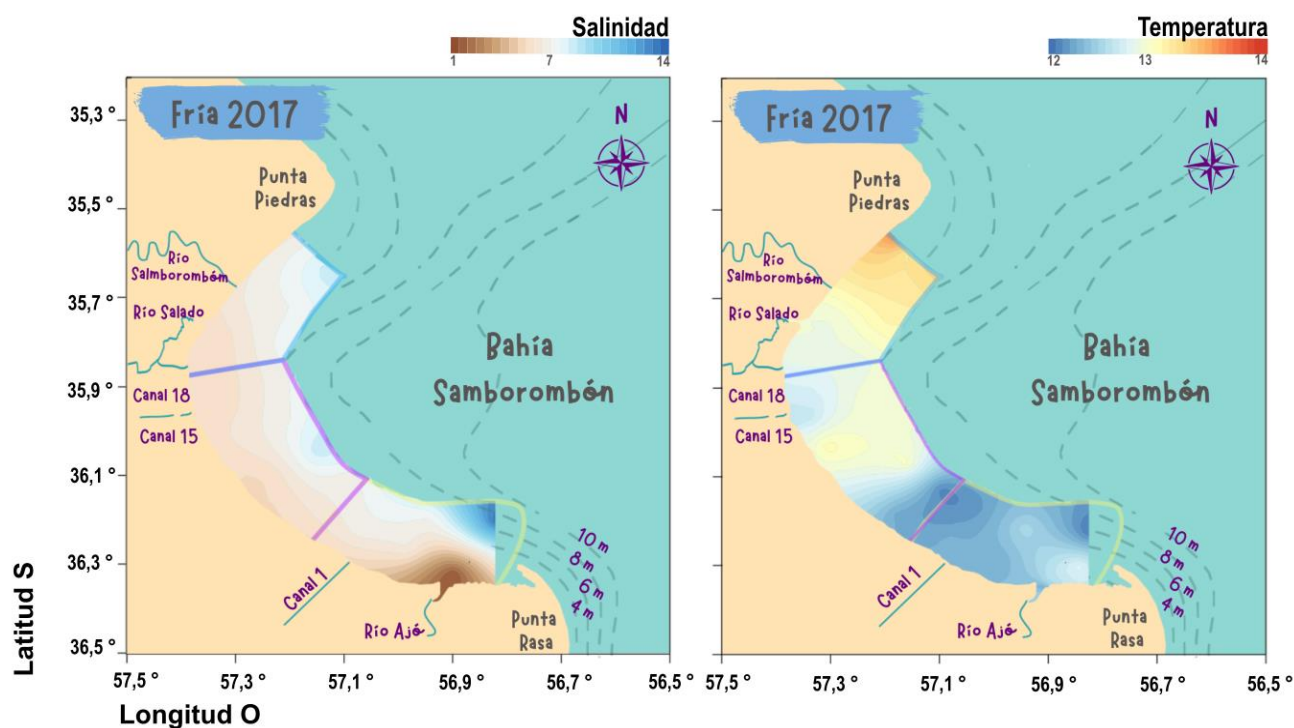


Figura 2.4. Distribución espacial de la salinidad y temperatura de fondo en la Bahía Samborombón durante la campaña fría de 2017.

En la campaña fría de 2017 se registraron condiciones de viento marcadas, con velocidades nulas en solo dos estaciones, lo que evidencia la persistencia de este factor durante los días de muestreo. Los vientos más intensos se concentraron en los sectores sur y medio de la bahía, con predominio de direcciones del oeste en el sur y del sur-oeste en la zona media y norte. Este patrón sugiere que, mientras en el sector sur el viento impulsaría las masas de agua hacia zonas más abiertas, en los sectores medio y norte favorecería su desplazamiento hacia la costa (Figura 2.5).

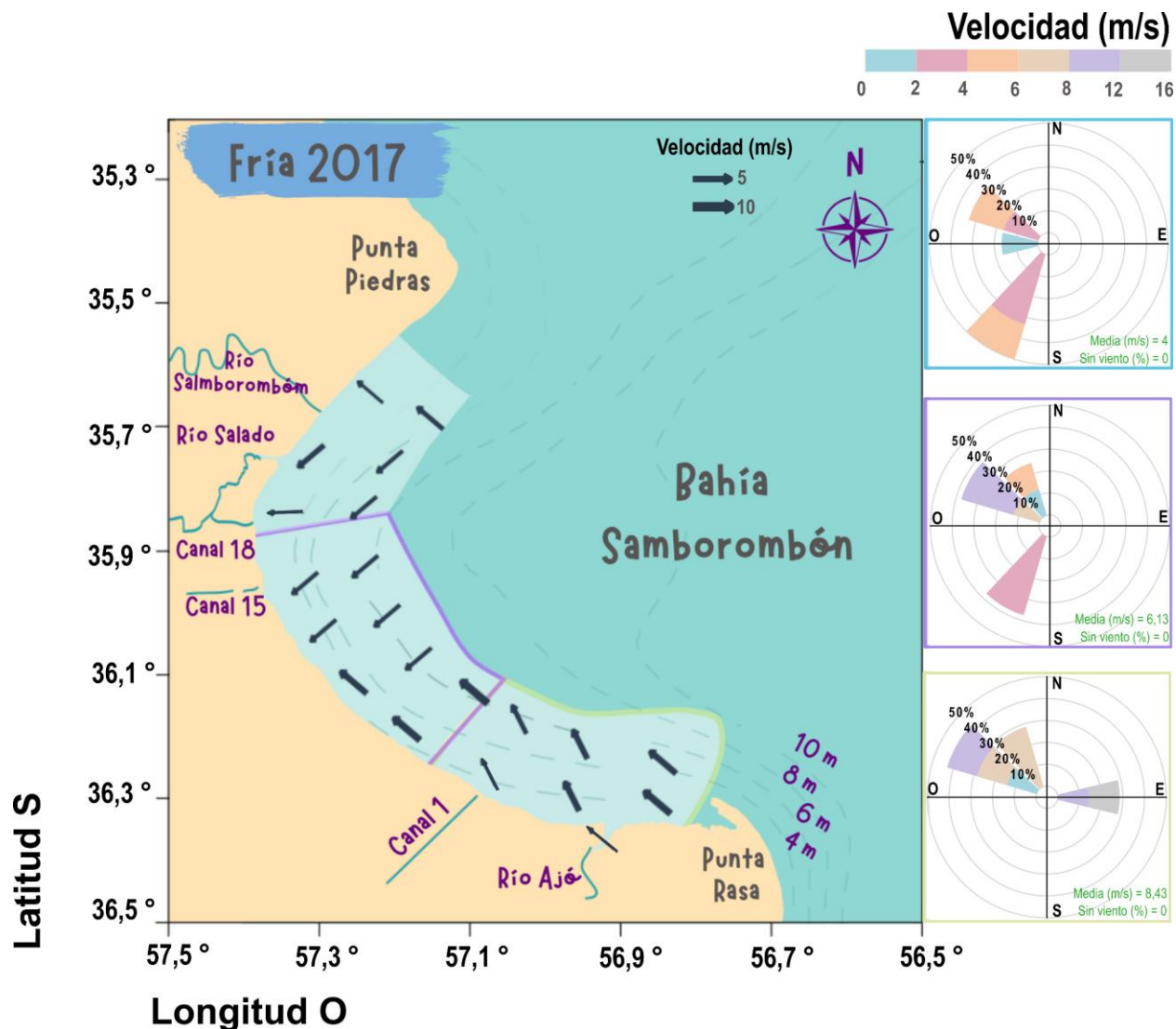


Figura 2.5. Distribución espacial de la velocidad y dirección del viento en la Bahía Samborombón durante la campaña fría de 2017.

Durante la campaña fría de 2018, la salinidad de fondo presentó valores elevados en la mayor parte de la bahía, con máximos en el sector externo. Sin embargo, en las desembocaduras de los principales ríos y canales (Río Salado, Canales 15, 18 y I, y Río Ajó) se registraron descensos abruptos, reflejando el ingreso de agua dulce de origen continental. En cuanto a la temperatura, los valores más altos predominaron en el sector centro-norte próximo a la costa, mientras que en la zona externa media destacó un núcleo de aguas significativamente más frías (Tabla 2.5, Figura 2.6)

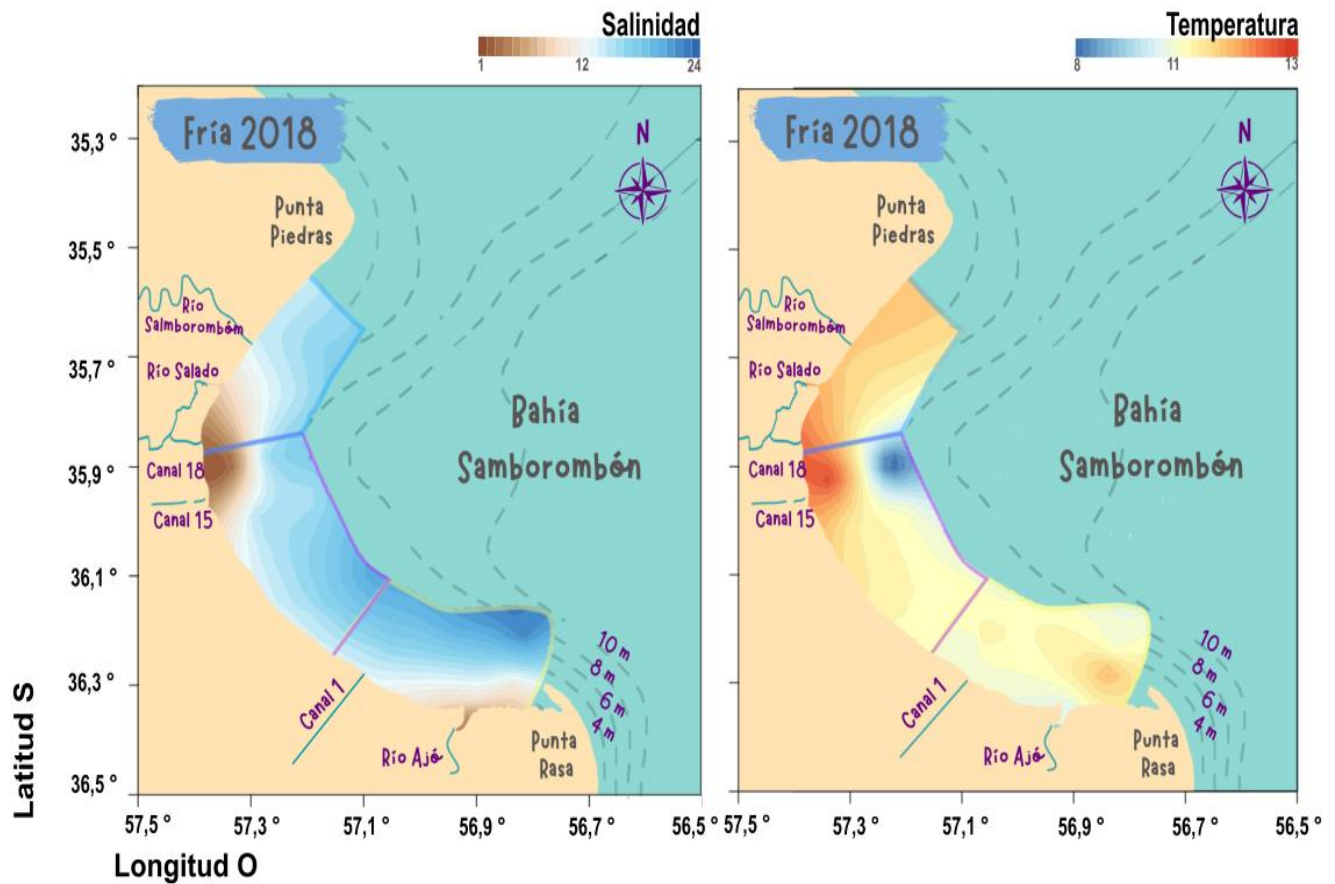


Figura 2.6. Distribución espacial de la salinidad y temperatura de fondo en la Bahía Samborombón durante la campaña fría de 2018.

En cuanto a las condiciones de viento, en el sector sur se registró la ausencia de los mismos en gran parte de las estaciones fijas (flechas finas). Los vientos más intensos se concentraron en el sector norte, particularmente en la zona externa, donde alcanzaron velocidades cercanas a 5 m/s. En cuanto a la dirección, predominó el componente noreste, lo que sugiere un empuje de las masas de agua hacia el exterior en la zona norte y media, mientras que en el sector sur no se observó un patrón definido debido a la calma atmosférica (Figura 2.7).

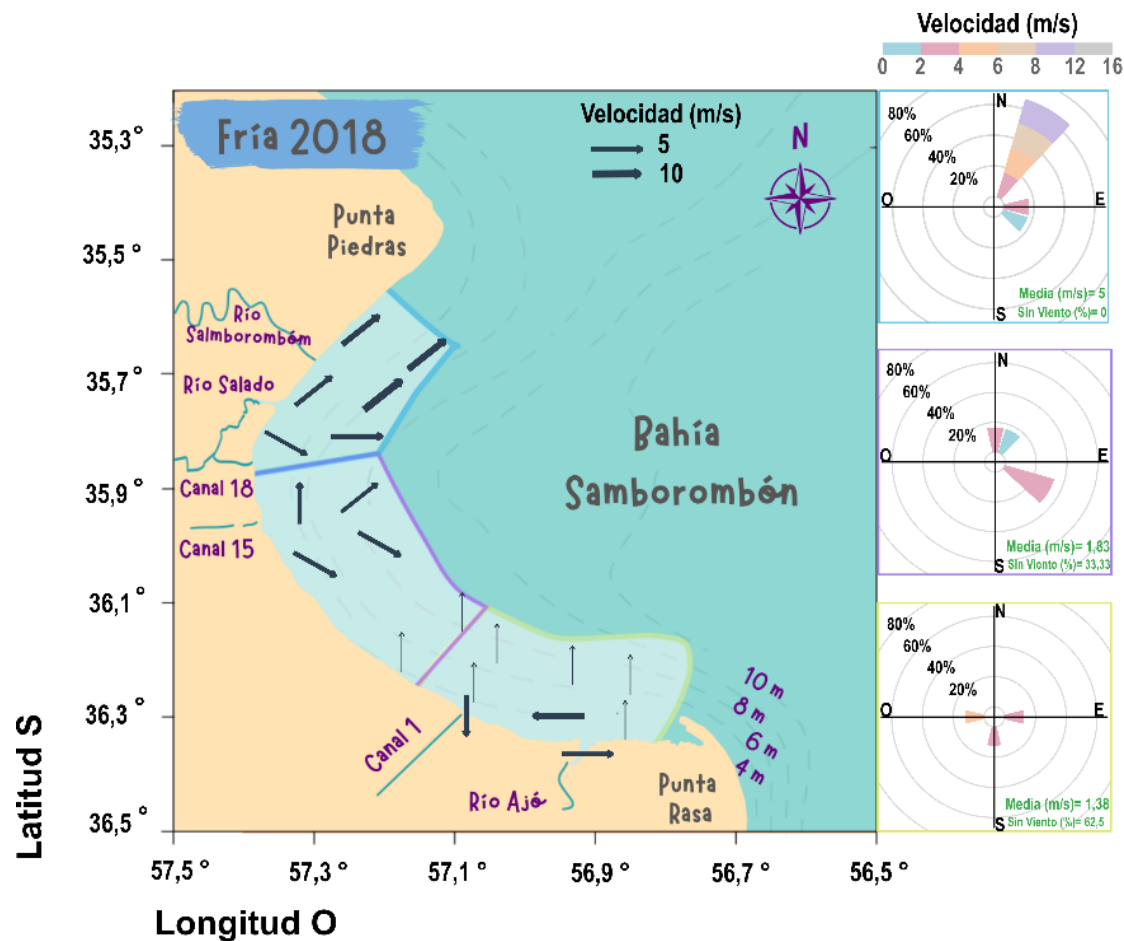


Figura 2.7. Distribución espacial de la velocidad y dirección del viento en la Bahía Samborombón durante la campaña fría de 2018. Vectores finos indican ausencia de vientos.

En resumen, aunque ambas campañas (2017 y 2018) respondieron al mismo patrón característico de la temporada fría, el desglose por campaña evidenció diferencias marcadas: en 2017 predominaron condiciones más homogéneas en cuanto a salinidad y variable en temperatura, mientras que en 2018 se registraron salinidades más elevadas y variables, con temperaturas homogéneas a lo largo de la bahía (Tabla 2.5). Este análisis demuestra la importancia de analizar la información para cada campaña de manera individual, ya que las particularidades de cada año aportan matices clave para comprender la dinámica ambiental de la bahía más allá del patrón temporal general.

Durante la campaña cálida de 2018, la salinidad presentó una distribución mayormente homogénea en la bahía, con valores más bajos cerca de la costa. Hacia la zona media y sur se registró un leve incremento, alcanzando los máximos en los extremos norte y sur externos.

En cuanto a la temperatura, se evidenció un claro gradiente latitudinal, con un aumento progresivo de los valores hacia el sur de la bahía, donde se localizaron las aguas más cálidas de la campaña (Tabla 2.5, Figura 2.8).

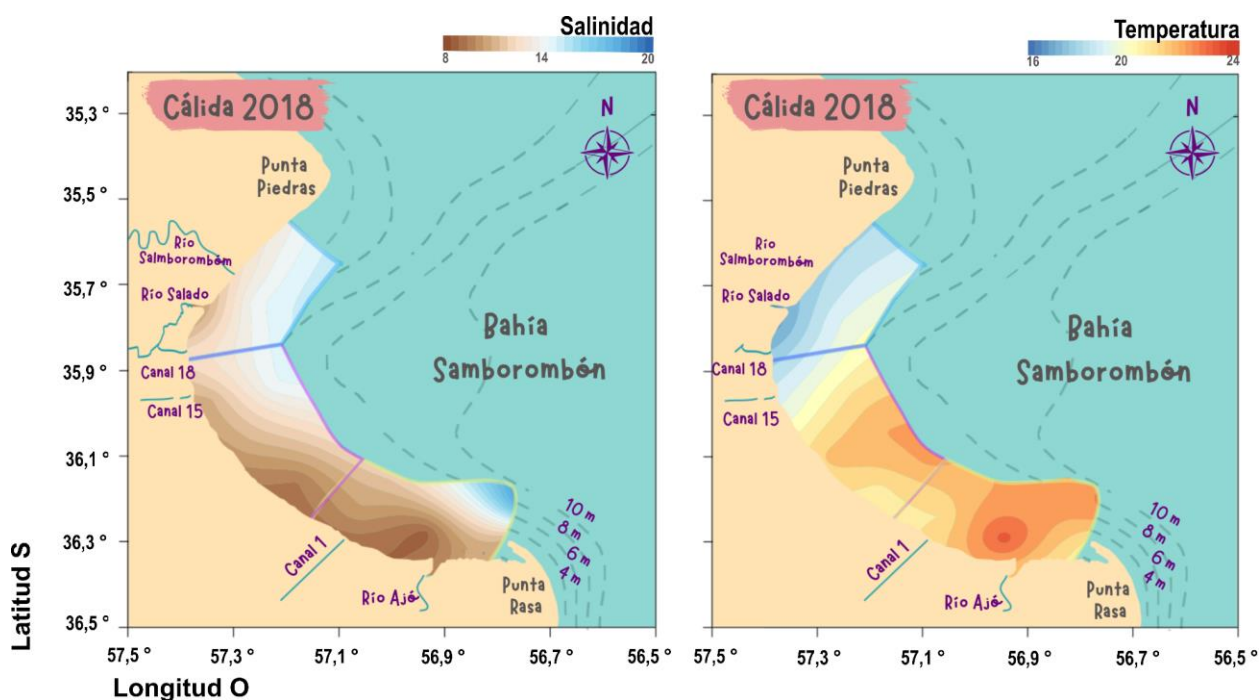


Figura 2.8. Distribución espacial de la salinidad y temperatura de fondo en la Bahía Samborombón durante la campaña cálida de 2018.

A lo largo de toda la campaña se registró viento en la bahía, sin episodios de calma. La zona externa norte mostró las mayores intensidades de viento y un patrón direccional predominante del NE. Hacia la zona media las velocidades disminuyeron levemente y la dirección se volvió más variable, sin un rumbo dominante claro. En la zona interna/sur el viento fue más débil y multidireccional (Figura 2.9).

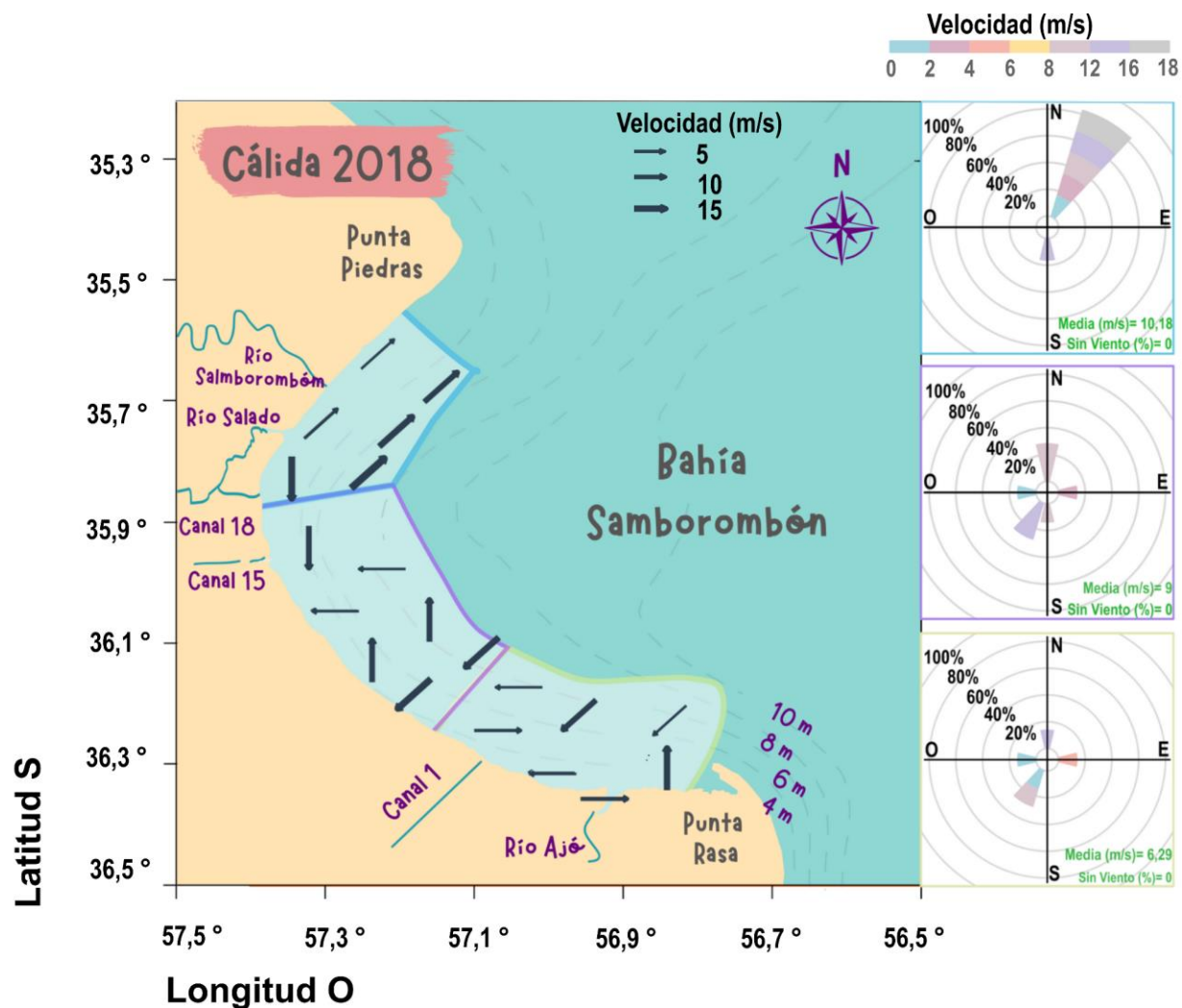


Figura 2.9. Distribución espacial de la velocidad y dirección del viento en la Bahía Samborombón durante la campaña cálida de 2018. Vectores finos indican ausencia de vientos.

Durante la campaña realizada en la temporada cálida de 2019, la salinidad presentó valores bajos en el sector norte de la bahía, posiblemente asociados a los aportes fluviales. Hacia el sector medio y sur se evidenció un incremento progresivo, alcanzando las salinidades más elevadas en la zona sur. En cuanto a la temperatura, se vió un marcado gradiente latitudinal: los máximos se registraron en la desembocadura de los canales 15 y 18 (zona norte), mientras que la zona media funcionó como zona transicional hacia aguas progresivamente más frías en el sector sur (Figura 2.10).

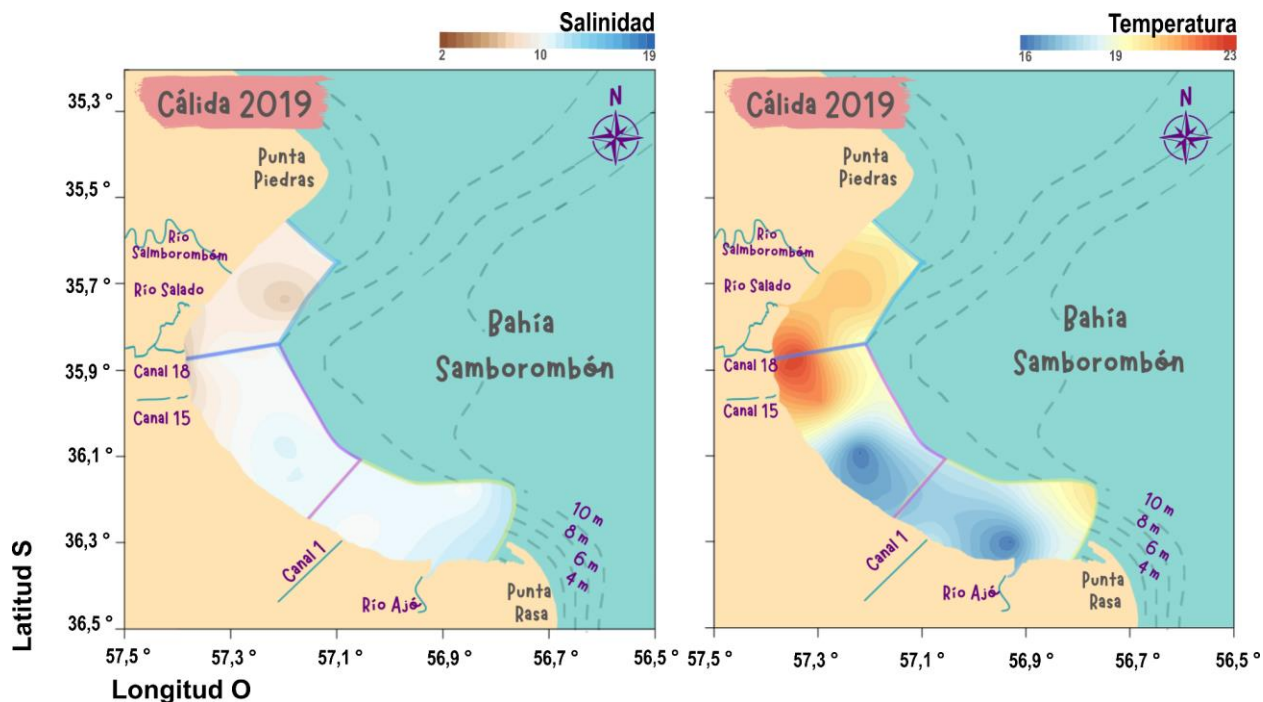


Figura 2.10. Distribución espacial de la salinidad y temperatura de fondo en la Bahía Samborombón durante la campaña cálida de 2019.

Se registró viento en todos los días de muestreo. La intensidad fue menor en la zona media de la bahía (media ≈ 5 m/s), mientras que los extremos norte y sur presentaron los valores más altos, superiores a 10 m/s. Cabe destacar que las direcciones dominantes fueron opuestas: en el norte prevalecieron vientos del sur, mientras que en el extremo sur predominaron vientos del norte, generando un patrón de forzantes contrastantes a lo largo de la bahía (Figura 2.11).

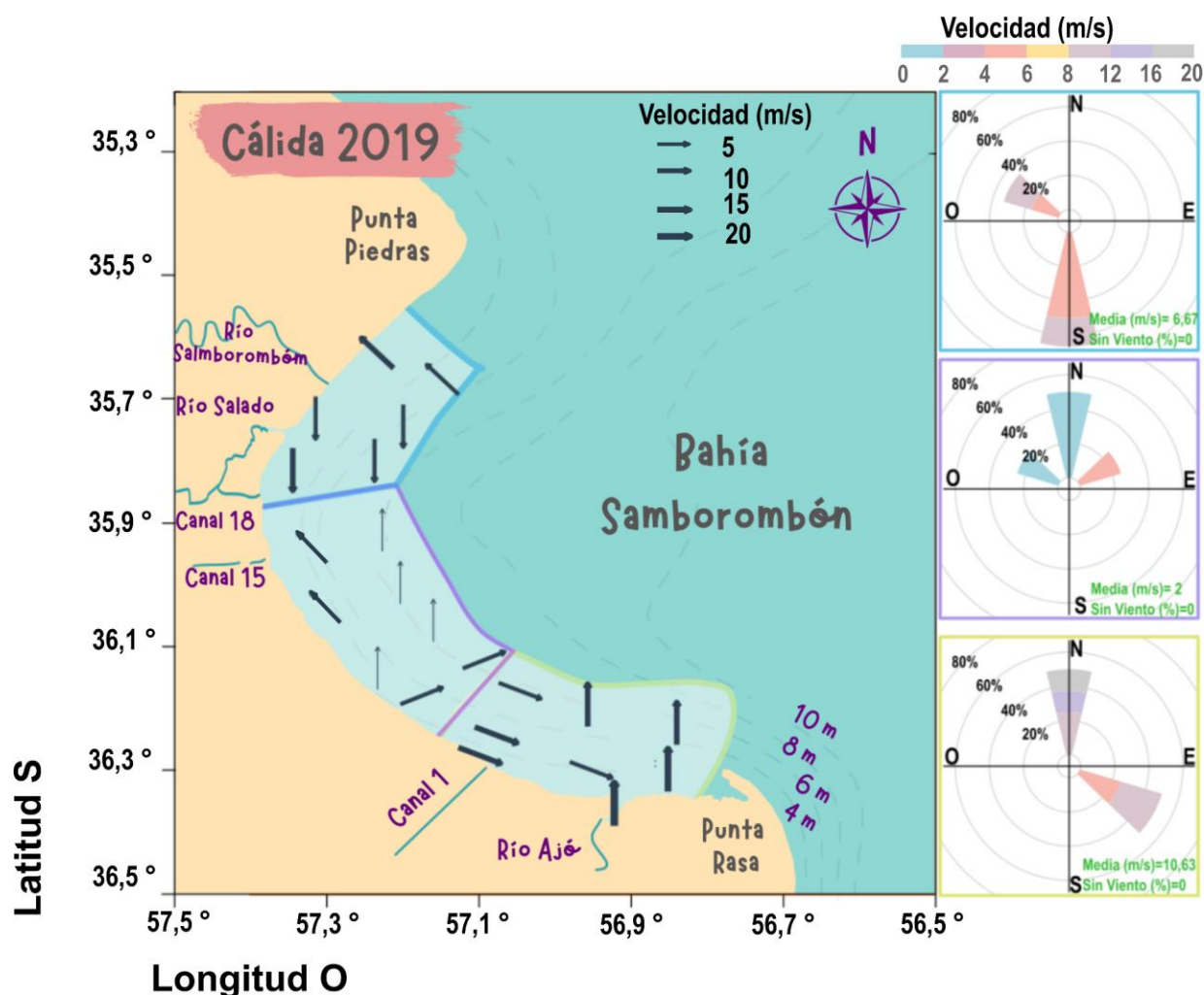


Figura 2.11. Distribución espacial de la velocidad y dirección del viento en la Bahía Samborombón durante la campaña cálida de 2019.

En conjunto, las campañas cálidas de 2018 y 2019 evidenciaron condiciones ambientales contrastantes pero dentro del mismo patrón estacional característico: aguas más cálidas y de menor salinidad que en la temporada fría. En ambas campañas la salinidad tendió a mantenerse relativamente homogénea, con valores bajos en el sector norte asociados a los aportes fluviales y un incremento progresivo hacia las zonas media y sur. La temperatura mostró un gradiente latitudinal definido, con aguas más cálidas en el sector sur en 2018 y máximos localizados en la desembocadura de los canales 15 y 18 en 2019, mientras que la zona media funcionó en ambos casos como un área transicional.

El estudio de las densidades de juveniles de corvina rubia en la Bahía Samborombón reveló un patrón estacional claro, con mayores densidades en la temporada cálida en comparación con la fría (Figura 2.12). En las campañas cálidas de 2018 y 2019 se registraron las mayores densidades, con medianas de 83 y 72,7 ind/m², respectivamente. En contraste, durante las campañas invernales de 2017 y 2018 las densidades fueron notablemente menores, con medianas de 7,2 y 9,0 ind/m². Más allá de estas diferencias entre temporadas, los datos exhibieron una amplia dispersión, con densidades que en ocasiones superaron ampliamente los 1000 ind/m², particularmente en 2017, cuando se alcanzaron valores máximos cercanos a 6000 ind/m². En conjunto, este patrón refleja una mayor concentración y estabilidad de juveniles en la temporada cálida, mientras que en la temporada fría predominan valores bajos interrumpidos por eventos puntuales de muy alta densidad.

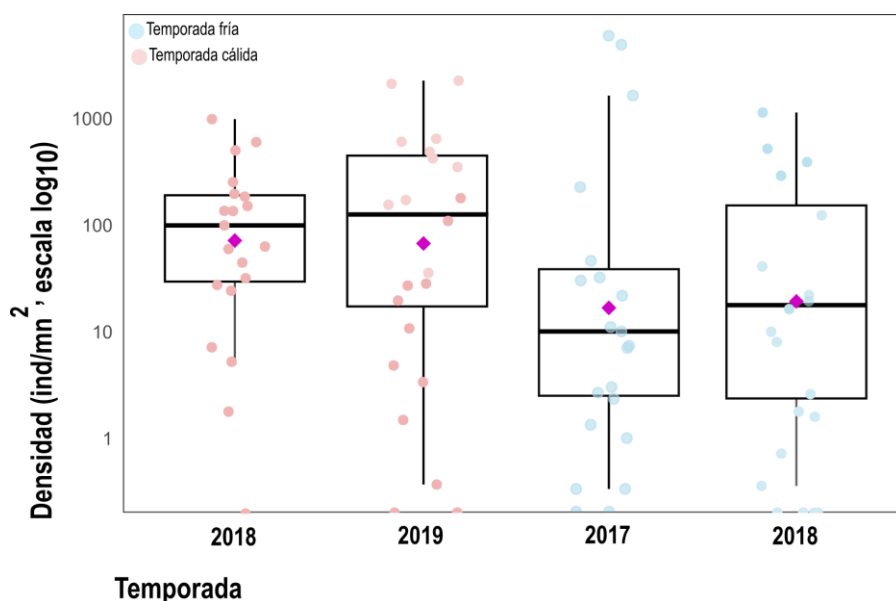


Figura 2.12. Gráficos de caja de la densidad de juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en la Bahía Samborombón durante las campañas en estudio, diferenciadas por temporada cálida (círculos rojos) y fría (círculos celestes). La línea horizontal dentro de cada caja indica la mediana y el rombo la media. La escala del eje y se muestra en log₁₀ para facilitar la visualización de los datos, dado que las abundancias presentaron una amplia variación (de 0 a >5000 ind/mn²).

Además de las diferencias estacionales en la magnitud de las densidades, el análisis de las campañas individuales evidenció una marcada heterogeneidad espacial dentro de la bahía (Figura 2.13). En las campañas cálidas, las mayores densidades se concentraron en la zona sur, con una

mediana de 167 ind/mn² en 2019 y 139 ind/m² en 2018. En contraste, las zonas norte y media presentaron valores intermedios: 14,3 y 91,4 ind/mn² en 2019, y 81,3 y 32,5 ind/mn² en 2018, respectivamente. Durante las campañas frías, en cambio, las densidades fueron generalmente bajas en toda la bahía, con medianas en la zona sur de 2,9 ind/mn² en 2017 y 9,0 ind/m² en 2018, y en la zona norte de 3,9 y 10,6 ind/m², respectivamente. No obstante, se registraron picos localizados en la zona media, con medianas de 30,6 ind/mn² en 2017 y 8,4 ind/mn² en 2018, lo que indica que aun en condiciones invernales de baja densidad, pueden ocurrir concentraciones puntuales de juveniles.

En conjunto, este patrón resalta el rol de la zona sur como principal área de concentración de juveniles durante la temporada cálida, mientras que en la fría la distribución resulta más difusa, con valores bajos en la mayor parte de la bahía y ocasionales picos en la zona media.

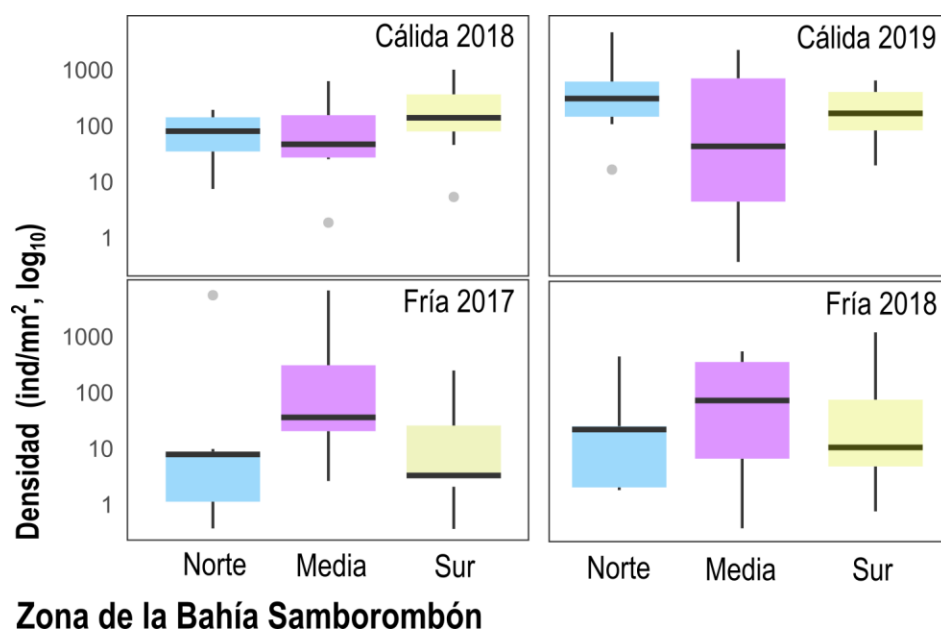


Figura 2.13. Gráficos de caja de la densidad de juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en la Bahía Samborombón durante las campañas en estudio, diferenciadas por campaña y zona. La línea horizontal dentro de cada caja indica la mediana. La escala del eje y se muestra en log₁₀ para facilitar la visualización de los datos, dado que las abundancias presentaron una amplia variación (de 0 a >5000 ind/mn²).

La distribución espacial de los juveniles en la Bahía Samborombón presentó patrones consistentes entre campañas (Figura 2.14). En ambas temporadas, las mayores densidades se registraron en las estaciones fijas cercanas a la costa, mientras que las estaciones externas presentaron valores bajos

o nulos. Este contraste resalta una marcada preferencia de los juveniles por las áreas costeras, independientemente de la época del año.

Durante la temporada cálida, cuando las densidades fueron en general más elevadas, se mantuvo un patrón de agregación costera con valores destacados en las estaciones próximas a afluentes de agua dulce. En la temporada fría, las densidades tendieron a ser bajas en la mayor parte de la bahía, aunque se registraron picos puntuales de elevada abundancia en sectores costeros y adyacentes a desembocaduras.

En conjunto, estos resultados ponen de manifiesto que la distribución de los juveniles en la bahía responde a un gradiente costa-afuera, con estaciones costeras y próximas a desembocaduras como áreas clave de concentración, mientras que las estaciones externas carecieron sistemáticamente de individuos.

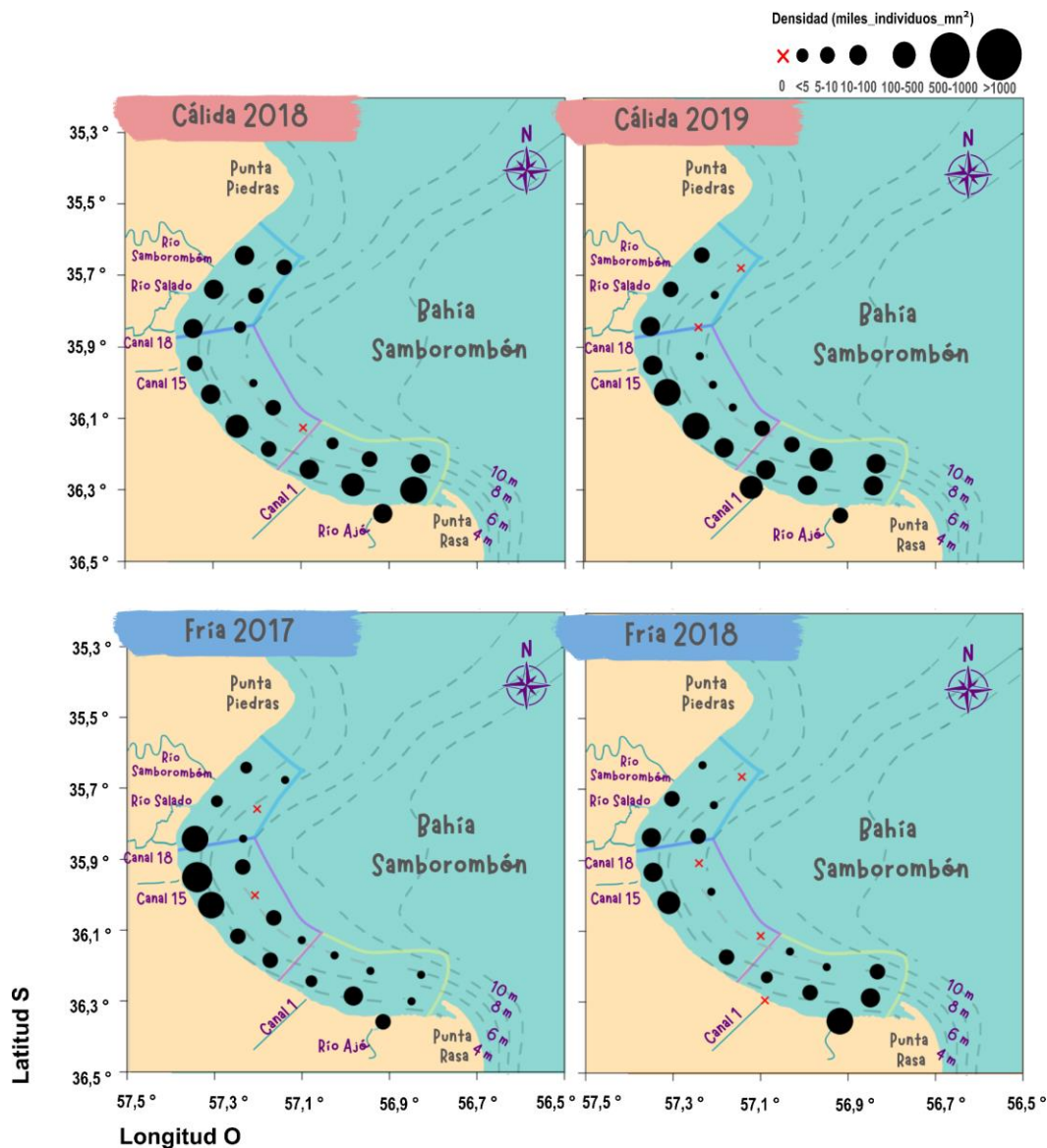


Figura 2.14. Distribución espacial de la densidad de juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en la Bahía Samborombón durante las campañas cálidas (2018 y 2019) y frías (2017 y 2018). El tamaño de los círculos es proporcional a la densidad (ind/mn^2) y las "x" indican estaciones fijas sin capturas.

Luego de caracterizar la magnitud y la distribución espacial de las densidades de juveniles mediante análisis descriptivos y mapas, se avanzó hacia la modelización con el fin de evaluar cómo los factores ambientales y espacio-temporales influyen sobre su variación. Este enfoque permitió complementar la descripción inicial con un análisis cuantitativo que integra simultáneamente las variables ambientales, la estacionalidad y la estructura jerárquica del muestreo.

El modelo generalizado mixto con distribución Tweedie utilizado para analizar la densidad de juveniles en la Bahía Samborombón explicó aproximadamente el **49% de la variabilidad a través de los efectos fijos**, mientras que al incorporar los **efectos aleatorios la proporción de varianza explicada se elevó prácticamente al 100%** (R^2 condicional). Esto evidencia que, además de los gradientes ambientales (profundidad y salinidad) y los factores espacio-temporales (zona $\times$ temporada), la estructura jerárquica del muestreo (con variación entre campañas y estaciones fijas) constituye un componente clave de la variabilidad observada, representando adecuadamente la falta de independencia entre individuos capturados en una misma estación.

Los resultados revelaron que tanto la **profundidad** ($\beta = -1,40$, $p < 0,001$) como la **salinidad de fondo** ($\beta = -0,55$, $p = 0,024$) tuvieron un **efecto negativo significativo sobre la densidad**, indicando que los juveniles se concentrarían en áreas someras y de menor salinidad, coherente con los patrones observados en los mapas de distribución para ambas temporadas (Figura 2.15). En cuanto a la magnitud del efecto, la profundidad fue la de mayor impacto: por cada aumento de una desviación estándar (DE), la densidad cae $\sim 75\%$; en salinidad, un aumento de 1 DE se asocia a una caída $\sim 42\%$. A la inversa, 1 DE menos de profundidad multiplica la densidad ≈ 4 veces, y 1 DE menos de salinidad la multiplica $\approx 1,7$ veces.

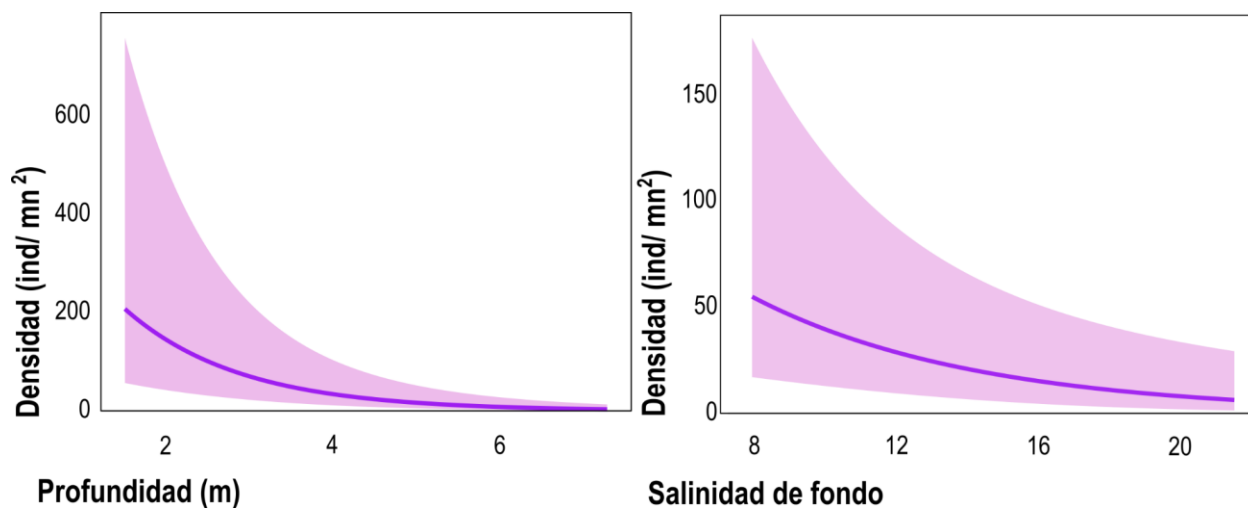


Figura 2.15. Efectos marginales del Modelo lineal generalizado mixto (GLMM) con distribución Tweedie que relacionan la densidad de juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) con la profundidad y la salinidad de fondo en la Bahía Samborombón. La curva muestra la media predicha en escala de respuesta, y el área sombreada indica los intervalos de confianza del 95%.

La *interacción entre zona y temporada* reveló contrastes marcados en la distribución espacio-temporal. La *zona sur durante la temporada cálida* presentó las densidades más elevadas, muy por encima del resto de las combinaciones ($p = 0,027$). En la *temporada fría*, en cambio, la densidad disminuyó en casi todas las zonas, con la excepción de la *zona media*, que mostró un incremento moderado. Las zonas norte, en ambas estaciones, se caracterizaron por valores bajos y relativamente constantes.

Los contrastes post-hoc entre zonas dentro de cada temporada (Tabla 2.6) evidenciaron un patrón espacio-temporal bien definido. Durante la fría no se detectaron diferencias significativas entre zonas, lo que refleja una distribución relativamente homogénea. En la temporada cálida, en cambio, emergieron contrastes marcados: la zona sur presentó densidades significativamente más elevadas que la zona norte, mientras que la zona media se ubicó en una posición intermedia, sin diferenciarse estadísticamente de las otras dos. Este resultado subraya el papel singular de la zona sur durante la temporada cálida como un área de alta concentración, en contraste con la estabilidad de valores bajos en la zona norte.

Tabla 2.6. Contrastes post-hoc (razón de medias (Ratio), error estándar (ES), z-ratio y p-value) entre zonas de la Bahía Samborombón en cada temporada (cálida y fría). El asterisco (*) indica diferencias significativas en el contraste.

	<i>Contraste</i>	<i>Ratio</i>	<i>ES</i>	<i>z-ratio</i>	<i>p-value</i>
Cálida	Norte / media	0,41	0,34	-1,07	0,54
	Norte / Sur	0,08	0,07	-2,93	0,01*
	Media / Sur	0,20	0,16	-2,02	0,11
Fría	Norte / Media	0,27	0,24	-1,50	0,29
	Norte / Sur	0,81	0,71	-0,26	0,97
	Media / Sur	3,04	2,54	1,33	0,38

En conjunto, los resultados confirman que la Bahía Samborombón funciona como un área crítica de concentración de juveniles durante la temporada cálida, particularmente en la zona sur. En la fría, la distribución se restringe y tiende a desplazarse hacia sectores medios de la bahía, manteniéndose la influencia de los gradientes de profundidad y salinidad como determinantes principales.

En síntesis, el modelo identificó a la profundidad y la salinidad de fondo como los predictores ambientales más influyentes, y destacó la zona sur en la estación cálida como un núcleo de alta concentración de juveniles de corvina rubia. Este patrón refleja la interacción entre forzantes ambientales y espaciales con la dinámica estacional del estuario, reforzando la importancia de Samborombón como hábitat de crianza esencial para la especie.

2.4 Discusión

Los resultados de este **CAPÍTULO II** ponen en evidencia el papel de la Bahía Samborombón como un verdadero refugio de cría para los juveniles de corvina rubia. Lejos de distribuirse al azar, su presencia se encuentra íntimamente ligada a las condiciones ambientales y físicas que caracterizan al sistema estuarino.

Las condiciones ambientales de la bahía presentan un marcado contraste estacional. La temporada cálida se caracteriza por temperaturas más elevadas y salinidades más bajas, mientras que en la temporada fría predominan temperaturas menores y salinidades relativamente más altas. Este patrón refleja el pulso natural del sistema estuarial y ofrece un marco para comprender la dinámica espacial y temporal que estructura el hábitat de los juveniles de corvina rubia. En concordancia con los resultados, diversos estudios han señalado que durante la temporada cálida (primavera–verano), el aumento en la descarga de los ríos Paraná y Uruguay favorece la disminución de la salinidad y se combina con la intensificación de los vientos del este y sudeste (Guerrero et al., 1997; Piola et al., 2005; Simionato et al., 2001). Este incremento del caudal, que alcanza sus máximos entre noviembre y febrero, está asociado a las lluvias intensas en la cuenca del Paraná y del Paraguay, potenciadas por fenómenos convectivos y por la mayor actividad de los sistemas frontales en la región tropical y subtropical (Depetris y Pasquini, 2007; Jaureguizar et al., 2016). Como consecuencia, se produce un mayor transporte de sedimentos y nutrientes hacia el estuario, modificando la turbidez, la salinidad y la dinámica del frente salino (Mianzan et al., 2001; Guerrero et al., 1997). En contraste, durante la temporada fría (otoño–invierno), la reducción de las precipitaciones en la cuenca determina caudales más bajos, que alcanzan sus mínimos entre agosto y septiembre (Depetris y Pasquini, 2007). Estas condiciones se traducen en una mayor salinidad y en temperaturas de fondo más frías en el estuario (Huret et al., 2005; Acha et al., 2012), en un predominio de condiciones atmosféricas más estables, y en una redistribución de las masas de agua que impacta en la disponibilidad de hábitats para organismos estuarinos y costeros (Acha et al., 2008; Simionato et al., 2004).

Así, la Bahía Samborombón se confirma como un ambiente transicional, fuertemente modelado por los forzantes hidrológicos y atmosféricos que definen la dinámica del Río de la Plata y, en consecuencia, las condiciones bajo las cuales se desarrollan los juveniles de corvina rubia.

Los resultados evidenciaron que la densidad y distribución de los juveniles sigue patrones bien definidos y no aleatorios, estrechamente vinculados a gradientes ambientales. Las mayores densidades se registraron durante la temporada cálida y en sectores costeros de baja profundidad y salinidad, lo que confirma la afinidad de los juveniles de esta especie por hábitats someros y estuarinos. Estos patrones, observados en el análisis descriptivo, fueron corroborados por el modelo estadístico, que identificó a la salinidad de fondo y a la profundidad como los factores determinantes en la densidad. La convergencia entre ambas aproximaciones otorga solidez a los resultados y refuerza la interpretación de que la bahía funciona como un área de cría clave para la especie.

Complementariamente, la afinidad por aguas poco profundas confirma el rol de las zonas costeras y estuarinas como hábitats esenciales para el crecimiento temprano, ya que ofrecen refugio frente a predadores y mayor disponibilidad de alimento (Beck et al., 2001; Able, 2005). En particular, la Bahía Samborombón actúa como una zona de cría preferencial para la corvina rubia, en concordancia con lo señalado previamente para esta especie y otros peces demersales en el Río de la Plata (Acha et al., 1999; Carozza et al., 2004; Jaureguizar et al., 2003).

La relación negativa entre abundancia y salinidad refuerza la hipótesis de que los aportes fluviales constituyen un determinante clave de la distribución. Áreas de baja salinidad, asociadas a la pluma del Río de la Plata y a descargas locales, tienden a concentrar nutrientes y generar microhábitats de elevada productividad (Guerrero et al., 1997; Acha et al., 2008). La asociación de los juveniles a estas condiciones sugiere una estrategia adaptativa para maximizar el crecimiento temprano y mejorar la supervivencia, tal como fue planteado para otras especies estuarinas (Jaureguizar et al., 2016)

En este sentido, la variabilidad interanual observada en la abundancia de juveniles en la bahía puede vincularse con procesos de mayor escala. Acha et al. (2012) demostraron que el reclutamiento de corvina rubia presenta una marcada variabilidad entre cohortes, fuertemente modulada por el caudal del Río de la Plata. En años de mayor descarga, la expansión de la pluma estuarina y la consecuente disminución de la salinidad generan condiciones favorables para la supervivencia temprana, mientras que en años de menor caudal las condiciones resultan más

restrictivas. Estos procesos regionales probablemente se expresan a nivel local en la Bahía Samborombón, modulando la magnitud de cada cohorte reclutada.

El patrón espacial detectado, con una mayor abundancia en la zona sur durante la temporada cálida, probablemente esté relacionado con la dinámica hidrográfica de la bahía. Durante esos meses, la intensificación de los vientos del noreste y el mayor caudal desplazan el frente salino hacia el sur (Simionato et al., 2004) posiblemente brindando mejores condiciones para los juveniles. Esta región, además, puede funcionar como un refugio frente a la turbulencia de la zona norte, favoreciendo la acumulación de alimento y la permanencia de los juveniles. A su vez, no puede descartarse que la distribución de los juveniles también esté influida por interacciones tróficas, ya sea competencia con otras especies estuarinas o predación que podrían acentuar las diferencias espaciales.

No obstante, es necesario considerar también la presión directa que ejerce la pesca artesanal sobre los juveniles de corvina rubia durante la zafra, que se desarrolla entre junio y septiembre en todo el Río de la Plata y especialmente en la Bahía Samborombón (Carozza et al., 2004). Durante este período la especie se concentra en densos cardúmenes, lo que incrementa drásticamente su vulnerabilidad a la captura (Carozza, 2012; Lagos y Ruarte, 2024). Los desembarques, que se realizan en múltiples puertos y muelles de la región, han mostrado recientemente un predominio de juveniles: en la zafra 2023, más de la mitad de los individuos desembarcados presentaron tallas inferiores a la de primera madurez ($L_{50} = 32$ cm), con una moda en los 30 cm de longitud total (Lagos y Ruarte, 2024). La extracción intensiva de ejemplares inmaduros no solo compromete la sostenibilidad del reclutamiento, sino que también podría contribuir a explicar, al menos en parte, las menores densidades registradas en la temporada fría. Durante la temporada fría, los juveniles tienden a concentrarse en cardúmenes lo que incrementa su vulnerabilidad a la captura (Carozza, 2012; Acha et al., 2008; Lagos y Ruarte, 2024). Este proceso, sumado a las condiciones ambientales más restrictivas, probablemente module la distribución y densidad de juveniles en la bahía y afecte la contribución de la cohorte al reclutamiento posterior.

En conjunto, los resultados confirman el rol de la Bahía Samborombón como una zona de cría estratégica para la corvina rubia, donde la interacción entre factores físicos (profundidad, salinidad) y procesos hidrográficos (frente salino, estacionalidad del caudal) determina los

patrones de distribución y densidad. Este hallazgo no solo refuerza la importancia ecológica de la bahía, sino que también tiene profundas implicancias para la gestión pesquera y la conservación. La Bahía no solo sostiene etapas tempranas del ciclo de vida, sino que además actuaría como puente hacia hábitats costeros y marinos donde los juveniles completan su crecimiento, lo que subraya su valor dentro del ciclo ontogenético completo de la especie.

La corvina rubia constituye uno de los recursos más relevantes del Atlántico sudoccidental, no solo por su aporte a las pesquerías industriales costeras, sino fundamentalmente por su papel central en las pesquerías artesanales. Estas pesquerías de pequeña escala representan una fuente esencial de empleo, sustento para comunidades locales, muchas de ellas en contextos de vulnerabilidad socioeconómica. Garantizar la conservación de las áreas de cría de la especie equivale, por lo tanto, a asegurar la estabilidad de los medios de vida de estas poblaciones, reforzando la necesidad de adoptar un enfoque de manejo ecosistémico que contemple tanto dimensiones biológicas como sociales.

La estrecha vinculación entre los pulsos ambientales del estuario y el reclutamiento de juveniles resalta la sensibilidad del sistema frente a cambios hidrológicos, variabilidad climática y presiones antrópicas. Las alteraciones asociadas al cambio climático, junto con la creciente presión antrópica derivada de la contaminación, los vertidos urbanos e industriales y la eutrofización, podrían impactar de manera directa en la productividad pesquera de la corvina rubia (Schenone et al., 2007; Alves et al., 2024). Estos procesos amenazan la sostenibilidad tanto de la pesquería artesanal, que constituye un sustento esencial para comunidades locales, como de la actividad comercial de mayor escala, reforzando la necesidad de implementar estrategias de manejo adaptativas y de conservación de los hábitats críticos. Este vínculo entre procesos físicos y procesos sociales convierte a la Bahía Samborombón en un espacio crítico donde se entrelazan la conservación de la biodiversidad, la resiliencia de los ecosistemas y el bienestar de las comunidades humanas.

Así, la identificación de las variables ambientales que regulan la distribución y densidad de juveniles aporta herramientas valiosas para anticipar escenarios de variabilidad y cambio, y para diseñar medidas de manejo adaptativas. La protección de este área de cría, en articulación con políticas de ordenamiento pesquero y territorial, resulta esencial no solo para garantizar el reclutamiento de la corvina rubia y la sostenibilidad del stock explotado, sino también para

sostener la tradición, la cultura y la economía de las poblaciones costeras que dependen históricamente de este recurso.

2.5 Reflexión final

El estudio de la densidad y distribución de juveniles de corvina rubia en la Bahía Samborombón nos recuerda que este estuario es mucho más que un paisaje físico: es un espacio de cría, donde los neófitos de la bahía encuentran refugio, alimento y las condiciones necesarias para iniciar su camino hacia la vida adulta. Cada ejemplar observado es un pequeño futuro que se gesta en aguas someras y de baja salinidad, y que representa tanto la promesa de continuidad de la especie como el sustento de comunidades humanas que dependen históricamente de este recurso. Reconocer la bahía como un “área de cría” implica también asumir su vulnerabilidad frente al cambio climático y la presión antrópica, que amenazan con alterar los delicados equilibrios que sostienen estos procesos. En este sentido, la ciencia no solo aporta evidencia, sino también un llamado a la responsabilidad: conservar a los juveniles de corvina rubia de la bahía equivale a proteger a futuro la resiliencia ecológica y social de toda una región.

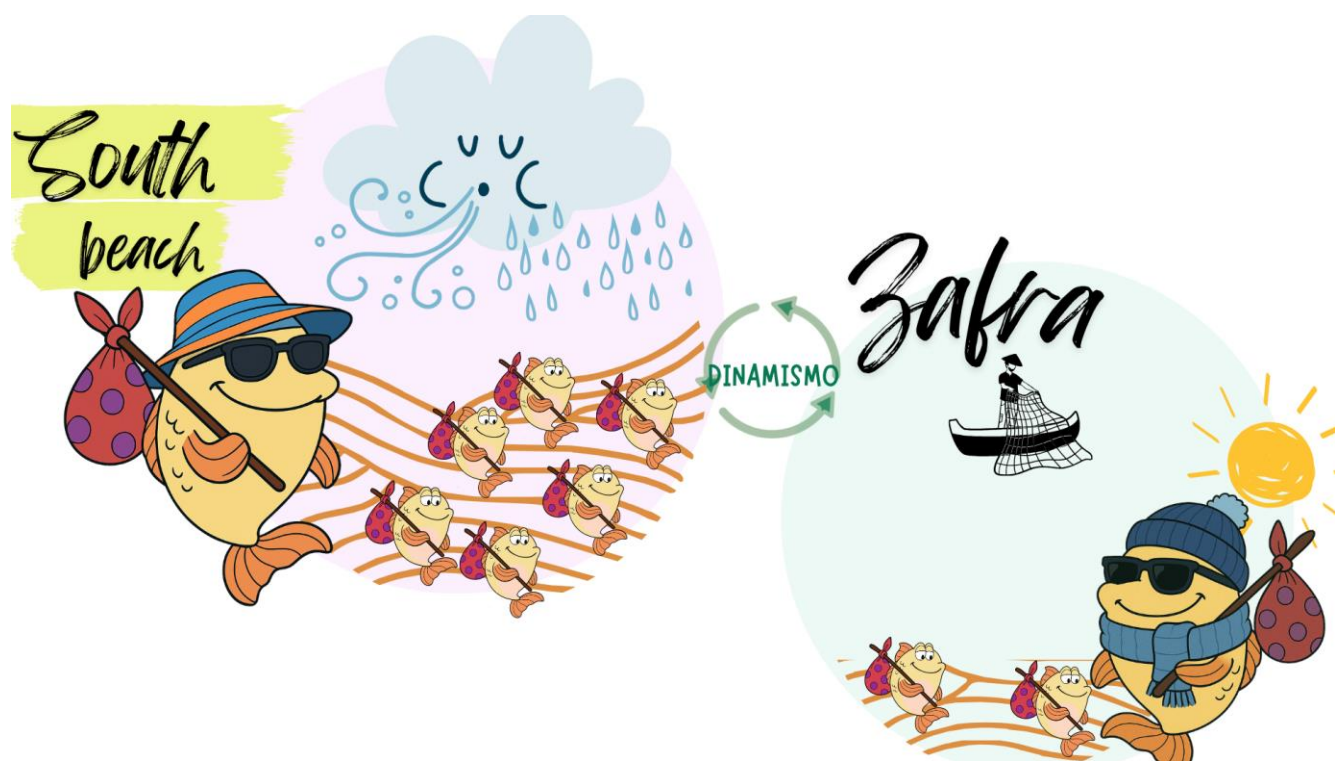


Figura 2.16. Resumen gráfico de los principales hallazgos proporcionados en el **CAPÍTULO II**.

2.6 Referencias

1. **Able, K. W. (2005).** A re-examination of fish estuarine dependence: evidence for connectivity between estuarine and ocean habitats. *Estuarine, coastal and shelf science*, 64(1), 5-17.

<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.02.002>

2. **Acha, E. M., Mianzan, H., Lasta, C. A., Guerrero, R. A. (1999).** Estuarine spawning of the whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* (Pisces: Sciaenidae), in the Río de la Plata, Argentina. *Marine and Freshwater Research*, 50(1), 57-65.
3. **Acha, E. M., Mianzan, H., Guerrero, R., Carreto, J., Giberto, D., Montoya, N., & Carignan, M. (2008).** An overview of physical and ecological processes in the Rio de la Plata Estuary. *Continental shelf research*, 28(13), 1579-1588.

<https://doi.org/10.1016/j.csr.2007.01.031>

4. **Acha, E. M., Simionato, C. G., Carozza, C., Mianzan, H. (2012).** Climate-induced year-class fluctuations of whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* (Pisces, Sciaenidae) in the Río de la Plata estuary, Argentina–Uruguay. *Fisheries Oceanography*, 21(1), 58-77.

<https://doi.org/10.1111/j.1365-2419.2011.00609.x>

5. **Alves, N. M., Braverman, M. S., Salvador, J. M., & López, S. (2023).** Evaluación de juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en la Bahía Samborombón. Marzo/abril 2023 (Informe de campaña INIDEP N.º 021/23, 18 pp.). Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), Mar del Plata, Argentina.
6. **Alves, N. M., Rodriguez, J., Di Mauro, R., Rodríguez, J. S., Maldonado, D., Braverman, M. S., ... ,Diaz, M. V. (2024).** Like noodles in a soup: Anthropogenic microfibers are being ingested by juvenile fish in nursery grounds of the Southwestern Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 202, 116368.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116368>

7. **Bakun, A. (2010).** Linking climate to population variability in marine ecosystems characterized by non-simple dynamics: conceptual templates and schematic constructs. *Journal of Marine Systems*, 79(3-4), 361-373.

<https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2008.12.008>

8. **Bartozzetti, J. D., Izzo, A., Salvini, L. A., Pisano, S. (2015).** Cálculo, diseño, construcción, aparejamiento y pruebas en el mar de dos redes de arrastre de fondo de 12 y 17,4 m de relinga superior (Informe de Asesoramiento y Transferencia N.º 7, 7 pp.). Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), Mar del Plata, Argentina.

<https://marabierto.inidep.edu.ar/handle/inidep/4235>

9. **Baudron, A. R., Brunel, T., Blanchet, M. A., Hidalgo, M., Chust, G., Brown, E. J., ..., Fernandes, P. G. (2020).** Changing fish distributions challenge the effective management of European fisheries. *Ecography*, 43(4), 494-505.

<https://doi.org/10.1111/ecog.04864>

10. **Beck, M. W., Heck, K. L., Able, K. W., Childers, D. L., Eggleston, D. B., Gillanders, B. M., ... & Weinstein, M. P. (2001).** The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates: a better understanding of the habitats that serve as nurseries for marine species and the factors that create site-specific variability in nursery quality will improve conservation and management of these areas. *Bioscience*, 51(8), 633-641.

[https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0633:TICAMO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0633:TICAMO]2.0.CO;2)

11. **Braverman, M., Riestra, C., García, S., Vecchia, M. (2016a).** Evaluación de juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en la Bahía Samborombón. Febrero/Marzo 2016 (Wi-05/16) (Informe de Campaña INIDEP N.º 26, 22 pp.). Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), Mar del Plata, Argentina.

<https://marabierto.inidep.edu.ar/handle/inidep/4447>

12. **Braverman, M., Riestra, C., Salvador, J. M., Veccia, M., Lértora, P., Lofeudo, L. (2016b).** Evaluación de juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en la Bahía Samborombón. Junio 2016 (Be-07/16) (Informe de Campaña INIDEP N.º 25, 22 pp.). Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), Mar del Plata, Argentina.
13. **Braverman, M., Riestra, C. (2017a).** Evaluación de juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en la Bahía Samborombón. Enero 2017 (Wi-01/17) (Informe de Campaña INIDEP N.º 12, 35 pp.). Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), Mar del Plata, Argentina.

<https://marabierto.inidep.edu.ar/handle/inidep/3393>

14. **Braverman, M., Riestra, C. (2017b).** Evaluación de juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en la Bahía Samborombón. Junio 2016 (Be-09/16) (Informe de Campaña INIDEP N.º 7, 52 pp.). Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), Mar del Plata, Argentina.
15. **Braverman, M., Riestra, C. (2017c).** Evaluación de juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en la Bahía Samborombón. Agosto 2017 (Wi-07/17) (Informe de Campaña INIDEP N.º 26, 52 pp.). Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), Mar del Plata, Argentina.
16. **Braverman, M. S., Brown, D., Acha, E. M. (2020).** Metamorphosis of whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* (Pisces, Sciaenidae). Marine and Fishery Sciences (MAFIS), 33(2), 163-182.

<https://doi.org/10.47193/mafis.3322020301107>

17. **Buono, P., Ruocco, N. (2014).** Manual del Programa DATAMAR. INIDEP.
18. **Canziani, P. O., Fernandez Cirelli, A., Codignotto, J. O., Gimenez, J. C., Miguel, A. G., Volpedo, A. (2013).** Análisis de vulnerabilidad al Cambio Climático del Sitio Ramsar Bahía Samborombón y su zona de influencia.

[RI:http://hdl.handle.net/11336/158099](http://hdl.handle.net/11336/158099)

19. **Carozza, C., Ruarte, C. (2003).** Análisis de la distribución y captura desembarcada de juveniles de corvina rubia en el área del Río de la Plata y Bahía Samborombón (Informe Técnico Interno N.º 117/03, 10 pp.). Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP).
20. **Carozza, C., Lasta, C., Ruarte, C., Cotrina, C., Mianzan, H. , Acha, M.. (2004).** Corvina rubia (*Micropogonias furnieri*). El Mar Argentino y sus recursos pesqueros, 4, 255-270.
21. **Carozza, C. R. (2012).** Estructura y dinámica poblacional de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) del extremo sur de su distribución, Provincia de Buenos Aires, Argentina (Doctoral dissertation, Tesis de Doctorado. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad Nacional de Mar del Plata).

<http://hdl.handle.net/1834/6825>

22. **Cowan Jr, J. H., Grimes, C. B., Shaw, R. F. (2008).** Life history, history, hysteresis, and habitat changes in Louisiana's coastal ecosystem. Bulletin of Marine Science, 83(1), 197-215.
23. **Cushing, D. H. (1990).** Plankton production and year-class strength in fish populations: an update of the match/mismatch hypothesis. In Advances in marine biology (Vol. 26, pp. 249-293). Academic Press.

[https://doi.org/10.1016/S0065-2881\(08\)60202-3](https://doi.org/10.1016/S0065-2881(08)60202-3)

24. **Depetris, P.J., Pasquini, A.I. (2007).** The geochemistry of the Parana River: An overview. In Iriondo MH et al. (Eds.) The Middle Parana River: Limnology of a Subtropical Wetland. Springer. Heidelberg, Germany. pp. 143-174.
25. **Di Mauro, R., Braverman, M. (2019).** Características del zooplancton de la Bahía Samborombón derivadas del análisis de imágenes digitales (Informe de Investigación INIDEP N.º 015, 21 pp.). Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), Mar del Plata, Argentina.

<https://marabierto.inidep.edu.ar/handle/inidep/3056>

26. **Guerrero, R. A., Piola, A. R. (1997).** Masas de agua en la plataforma continental.

<http://hdl.handle.net/1834/1703>

27. **Guisan, A., Thuiller, W., Zimmermann, N. E. (2017).** Habitat suitability and distribution models: with applications in R. Cambridge University Press.
28. **Houde, E. D. (2008).** Emerging from Hjort's shadow. Journal of Northwest Atlantic Fishery Science, 41.

<https://doi.org/10.2960/J.v41.m634>

29. **Huret, M., Dadou, I., Dumas, F., Lazure, P., Garçon, V. (2005).** Coupling physical and biogeochemical processes in the Rio de la Plata plume. Continental Shelf Research, 25(5-6), 629-653.

<https://doi.org/10.1016/j.csr.2004.10.003>

30. **Iles, T. D., Sinclair, M. (1982).** Atlantic herring: stock discreteness and abundance. Science, 215(4533), 627-633.

<https://doi.org/10.1126/science.215.4533.627>

31. **IPCC. (2014).** Cambio climático 2014: impactos, adaptación y vulnerabilidad. Resúmenes, preguntas frecuentes y recuadros multicapítulos. En: Field CB, Barros VR, Dokken DJ, Mach KJ, Mastrandrea MD, Bilir TE, et al., editores. Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático, Grupo de trabajo II. Organización Meteorológica Mundial, Ginebra (Suiza). 200 pp.
32. **Jaureguizar, A. J., Bava, J., Carozza, C. R., Lasta, C. A. (2003).** Distribution of whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* in relation to environmental factors at the Río de la Plata estuary, South America. Marine Ecology Progress Series, 255, 271-282.

<https://doi.org/10.3354/meps255271>

33. **Jaureguizar, A. J., Solari, A., Cortés, F., Milessi, A. C., Militelli, M. I., Camiolo, M. D., ..., García, M. (2016).** Fish diversity in the Río de la Plata and adjacent waters: an overview of environmental influences on its spatial and temporal structure. Journal of fish biology, 89(1), 569-600.

<https://doi.org/10.1111/jfb.12975>

34. **Lagos, N., Rodríguez, J., García, S. (2022).** Evaluación del estado poblacional de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en el Río de la Plata, Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya y aguas jurisdiccionales adyacentes al norte de 39°S mediante un modelo estructurado por edad. Período 1950-2021. Documento de Trabajo, Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), Mar del Plata, Argentina.
35. **Lagos, A. N., Ruarte, C. (2024).** Análisis de la zafra 2023 de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en los puertos de la provincia de Buenos Aires y recomendaciones de manejo para la pesquería. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP).
36. **Lasta, C. A. (1995).** La Bahía de Samborombon: zona de desove y cría de peces (Doctoral dissertation, Universidad Nacional de La Plata).
37. **Mianzan, H. W., Lasta, C. A., Acha, E. M., Guerrero, R. A., Macchi, G., Bremec, C. (2001).** The Río de la Plata Estuary, Argentina-Uruguay. In U. Seeliger & B. Kjerfve (Eds.), Coastal Marine Ecosystems of Latin America (pp. 185-204). Springer.

https://doi.org/10.1007/978-3-662-04482-7_14

38. **Nakagawa, S., Schielzeth, H. (2013).** A general and simple method for obtaining R^2 from generalized linear mixed-effects models. *Methods in ecology and evolution*, 4(2), 133-142.

<https://doi.org/10.1111/j.2041-210x.2012.00261.x>

39. **Peck, M. A., Huebert, K. B., Llopiz, J. K. (2012).** Intrinsic and extrinsic factors driving match–mismatch dynamics during the early life history of marine fishes. In *Advances in ecological research* (Vol. 47, pp. 177-302). Academic Press.

<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-398315-2.00003-X>

40. **Piola, A. R., Matano, R. P., Palma, E. D., Möller Jr, O. O., Campos, E. J. (2005).** The influence of the Plata River discharge on the western South Atlantic shelf. *Geophysical Research Letters*, 32(1).

<https://doi.org/10.1029/2004GL021638>

41. **Riestra, C., Braverman, M. (2017).** Evaluación de juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en la Bahía Samborombón. Marzo 2017. (Wi-02/17). Informe de Campaña INIDEP N° 13. 33 pp.

<https://marabierto.inidep.edu.ar/handle/inidep/3376>

42. **Riestra, C., Rico, M. R., Lagos, A. N., Alves, N. M., Ruarte, C. (2023).** Índice de abundancia relativa de juveniles de corvina rubia en la Bahía Samborombón. Período 2016–2023 (Informe de Investigación INIDEP). Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Mar del Plata, Argentina.

<https://marabierto.inidep.edu.ar/handle/inidep/2366>

43. **Rodríguez, J. S., Lagos, A. N., Braverman, M., Ruarte, C., García, S., Riestra, C., Carozza, C. (2021).** Incorporación de un índice de reclutamiento en el modelo de evaluación poblacional de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) a partir de datos empíricos. SIBECORP 11-15 de octubre 2021 Santa Marta, Colombia.

44. **Rothschild, B. J., Shannon, L. J. (2004).** Regime shifts and fishery management. Progress in Oceanography, 60(2-4), 397-402.

<https://doi.org/10.1016/j.pocean.2004.02.010>

45. **Salvador, J. M., García, S. (2020).** Distribución de frecuencia de longitudes de los desembarques de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) provenientes de los puertos de Río Salado, General Lavalle y Mar del Plata. Año 2018 (Informe técnico). Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), Mar del Plata, Argentina.

<https://marabierto.inidep.edu.ar/handle/inidep/2625>

46. **Salvini, L.A., Bartozzetti, J.D., Pisano, S. (2018).** Calibración de una red de arrastre de fondo de 12,60 m de relinga superior a ser utilizada en las evaluaciones pesqueras llevadas a cabo con las embarcaciones Willie y Bernie y ensayos de pesca comparativa. INIDEP Informe de Campaña no 5. 17 pp.

<https://marabierto.inidep.edu.ar/handle/inidep/3275>

47. **Sánchez, F., Marí, C., Lasta, C., Giangioffe, A. (1991).** Alimentación de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en la Bahía Samborombón. Frente Marítimo, 8(A), 43–50.
48. **Schenone, N., Volpedo, A. V., Cirelli, A. F. (2007).** Trace metal contents in water and sediments in Samborombón Bay wetland, Argentina. Wetlands Ecology and Management, 15(4), 303-310.

<https://doi.org/10.1007/s11273-006-9030-6>

49. **Shepherd, J. G. (1982).** A versatile new stock-recruitment relationship for fisheries, and the construction of sustainable yield curves. ICES Journal of Marine Science, 40(1), 67-75.

<https://doi.org/10.1093/icesjms/40.1.67>

50. **Shepherd, J. G. (1987).** A weakly parametric method for estimating growth parameters from length composition data. Length-based methods in fisheries research, 13, 113-119.
51. **Simionato, C. G., Nuñez, M. N., Engel, M. (2001).** The salinity front of the Río de la Plata-A numerical case study for winter and summer conditions. Geophysical Research Letters, 28(13), 2641-2644.

<https://doi.org/10.1029/2000GL012478>

52. **Simionato, C. G., Dragani, W., Meccia, V., Nuñez, M. (2004).** A numerical study of the barotropic circulation of the Río de la Plata estuary: sensitivity to bathymetry, the Earth's rotation and low frequency wind variability. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 61(2), 261-273.

<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2004.05.005>

53. **Simionato, C. G., Berasategui, A., Meccia, V. L., Acha, M., Mianzan, H. (2008).** Short time-scale wind forced variability in the Río de la Plata Estuary and its role on ichthyoplankton retention. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 76(2), 211-226.

<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.07.031>

2.7 Trabajos asociados al capítulo

Riestra, C., Rico, M. R., Lagos, A. N., [Alves, N. M.](#), Ruiz, N. (2025). Índice de abundancia relativa de juveniles de corvina rubia en la Bahía Samborombón. Período 2016–2023 (Informe de investigación). Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), Mar del Plata, Argentina.

Salvador, J. M., Pisano, S., Casagrande, P., Di Leva, A., [Alves, N. M.](#) (2024). Campaña exploratoria sobre la distribución y abundancia de juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en ríos y canales de la Bahía Samborombón. Abril 2024 (Informe de investigación). Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), Mar del Plata, Argentina.

Riestra, C., Rico, M. R., Lagos, A. N., [Alves, N. M.](#), Ruarte, C. (2023). Índice de abundancia relativa de juveniles de corvina rubia en la Bahía Samborombón. Período 2016–2023 (Informe de investigación). Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), Mar del Plata, Argentina.

[Alves, N. M.](#) (2023). Evaluación invernal de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en el área del Río de la Plata y Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya (Informe de campaña). Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), Mar del Plata, Argentina.

Rico, M. R., Brun, A., [Alves, N. M.](#), Riestra, C., García, S., Monti, A., Lagos, A. N., Salvador, J. M., Casagrande, P., Despos, J., Ruarte, C. (2023). Resultados de la jornada de muestreo de peces óseos demersales costeros obtenidos en la campaña MA-01/23 en el litoral norte del ECB (Informe de actividad). Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), Mar del Plata, Argentina.

[Alves, N. M.](#), Braverman, M. S., Salvador, J. M., López, S. (2023). Evaluación de juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en la Bahía Samborombón. Marzo/abril 2023 (Informe de campaña). Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), Mar del Plata, Argentina.

Braverman, M., Mendiolar, M., [Alves, N. M.](#), Acha, M. (2020). Índice de abundancia relativa de juveniles de corvina rubia en la Bahía Samborombón. Período 2016–2019 (Informe de investigación). Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), Mar del Plata, Argentina.

CAPÍTULO II

Anexo

"Donde la ciencia afina su mirada"

A2.1. La salinidad como proxy del caudal

Los datos de caudal del Río de la Plata utilizados en esta tesis corresponden a valores diarios integrados de la descarga conjunta de los ríos Paraná y Uruguay en la desembocadura. Si bien ofrecen una referencia general del aporte fluvial, provienen de un punto distante a la Bahía Samborombón, por lo que su traslación directa al área de estudio puede inducir a inferencias erróneas. Por ello, se exploró el uso de la *salinidad de fondo* in situ (medida con CTD) como *proxy* del forzante fluvial en la bahía.

Un desafío central es el *desfase temporal** entre la señal de descarga y su manifestación en la bahía: al registrarse río arriba y a gran distancia, la propagación puede tardar días a semanas según la magnitud de la crecida y las condiciones de mezcla. Además, la escasa profundidad del área la hace muy sensible a los forzantes atmosféricos, en particular viento (intensidad y dirección), que pueden reconfigurar en horas la estructura hidrodinámica y la distribución de masas de agua, enmascarando o modificando el lag esperado. Vientos persistentes del NE o del SW pueden reforzar o contrarrestar la señal del caudal y modular los gradientes salinos instantáneos (Guerrero et al., 1997; Simionato et al., 2005).

A esta dinámica se superpone un marcado *pulso estacional*: en la estación cálida, las mayores precipitaciones en la cuenca aumentan el caudal y atenúan la salinidad regional; en la estación fría, la menor lluvia reduce el aporte fluvial y la salinidad se eleva de forma relativa (Mianzan et al., 2001; Nagy et al., 2002).

En este contexto, y dadas las limitaciones de la información disponible, se realizaron ejercicios exploratorios orientados a caracterizar la relación entre caudal y salinidad de fondo, incluyendo alternativas con desfases temporales y el uso de salinidad in situ como indicador del forzante fluvial.

Primer ejercicio: correlación de las variables de interés

Para llevar a cabo este primer ejercicio, se utilizaron registros de caudal diario y salinidad de fondo. Cada observación de salinidad se emparejó por fecha con el caudal correspondiente (mismo día),

se inspeccionaron valores faltantes y se eliminaron pares con datos incompletos. Las series fueron exploradas visualmente para detectar valores atípicos evidentes.

El *objetivo fue evaluar la relación entre caudal diario y salinidad de fondo*. Para ello se utilizó una *correlación de rangos de Spearman* (ρ), prueba a dos colas. Se reportan el coeficiente ρ como medida de tamaño de efecto y el valor p asociado ($\alpha = 0,05$).

1*Desfase temporal: desplazamiento de una serie para compararla con otra. Lag k (rezago) = valor de hace k días (x_{t-k}); Lead k (adelanto) = valor de dentro de k días (x_{t+k}).

La *correlación* de rangos de Spearman entre la salinidad de fondo y el caudal diario *no fue estadísticamente significativa* ($\rho = -0,19$; $p = 0,09$), por lo que no se detectó una asociación monótona entre ambas variables.

Segundo ejercicio: análisis de componentes principales

Para llevar a cabo este segundo ejercicio, se utilizaron *las* variables ambientales temperatura de fondo, salinidad de fondo, velocidad del viento, dirección del viento y caudal diario. Las variables se coercionaron a formato numérico para poder realizar los análisis de las componentes del viento, los desfases del caudal, las correlaciones y el análisis de componentes principales (ACP). Los análisis eliminaron únicamente los casos con faltantes en las variables requeridas de cada paso.

Variable viento:

La dirección del viento se interpretó bajo convención meteorológica (ángulo desde donde sopla; 0° = Norte, sentido horario). A partir de la velocidad del viento W y la dirección θ (en radianes) se calcularon las componentes cartesianas:

$$u = -W \sin(\theta), \quad v = -W \cos(\theta)$$

donde u es la componente zonal (este–oeste) y v la meridional (norte–sur). Estas componentes se emplearon en el análisis de componentes principales en lugar del ángulo en grados para evitar problemas de circularidad.

Desfases del caudal:

Para evaluar posibles efectos temporales del caudal sobre la columna de agua, se construyeron series de caudal adelantado (*lead*) de $k \in \{0, 3, 7, 10, 15, 30\}$ días, la elección de los días fué arbitrario. El procedimiento fue: ordenar por temporada y fecha, y calcular $Q^{(k)}(t) = Q(t+k)$, de modo que a cada observación en t se asigne el caudal del día $t+k$.

Cada campaña:

Para cada combinación temporada $\times$ lead k , se filtraron los datos y se calcularon promedios por campaña de las variables disponibles (temperatura, salinidad, u , v y caudal_lead k). Esta matriz (campañas $\times$ variables) fue la entrada del análisis multivariado.

El ACP se aplicó sobre las variables estandarizadas (centradas en la media y escaladas a una desviación estándar) para que todas aporten en la misma unidad. El procedimiento se repitió para leads con $k=0, 3, 7, 10, 15, 30$.

Al comparar los biplots del ACP para distintos desfases del caudal (0, 7, 10, 15 y 30 días), se observó que en los desfases cortos (≤ 10 días) las componentes caudal y salinidad de fondo son opuestas sobre el primer componente principal, lo que indicaría una asociación inversa (mayor caudal, menor salinidad). En cambio, con desfases largos (≥ 15 días) esa oposición se debilita, y el patrón deja de ser estable entre configuraciones. A modo ilustrativo, se presenta el biplot correspondiente al desfase de 3 días. Seleccioné este lead ya que además de representar el comportamiento de los desfases cortos, coincide con el horizonte de integración máxima utilizado por Acha et al. (2012) en sus experimentos numéricos de deriva de partículas (huevos/larvas) liberadas en el frente de salinidad; allí las trayectorias se evaluaron a tres días.

El análisis de componentes principales evidenció que los dos primeros componentes explicaron el 87,5% de la variabilidad total de las variables ambientales consideradas (CP1 = 56,9%; CP2 = 30,6%) (Tabla 2.A1). En el primer componente, la salinidad de fondo y el caudal presentaron signo

opuesto y magnitud elevada (0,52 y -0,58, respectivamente), lo que refleja un gradiente claro e inverso entre ambas variables. Esta relación, además, se acompaña de la contribución negativa del componente zonal del viento ($u = -0,52$), lo que indicaría que las variaciones también están moduladas por la circulación superficial. De este modo, CP1 captura la señal dominante del sistema: cuando el caudal aumenta, la salinidad disminuye en la Bahía Samborombón. El CP2 estuvo dominado por la temperatura de fondo ($T_f = 0,76$) y por la componente meridional del viento ($v = 0,54$), lo que señalaría que los gradientes térmicos responden en gran medida a la dinámica estacional y a los forzantes atmosféricos (Tabla 2.A1, Figura 2.A1).

Tabla 2.A1. Resultados del análisis de componentes principales (ACP) aplicado a las variables ambientales de la Bahía Samborombón. Se presenta la proporción de varianza explicada y acumulada por cada componente principal (CP), así como los coeficientes de correlación (loadings) de las variables ambientales (temperatura de fondo (°C), salinidad de fondo, caudal (m/s^2) y componentes zonal y meridional del viento) con los primeros cuatro CP.

<i>Varianza</i>	<i>CP 1</i>	<i>CP 2</i>	<i>CP 3</i>	<i>CP 4</i>
Explicada	0,57	0,31	0,12	0,00
Acumulada	0,57	0,88	1,00	1,00
Variable	CP 1	CP 2	CP 3	CP 4
Tf	-0,18	0,76	0,20	-0,09
Sf	0,52	-0,31	-0,35	0,12
Caudal	-0,58	-0,08	-0,26	0,76
Comp. zonal viento (u)	-0,52	-0,17	-0,54	-0,62
Comp. meridional viento (v)	0,30	0,54	-0,70	0,12

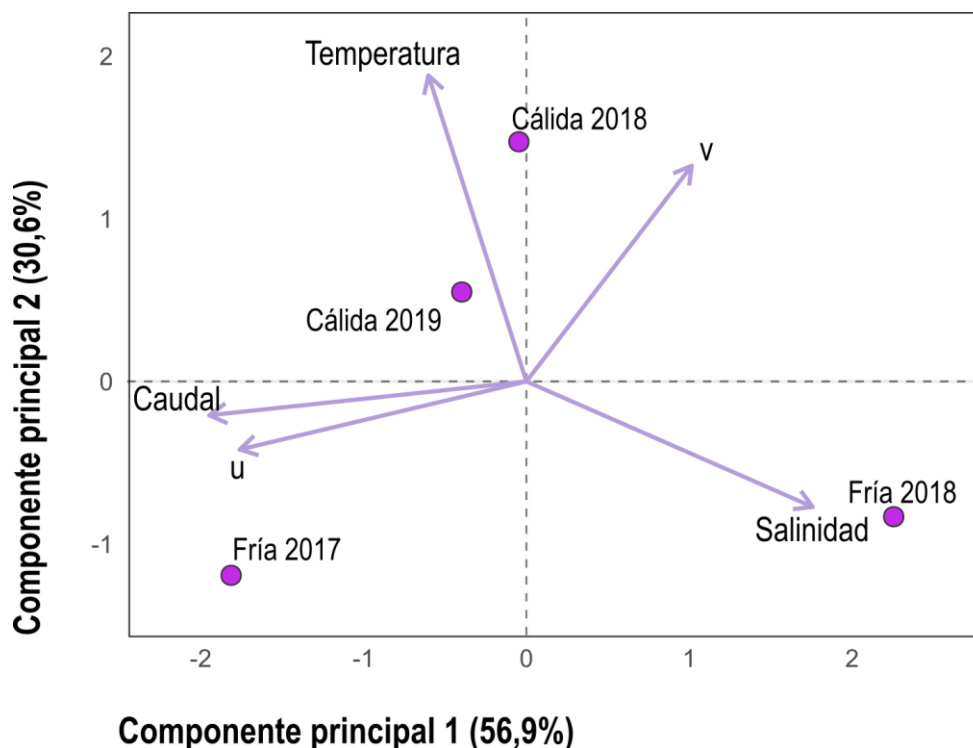


Figura 2.A1. Análisis de componentes principales (ACP) de las variables ambientales en la Bahía Samborombón. Se muestran las correlaciones (vectores) de temperatura de fondo, salinidad de fondo, caudal y componentes zonal (u) y meridional (v) del viento con los dos primeros componentes principales (CP1 y CP2), que explican en conjunto el 87,5% de la varianza. Los puntos indican la posición de cada campaña en el espacio definido por los componentes.

Si bien existe una incertidumbre sobre el tiempo de lead real del caudal hacia la bahía. Si tenemos en cuenta los resultados obtenidos a $k < 15$, se respalda la interpretación de la salinidad como variable proxy del caudal.

Debido a que los ejercicios realizados no arrojaron patrones consistentes, en gran medida por la naturaleza y las limitaciones de los datos disponibles (resolución temporal, distancia al área de estudio y la influencia de forzantes atmosféricos en cortos periodos de tiempo), el caudal se *excluyó como variable explicativa en el análisis de densidad de juveniles de corvina rubia de esta tesis.*

De cara al futuro, será prioritario disponer de una serie temporal de caudal de mejor calidad y representatividad, dado que el caudal es un forzante clave del reclutamiento, en particular para la corvina rubia, tal como se ha documentado previamente (Acha et al., 2012).

A2.2. Modelo lineal generalizado mixto (GLMM)

Encontrar un modelo que represente fielmente el proceso de muestreo y capture la variabilidad observada en los datos constituye un desafío clave en el análisis de la densidad de juveniles de corvina rubia. Más allá de describir patrones de abundancia, resulta fundamental disponer de una herramienta que permita integrar los gradientes ambientales, las diferencias espacio-temporales y la estructura jerárquica del diseño de muestreo. Bajo esta premisa, la elección de un GLMM con distribución Tweedie se vuelve un **paso decisivo**: no solo ofrece la flexibilidad necesaria para abordar datos continuos, positivos y asimétricos, sino que también incorpora la dependencia entre observaciones propias de un muestreo repetido en el espacio y en el tiempo.

Para ajustar el modelo de densidad se emplearon predictores continuos estandarizados (centrados y escalados). Este procedimiento permitió mejorar la interpretación de los coeficientes al expresarlos en una escala comparable, favoreció la convergencia del modelo Tweedie con estructura mixta y redujo posibles problemas de colinealidad entre variables ambientales medidas en distintas unidades. La estandarización resultó especialmente útil al incorporar simultáneamente factores espacio-temporales y gradientes ambientales en el análisis.

La verificación de supuestos mediante diagnósticos de residuos simulados no mostró problemas de sobredispersión, heterocedasticidad, exceso de ceros ni presencia de outliers, confirmando la adecuación del modelo (Tabla 2.A2, Figura 2.A2)

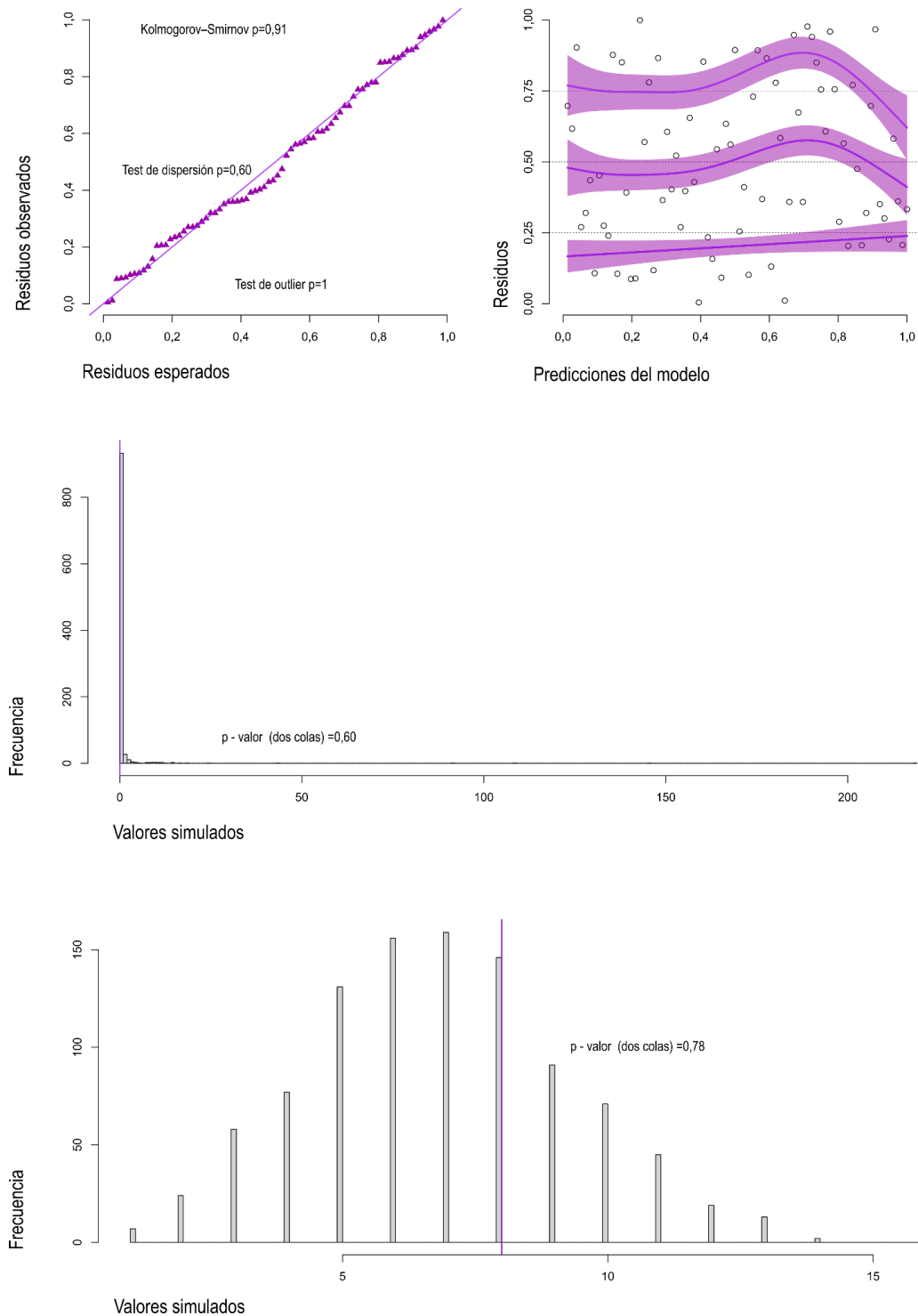


Figura 2.A2. Diagnóstico del ajuste del modelo mixto para la abundancia de juveniles de corvina rubia en la Bahía Samborombón.

Tabla 2.A2. Resultados de las pruebas de diagnóstico de residuos simulados (DHARMA) aplicadas al modelo Tweedie de densidad de juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en la Bahía Samborombón. Se incluyen los valores de los estadísticos y p-values para las pruebas de uniformidad, sobredispersión, inflación de ceros y outliers.

<i>Prueba (DHARMA)</i>	<i>Estadístico / Ratio</i>	<i>p-value</i>	<i>Resultado</i>
Uniformidad (KS test)	D = 0,07	0,81	n.s.
Sobredispersión	Disp = 0,02	0,66	n.s.
Inflación de ceros	Ratio = 1,18	0,74	n.s.
Outliers	–	1,00	n.s.

La colinealidad entre predictores se evaluó mediante los factores de inflación de la varianza (VIF). Los predictores continuos presentaron valores cercanos a 1 (profundidad = 1,04; salinidad = 1,08), lo que descarta colinealidad entre ellos. Los factores categóricos mostraron valores moderados (zona = 2,28; temporada = 3,59), dentro de rangos aceptables. La interacción temporada:zona alcanzó un VIF de 6,02, lo que indica cierta redundancia explicativa, aunque no alcanza niveles considerados críticos (VIF > 10).

La verificación de los efectos aleatorios indicó que los interceptos se distribuyeron de manera aproximadamente normal, sin evidencias de sesgo marcado. La estimación de varianzas mostró que el efecto aleatorio de campaña fue prácticamente nulo ($\text{Var} \approx 4 \times 10^{-9}$), mientras que estación fija de muestreo ($\text{Var} \approx 1,03$; DE = 1,01) y, especialmente, la interacción campaña: estación fija de muestreo ($\text{Var} \approx 2,36$; DE = 1,53) aportaron una fracción importante de la variabilidad total. Estos resultados confirman la relevancia de considerar la estructura jerárquica del muestreo en el modelo, dado que gran parte de la variabilidad se explica por diferencias entre estaciones fijas de muestreo dentro de las campañas, más que por las campañas en su conjunto.

Referencias

1. **Guerrero, R. A., Piola, A. R. (1997).** Masas de agua en la plataforma continental.
<http://hdl.handle.net/1834/1703>
2. **Simionato, C. G., Vera, C. S., Siegmund, F. (2005).** Surface wind variability on seasonal and interannual scales over Río de la Plata area. *Journal of Coastal Research*, 21(4), 770-783.
3. **Mianzan, H. W., Lasta, C. A., Acha, E. M., Guerrero, R. A., Macchi, G., Bremec, C. (2001).** The Río de la Plata Estuary, Argentina-Uruguay. In U. Seeliger & B. Kjerfve (Eds.), *Coastal Marine Ecosystems of Latin America* (pp. 185-204). Springer.
https://doi.org/10.1007/978-3-662-04482-7_14
4. **Nagy, G. J., Severov, D. N., Pshennikov, V. A., De los Santos, M., Lagomarsino, J. J., Sans, K., Morozov, E. G. (2008).** Río de la Plata estuarine system: Relationship between river flow and frontal variability. *Advances in Space Research*, 41(11), 1876-1881.
<https://doi.org/10.1016/j.asr.2007.11.027>
5. **Acha, E. M., Simionato, C. G., Carozza, C., Mianzan, H. (2012).** Climate-induced year-class fluctuations of whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* (Pisces, Sciaenidae) in the Río de la Plata estuary, Argentina–Uruguay. *Fisheries Oceanography*, 21(1), 58-77.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2419.2011.00609.x>

CAPÍTULO III

Condición nutricional

“Zafarrancho”

3.1 Introducción

Tras conocer dónde y cómo se distribuyen los juveniles de corvina rubia en la Bahía Samborombón, surge un nuevo interrogante: ¿en qué condición se encuentran en su área de cría? Sobrevivir a la temporada fría no es un simple trámite, sino un verdadero zafarrancho de reservas, estrategias y vulnerabilidades que pone a prueba la capacidad de estos juveniles para resistir. Explorar su condición nutricional a lo largo de las temporadas del año permitirá develar cuán resilientes son los juveniles de corvina, e intentar comprender su contribución al reclutamiento de la población adulta.

Triage

La **condición nutricional** de los peces constituye uno de los aspectos más relevantes para comprender su ecología, dinámica poblacional y relación con el ambiente. Lejos de ser un atributo secundario, la condición refleja el balance entre la energía utilizada en procesos vitales como el metabolismo, la actividad natatoria y la respuesta frente al estrés ambiental (Lloret y Planes, 2003; Lloret et al., 2013). Representa un **indicador sensible del estado fisiológico** de los individuos y de su capacidad de enfrentar los desafíos impuestos por el medio (Adams y Ham 2011; Bolger y Connolly, 1989).

En el plano ecológico, la condición se relaciona directamente con procesos clave del ciclo de vida. Una **buena condición** se traduce en **mayores tasas de crecimiento somático**, lo que reduce el tiempo en que las etapas tempranas permanecen altamente vulnerables a la depredación (Booth y Beretta, 2004; Sogard, 1997). A su vez, la acumulación de reservas energéticas es crítica para la supervivencia durante el invierno, cuando la temperatura y la disponibilidad de alimento disminuyen, y el metabolismo se ve limitado por condiciones adversas (Hurst, 2007; Hurst et al., 2010). De esta forma, los individuos que alcanzan mejores reservas energéticas durante la temporada favorable poseen una ventaja competitiva para atravesar este período crítico. En etapas posteriores, el estado nutricional también incide en el **éxito reproductivo futuro**, ya que determina tanto la maduración gonadal como la calidad de las células reproductivas y, en última instancia, la viabilidad de la descendencia (Marshall et al., 1999; McBride et al., 2015).

Desde una perspectiva pesquera, la evaluación de la condición adquiere un **valor estratégico**. En especies de importancia comercial, los indicadores de condición funcionan como **señales tempranas de la calidad de las cohortes juveniles**, permitiendo anticipar su potencial de reclutamiento a la población adulta (Lloret et al., 2012; Nash et al., 2006). En este sentido, la incorporación de indicadores de condición nutricional al monitoreo poblacional ofrece una herramienta poderosa para estimar la probabilidad de supervivencia y por consiguiente **predecir fluctuaciones en la abundancia futura**. Conocer la distribución y densidad de los individuos juveniles y su condición nutricional permite orientar decisiones de manejo que garanticen la sostenibilidad de la pesquería (Jakob et al., 1996; Stevenson y Woods, 2006).

Por lo tanto, el estudio de la condición nutricional trasciende lo meramente descriptivo: constituye un **punto entre la fisiología individual y la dinámica poblacional**, y entre la **ecología básica y la gestión pesquera**. Evaluar la condición de los juveniles en áreas de cría no solo permite comprender los mecanismos de supervivencia en etapas tempranas, sino también aportar información clave para la conservación de hábitats críticos y para la implementación de medidas de manejo adaptativas en contextos de creciente presión antropogénica y cambio climático (Heath, 1992; Lloret et al., 2013).

Perito

La **condición nutricional** de los peces ha sido abordada a través de un abanico de **metodologías** que operan en **distintas escalas biológicas** y que, en conjunto, permiten reconstruir un panorama integral del estado fisiológico de los individuos. Entre los métodos más tradicionales se encuentran los **índices morfométricos**, como el factor de condición de Fulton, la relación peso–longitud y el índice de Le Cren, que se fundamentan en el supuesto de que, para una misma longitud, los peces más pesados se hallan en mejor estado (Jakob et al., 1996; Le Cren, 1951; Nash et al., 2006; Ricker, 1975). Estas métricas han sido ampliamente aplicadas por su sencillez, bajo costo y utilidad para detectar diferencias espaciales o temporales en la condición de los peces, ya sea en relación con la calidad del hábitat o con variaciones estacionales (Bolger y Connolly, 1989; Ferron y Leggett, 1994; Lloret et al., 2013). A este grupo se suman también **índices indirectos** como el hepatosomático y el gonadosomático. Estos relacionan el peso del hígado y de las gónadas, respectivamente, con el peso corporal total, y han sido empleados exitosamente como

aproximaciones de la asignación de energía hacia funciones metabólicas y reproductivas en peces adultos (Lambert y Dutil, 1997). Sin embargo, tanto los índices morfométricos clásicos como estos índices somáticos presentan limitaciones importantes, ya que su capacidad para detectar cambios recientes es reducida y sus resultados pueden estar fuertemente influenciados por variables ontogenéticas, sexuales o reproductivas.

Entre las metodologías disponibles, las aproximaciones *bioquímicas* aportan una visión más directa del estado energético de los individuos, al centrarse en la composición molecular y metabólica de los tejidos. El análisis de la fracción lipídica ha cobrado especial relevancia, ya que los lípidos constituyen la principal reserva energética y su cuantificación ofrece información precisa sobre la capacidad de los peces para enfrentar períodos de escasez o estrés (Dalsgaard et al., 2003; Henderson y Tocher, 1987; Tønning et al., 2021). El estudio del perfil de ácidos grasos, además, no solo permite estimar la magnitud de las reservas, sino también inferir la calidad de la dieta y la procedencia de las fuentes de energía (Budge et al., 2006; Iverson et al., 2004). De manera complementaria, la determinación del contenido proteico total y la actividad de enzimas clave constituyen indicadores del estado anabólico y de la capacidad metabólica de los individuos (Houlihan et al., 1993; Wagner et al., 2013). Más recientemente, los análisis de isótopos estables ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$) se han incorporado como herramientas útiles para complementar la información sobre las fuentes, la calidad de la energía incorporada, y el rol de distintos hábitats en la provisión de recursos (Post, 2002). Dentro de este grupo, los índices basados en ácidos nucleicos, en particular la relación ARN/ADN, han mostrado ser herramientas de alta sensibilidad, y más adelante se retomarán con mayor detalle dada su relevancia en este estudio (Buckley, 1984; Bulow, 1970; Chícharo y Chícharo, 2008).

Cabe destacar que estas metodologías difieren en la escala temporal de respuesta. Mientras que los *índices morfométricos y somáticos* reflejan procesos acumulativos y, por lo tanto, ofrecen una visión integrada de la condición a lo largo de *semanas o meses* (Bolger y Connolly, 1989; Lloret et al., 2013), los indicadores bioquímicos como el *contenido lipídico o los perfiles de ácidos grasos* se asocian a cambios de escala intermedia, vinculados a la dieta y la acumulación de reservas en períodos de *días a semanas* (Dalsgaard et al., 2003). En contraste, los índices basados en *ácidos nucleicos*, particularmente la relación ARN/ADN, responden con gran rapidez a variaciones en la alimentación y en el ambiente, proporcionando una medida del *estado fisiológico*

reciente de los individuos (Buckley, 1979; Caldarone et al., 2006; Chícharo y Chícharo, 2008; Fukuda et al., 2001; Gwak y Tanaka, 2001; Rooker y Holt, 1996).

En paralelo, los *enfoques histológicos y ultraestructurales* han aportado un nivel de resolución aún mayor, al centrarse en los cambios celulares y tisulares asociados al crecimiento y a la acumulación de reservas. La distribución de fibras musculares según clases de tamaño ha sido utilizada como un indicador sensible del balance energético y del crecimiento en juveniles (Valente et al., 2013; Silva et al., 2009), mientras que la presencia y abundancia de gotas lipídicas en hepatocitos o fibras musculares constituyen una medida directa de las reservas disponibles y de su variación frente a condiciones ambientales fluctuantes (Sheridan, 1988; Caballero et al., 1999; Yancheva et al., 2016).

El desarrollo de nuevas tecnologías ha expandido aún más las posibilidades de análisis de la condición nutricional. Herramientas emergentes como *la transcriptómica, la proteómica y la metabolómica* permiten explorar la expresión de genes y proteínas, así como los perfiles metabólicos asociados al crecimiento y a la respuesta al estrés, aportando un nivel de detalle sin precedentes (Connon, 2018; Mazurais et al., 2011). Estas aproximaciones, aunque aún poco aplicadas en estudios poblacionales, representan una vía prometedora para el futuro, especialmente en escenarios de cambio ambiental acelerado.

En este recorrido metodológico, los índices basados en *ácidos nucleicos* ocupan un lugar destacado, ya que han demostrado ser particularmente poderosos y ampliamente aplicados en el estudio de larvas y juveniles de peces. La relación *ARN/ADN*, en particular, se ha consolidado como un indicador ecofisiológico de gran sensibilidad, capaz de *reflejar de manera casi inmediata la interacción entre alimentación, metabolismo y ambiente* (Bulow, 1970, 1987; Buckley, 1984; Ferron y Leggett, 1994; Chícharo y Chícharo, 2008). Este índice se fundamenta en que la cantidad de ADN por célula permanece relativamente estable, mientras que el ARN varía en función de la síntesis de proteínas y de las demandas metabólicas. Así, valores elevados del índice ARN/ADN denotan buena nutrición y crecimiento acelerado, mientras que valores bajos reflejan estrés, inanición o metabolismo deprimido. Se ha demostrado que este índice responde a variaciones en la dieta y en el ambiente en plazos de apenas uno a tres días (Buckley, 1979; Rooker y Holt, 1996), lo que lo convierte en un estimador confiable de la condición reciente. Además, ha sido aplicado

con éxito tanto en especies del hemisferio norte (Clemmesen, 1994; Peck et al., 2015) como del hemisferio sur (Díaz et al., 2022; Do Souto et al., 2019; García Alonso et al., 2021; Rodríguez et al., 2025), reforzando su utilidad como herramienta comparativa en contextos ecológicos diversos.

La importancia del **índice ARN/ADN** trasciende la escala individual, ya que su relación con la probabilidad de supervivencia y reclutamiento lo convierte en un **punto entre la ecofisiología y la dinámica poblacional**. En consecuencia, este índice se perfila no solo como un descriptor del estado nutricional de los individuos, sino también como un instrumento para comprender el éxito de las cohortes y, por ende, el estado de los recursos pesqueros explotados (Chícharo y Chícharo, 2008; Díaz et al., 2022).

Pedir ayuda

En ecosistemas templados, los **meses fríos** representan un **periodo crítico** para numerosas especies de peces marinos y estuarinos (Reimers, 1963; Bustard y Narver, 1975; Sogard, 1997; Geissinger et al., 2021). La combinación de bajas temperaturas, menor fotoperiodo y escasez de alimento provoca una reducción generalizada en la actividad metabólica y en el crecimiento (Bustard y Narver, 1975; Reimers, 1963; Lima, 1991). El fenómeno de “**wintering**” o **letargo invernal** trasciende las etapas tempranas y también involucra a los adultos, quienes adaptan su comportamiento y fisiología para afrontar las condiciones adversas, reduciendo su actividad natatoria, el ritmo respiratorio y, por ende, las tasas de depredación (Gallardo et al., 2003; Ellis et al., 2017). Estas adaptaciones metabólicas y conductuales pueden modular rasgos de historia de vida como el crecimiento, la madurez sexual y la sincronización del desove (Conover, 1992; Fox y Keast, 1991).

Esta reducción de la actividad y del metabolismo durante la temporada fría tiene un costo potencial: para algunos individuos, el letargo de invierno puede convertirse en una trampa energética. Quienes no lograron acumular reservas suficientes durante la temporada favorable enfrentan **un mayor riesgo de mortalidad**, y pequeñas diferencias en condición y crecimiento, en cualquier etapa de vida, pueden amplificarse y repercutir en la dinámica poblacional (Houde, 1987; Cushing y Horwood, 1994).

En este contexto, los *juveniles* adquieren un protagonismo especial. Su menor tamaño y limitada capacidad de almacenamiento energético los vuelve *particularmente vulnerables a las restricciones de la temporada fría*. Superar el cuello de botella invernal implica haber acumulado reservas durante el verano y alcanzado un tamaño que ofrezca cierta protección frente a depredadores y competencia (Pangle et al., 2004 ; Sogard, 1997) . Además, a diferencia de huevos y larvas, donde casi toda la energía se destina al crecimiento, en los juveniles comienza una *diversificación de las demandas energéticas*: parte de la asignación de energía se redirige hacia procesos como el inicio de la diferenciación sexual y el fortalecimiento de sistemas fisiológicos, lo que incrementa su vulnerabilidad ante déficits energéticos (Weatherley y Gill, 1987; Jobling, 1994; Kamler, 2005; Ney, 1993).

Finalmente, cuando se traslada esta perspectiva al entorno estuarino, el análisis de la condición nutricional de los juveniles cobra una relevancia crítica. Los estuarios funcionan como verdaderas áreas de cría que optimizan el crecimiento y la supervivencia, pero su calidad depende de factores físicos, tróficos y antropogénicos (Able et al., 1999; Meng et al., 2001; Le Pape et al., 2007). Incorporar la condición nutricional como complemento de los índices de abundancia relativa de la corvina rubia puede ofrecer una visión más completa del estado de la población: no solo cuántos individuos hay, sino también qué tan aptos están para sobrevivir, crecer y ser reclutados a la población pescable (Lloret et al., 2013; Nash et al., 2006). Considerar este aspecto ayudaría a interpretar mejor las variaciones en la abundancia de adultos y a orientar decisiones de manejo que favorezcan la estabilidad del recurso frente a cambios ambientales y presión pesquera (Stevenson y Woods, 2006).

Considerar la condición nutricional conjuntamente con la abundancia de juveniles no solo mejora nuestra comprensión del estado de la población, sino que también conecta directamente la ciencia ecológica con el bienestar humano. La salud de las pesquerías no es un concepto abstracto: sostiene medios de vida costeros, alimenta las economías regionales y determina la calidad y disponibilidad del pescado que llega al plato de las comunidades (Pauly y Zeller, 2016). Una población de peces en buena condición nutricional no solo garantiza mayores tasas de supervivencia y un reclutamiento más robusto, sino que también se traduce en pesquerías más sostenibles, productos de mejor calidad y seguridad alimentaria para miles de personas (Costello et al., 2012; Hilborn et al., 2020). Así, evaluar la condición de los juveniles de corvina rubia en su principal área de cría

en Argentina es, en última instancia, una inversión en la salud de los ecosistemas y en la calidad del alimento marino que sustenta a las comunidades humanas.

La importancia de abordar la condición nutricional en este capítulo...

La condición nutricional de los juveniles de corvina rubia no es solo una cuestión biológica: es un indicador esencial que vincula el metabolismo individual con el reclutamiento poblacional y, en última instancia, con la sostenibilidad de las pesquerías. Comprender su estado durante la temporada fría, cuando deben pasar el invierno con recursos limitados, permite anticipar fases críticas que determinan la abundancia futura de adultos y, por ende, la disponibilidad de un recurso fundamental. Evaluar la condición de los juveniles en Bahía Samborombón no solo amplía nuestra comprensión ecológica del sistema, sino que también fortalece la base científica para decisiones de manejo orientadas a pesquerías más sostenibles, productos de mayor calidad y seguridad alimentaria para miles de personas.

Objetivos e Hipótesis

El **objetivo principal** de este capítulo es estimar la condición nutricional de juveniles de corvina rubia en la Bahía Samborombón en dos temporadas del año (cálida y fría) durante el período 2017-2019, mediante la relación ARN/ADN.

Para alcanzar el objetivo principal de este capítulo, se plantearon los siguientes **objetivos específicos**:

1. Evaluar la condición nutricional de juveniles de corvina rubia mediante índices morfológicos y bioquímicos. Comparar los índices, a fin de evaluar la sensibilidad y complementariedad de los métodos.
2. Evaluar la relación entre la condición nutricional y variables ambientales para determinar su influencia sobre el estado fisiológico de los juveniles.
3. Analizar la variación estacional de la condición nutricional para verificar la existencia de un letargo invernal y explorar los factores ambientales y biológicos que podrían modularlo.

Estos objetivos específicos se abordaron a partir de la siguiente **hipótesis** de trabajo:

“La condición nutricional de los juveniles de corvina rubia en la Bahía Samborombón se reduce durante la temporada fría, evidenciando el fenómeno de letargo invernal durante su ontogenia temprana”



Este capítulo nació entre tubos de ensayo, espectrofluorómetros y centrífugas, en medio de una terapia inesperada que mezcló ciencia y sanación. Cada muestra procesada fue también un paso hacia adentro, un orden en el caos. Aquí comenzó mi familia marplatense: gracias **Mar y Noah** por entrar en mi vida.

3.2 Materiales y métodos

3.2.1 Colecta de las muestras y procesamiento

Las muestras analizadas en este estudio provienen de cuatro *Campañas de Evaluación de Juveniles de corvina rubia* realizadas por el Instituto Nacional de investigación y desarrollo pesquero (INIDEP) en la Bahía Samborombón, que abarcaron dos temporadas del año: cálida (Be-02/19 y Wi-02/18) y fría (Wi-07/17 y Wi-03/18). El diseño de muestreo incluyó *23 estaciones fijas*, distribuidas en tres zonas geográficas a lo largo de un gradiente latitudinal (*norte, medio y sur*). Estas estaciones fijas fueron predefinidas y repetidas en todas las campañas, lo que permitió mantener un esquema espacialmente consistente y, por lo tanto, comparaciones válidas en el tiempo (Figura 3.1). En cada estación se realizaron dos actividades principales: lance de pesca y toma de datos oceanográficos.

Durante las tareas a bordo, las capturas se separaron y procesaron de inmediato. Se extrajo una submuestra representativa de juveniles ($LT \leq 32$ cm; Militelli et al., 2013; Norbis y Galli, 2013), procurando cubrir todo el rango de longitudes. Para asegurar la comparabilidad entre estaciones y evitar la sobreponderación de lances excepcionalmente abundantes, se estableció un tope de 30 individuos por lance. Cuando la captura superó ese umbral, se aplicó un submuestreo aleatorio estratificado por clases de LT hasta completar $n = 30$; cuando fue ≤ 30 , se procesó el total. De cada ejemplar se obtuvo una sección estandarizada de músculo dorsal, libre de piel, que se criopreservó inmediatamente en nitrógeno líquido y, posteriormente, se almacenó a -80 °C hasta su procesamiento en laboratorio, garantizando tiempos mínimos de manipulación y la integridad molecular de los tejidos.

Los datos de datos oceanográficos, temperatura y salinidad, se obtuvieron mediante el uso de un perfilador continuo CTD SBE 19 plus (Sea-Bird Electronics, EE.UU.) operado manualmente.

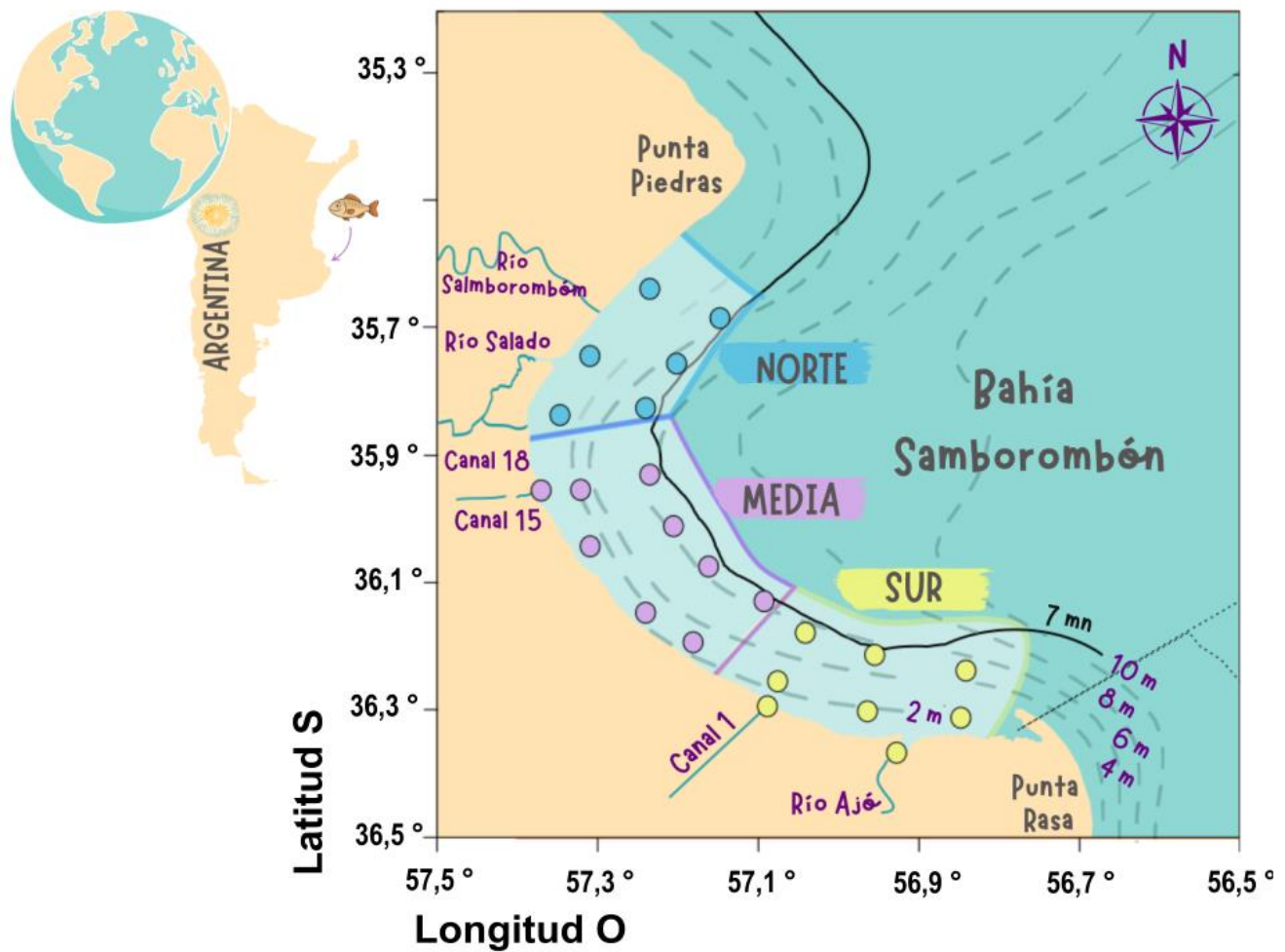


Figura 3.1. Estaciones fijas realizadas durante las Campañas de Evaluación de Juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en el área costera de la Bahía Samborombón. Se indican las tres zonas de la bahía, los círculos de colores indican las estaciones en las que se realizaron lances de pesca y recolección de datos oceanográficos.

Índices morfológicos

Para evaluar la condición corporal de los juveniles de corvina rubia, se calcularon dos índices morfológicos ampliamente utilizados en estudios de juveniles y adultos de peces: el índice de Fulton (K) y el índice relativo de Le Cren (K_n).

El índice de Fulton ofrece una manera sencilla de relacionar el peso del pez con su longitud total. Se calculó como:

$$K = 100 \times (W/LT^3) \quad (1)$$

donde:

W=peso total (g),

LT= la longitud total (cm).

Este enfoque asume que los peces crecen de manera isométrica, por lo que resulta especialmente útil para comparar individuos de tamaños semejantes o poblaciones bajo condiciones parecidas. Valores elevados de K indican que, para una misma longitud total, los individuos presentan mayor peso, lo que se asocia a una buena condición energética. Por el contrario, valores bajos sugieren individuos con menor condición nutricional.

Para ajustar las posibles desviaciones del crecimiento isométrico; se calculó el índice relativo de Le Cren. La relación peso–longitud de todos los ejemplares se ajustó como:

$$\log W = \log a + b \log LT \quad (2)$$

donde:

W = peso total (g),

LT = longitud total (cm),

a y b = parámetros obtenidos por regresión lineal en el espacio logarítmico.

A partir de esta relación, se calculó el peso esperado para cada longitud total:

$$W' = a LT^b \quad (3)$$

y luego el índice relativo de Le Cren:

$$K_n = W/W' \quad (4)$$

Un valor de K_n mayor que 1 indica que el pez es más robusto de lo esperado para su longitud total, es decir, que supera la condición media de la población. Un valor cercano a 1 representa una condición promedio, mientras que valores menores que 1 señalan individuos relativamente delgados o en peor estado fisiológico.

Índice bioquímico ARN/ADN

Las muestras de músculo se colocaron de manera individual en un eppendorf y se liofilizaron durante 24 h y. Posteriormente, se determinó el peso seco (PS) con precisión de μg . El índice ARN/ADN se obtuvo empleando el protocolo de Caldarone et al. (2001), con las modificaciones de Díaz y Pájaro (2012). El procedimiento se basa en la cuantificación fluorométrica de los ácidos nucleicos totales presentes en el tejido muscular y la determinación de las concentraciones correspondientes a ADN y ARN mediante digestiones enzimáticas específicas.

Para la extracción, se realizó la lisis del tejido en buffer Sarcosil–Tris–EDTA (STE) al 1%, con agitación en hielo durante 1 h. Los homogenatos fueron centrifugados durante 15 min a 13.400 rpm ($\sim 15.314 \text{ g}$) y 2°C . Del sobrenadante, se tomó una submuestra de 100 μL y se adicionaron 850 μL de buffer Tris Edta $1\times$ y 50 μL de bromuro de etidio ($0,1 \text{ mg mL}^{-1}$), alcanzando una concentración final de Sarcosil 0,05% en un volumen final de 1 mL para de lectura. Las mediciones se realizaron empleando un espectrofluorómetro PerkinElmer LS3 ($\lambda_{\text{exc}} = 360 \text{ nm}$; $\lambda_{\text{em}} = 590 \text{ nm}$).

Se registró primero la fluorescencia correspondiente a los ácidos nucleicos totales. Luego se agregó RNasa A (Sigma R6513, 20 U mL^{-1} ; 30 min a temperatura ambiente) y se realizó una segunda lectura correspondiente a la fluorescencia del ADN presente en la muestra. La fluorescencia del ARN se calculó como la diferencia entre la primera y la segunda lectura. La fluorescencia residual luego de la digestión con DNasa (Sigma D4263, con cofactores $\text{Mg}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$)

se evaluó en ensayos preliminares. Dado que la fluorescencia obtenida en esta tercera lectura resultó despreciable, la digestión del ADN no se incluyó en la rutina.

Las concentraciones de ácidos nucleicos correspondientes a las intensidades de las fluorescencias obtenidas fueron estimadas a partir de curvas de calibración, empleando concentraciones de ADN crecientes y conocidas, dentro de un rango apropiado (λ DNA, digerido con Hind III, Roche 10236250001), y de ARN (RNA 16S-23S de *Escherichia coli*, Roche 10206938001). Dicha calibración se realizó diariamente, previa a la medición de fluorescencia de los extractos de tejidos de los juveniles para disminuir posibles errores instrumentales asociados al ambiente. A partir de las concentraciones de ADN (mg de ADN/mg de Músculo (M) liofilizado) y ARN (mg de ARN/M) obtenidas para cada juvenil, se calculó el cociente individual de ADN/ARN denominado RD. El principio teórico para usar esta relación es considerar que la cantidad de ADN es constante en células somáticas, por lo que las concentraciones tisulares reflejan el número de células y es independiente de la condición nutricional. Por otra parte, el ARN presente en los tejidos es directamente proporcional a la síntesis proteica, reflejando el grado de actividad metabólica de la célula. De este modo el cociente ARN/ADN representa un indicador confiable de la condición nutricional reciente (Figura 3.2). La relación promedio entre las pendientes de ADN y ARN de las curvas de calibración fue $1,71 \pm 0,41$. Todos los valores de RD fueron estandarizados (RDs) de acuerdo al procedimiento descrito por Caldarone et al. (2006) y se consideró un valor de pendiente de referencia de 2,4. Esta estandarización permite realizar comparaciones con otros estudios e independizarse de sesgos metodológicos.

A su vez, se estimó la tasa de crecimiento (G) para cada juvenil mediante el modelo desarrollado por Buckley et al. (2008):

$$G = 0,0254 \text{ RDs} - 0,0037 \text{ T RDs} - 0,0873 \quad (5)$$

donde:

G = tasa de crecimiento instantáneo,

T = temperatura en la estación fija de muestreo (se utilizó la temperatura de fondo teniendo en cuenta la biología de la especie).

Por otro lado, con el fin de estimar el valor umbral del RDs correspondiente a la tasa de crecimiento nulo ($G=0$), es decir la relación RDs crítica (RD_c), se calculó el punto de inflexión para el cual G pasa de ser positivo a negativo (Figura 3.2).

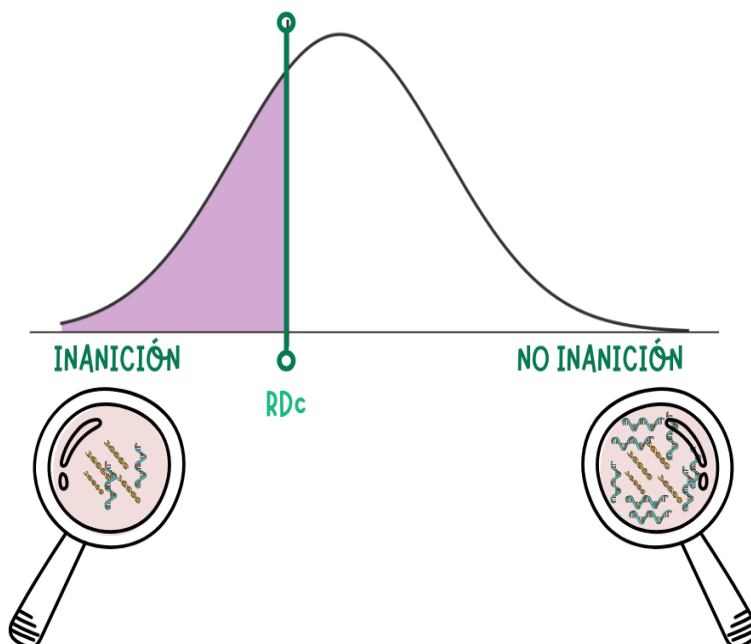


Figura 3.2. Esquema de distribución teórica para los valores observados del índice ARN/ADN (RDs). La curva de los RDs presenta un valor crítico RD_c correspondiente al valor de síntesis proteica representada por el ARN por debajo del cual los organismos se encuentran en inanición (color lila).

3.2.2 Análisis de datos

Índices morfológicos

La relación peso–longitud de los juveniles de corvina rubia se evaluó mediante regresiones lineales en escala log–log para cada temporada del año (cálida y fría), a fin de obtener las pendientes b y comprobar el supuesto de crecimiento isométrico ($b \approx 3$), requisito para el uso del índice de Fulton.

Para comparar la condición nutricional entre temporadas, se calcularon para ambos índices morfológicos (Fulton y Le Cren) la media, mediana, rango intercuartílico (RIC) e intervalos de confianza al 95 %. Se verificó la normalidad de los datos mediante inspección visual de Q–Q plots y la prueba de Shapiro–Wilk, y la homogeneidad de varianzas con Levene. Dado que los supuestos paramétricos no se cumplieron (Shapiro–Wilk $p < 0,05$ y Levene $p < 0,01$), las comparaciones

entre temporadas se realizaron con pruebas no paramétricas de Wilcoxon rank-sum (Mann–Whitney) para Fulton y Le Cren.

Adicionalmente, se evaluó la concordancia entre ambos índices dentro de cada temporada mediante correlaciones de Spearman, y se utilizó una comparación pareada para explorar la sensibilidad relativa de Le Cren frente a Fulton, especialmente en la temporada invernal.

Índice bioquímico

Antes del análisis, los datos del índice RDs, concentraciones de ARN y ADN fueron inspeccionados y se eliminaron los valores atípicos extremos, definidos como observaciones fuera de $1,5 \times \text{RIC}$ (rango intercuartílico) dentro de cada temporada. Las comparaciones entre temporadas (cálida y fría) se realizaron para las tres variables (ARN, ADN y RDs) utilizando pruebas no paramétricas de Wilcoxon rank-sum (Mann–Whitney) debido a la ausencia de homogeneidad de varianzas y desviaciones de la normalidad. Se reportaron medias, desviaciones estándar, medianas y rangos intercuartílicos para cada variable, junto con los tamaños de muestra por temporada.

Comparación entre índices para evaluar la condición nutricional

Para evaluar la concordancia y la sensibilidad de los distintos enfoques, se compararon los tres métodos de estimación de la condición nutricional: índice de Fulton (K), índice relativo de Le Cren (K_n) y el índice bioquímico ARN/ADN (RDs). Cada pez obtuvo un valor para cada índice y los datos se emparejaron por individuo y se estandarizaron por temporada (cálida y fría) para controlar efectos de escala entre temporadas.

Previo al análisis, se eliminaron valores atípicos extremos definidos como observaciones fuera de $1,5 \times \text{RIC}$ (rango intercuartílico) dentro de cada temporada. La distribución de los datos se inspeccionó mediante pruebas de Shapiro–Wilk y gráficos Q–Q, y la homogeneidad de varianzas mediante la prueba de Levene. Dado que los supuestos paramétricos no se cumplieron, las diferencias entre métodos se evaluaron con el test de Friedman (análisis no paramétrico para datos apareados) aplicado por separado a cada temporada.

Cuando el test de Friedman resultó significativo, se realizaron comparaciones por pares entre métodos utilizando pruebas de Wilcoxon pareadas con corrección de Holm para los p-valores ajustados. Además, se calculó el tamaño de efecto de Kendall's W para el Friedman y r para las comparaciones pareadas.

Análisis de componentes principales (ACP)

Con el objetivo de explorar patrones conjuntos entre la condición nutricional de los juveniles de corvina rubia y las variables ambientales asociadas, se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP). El análisis se llevó a cabo sobre la matriz de correlaciones de las variables estandarizadas: el índice RDs, temperatura (°C) y salinidad de fondo, y densidad de juveniles (ind/m²).

Previo al ACP, se evaluó la adecuación de los datos mediante la medida de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO), cuyo valor fue de 0,54, considerado aceptable para continuar con el análisis exploratorio. El ACP se efectuó utilizando rotación ortogonal implícita y extracción de ejes basada en los valores propios. La interpretación se centró en los dos primeros componentes principales, seleccionados a partir del criterio del eigenvalor mayor a 1 y del porcentaje de varianza explicada acumulada.

Los resultados se representaron en biplots, mostrando simultáneamente la proyección de las variables originales y la distribución de los individuos. Para facilitar la interpretación, se agruparon los ejemplares por campaña y por temporada (cálida y fría), graficando las elipses de confianza del 95% para cada grupo.

Modelo lineal generalizado mixto (GLMM)

Con el fin de evaluar si la condición nutricional de los juveniles difiere entre temporadas, se ajustó un Modelo Lineal Generalizado mixto (GLMM) con distribución Gamma y enlace logarítmico. La variable respuesta fue el índice RDs.

El predictor fijo principal fue la variable categórica temporada (cálida, fría). Se incluyó un efecto aleatorio asociado a la campaña para contemplar la variabilidad entre muestreos independientes. Esta decisión fué tomada en base a los resultados provistos por el ACP.

Los diagnósticos de residuos indicaron heterogeneidad de varianza entre temporadas. Para contemplar esta diferencia, se ajustó un modelo con dispersión específica por temporada (dispformula = ~ temporada), lo que permitió modelar adecuadamente la varianza residual y garantizar el cumplimiento de los supuestos (Anexo A3.1).

Sea $y_i = rd_s_i$ la respuesta para el individuo i y T_i un indicador de temporada ($T_i=1$ cálida; $T_i=0$ fría). Con enlace log:

$$y_i | b_{c(i)} \sim \text{Gamma}(\mu_i, \phi T_i)$$

$$\log(\mu_i) = \beta_0 + \beta_1 T_i + bc_{(i)},$$

$$bc \sim N(0, \sigma_{\text{camp}}^2),$$

$$\text{Var}(y_i | b_{c(i)}) = \phi T_i \mu_i^2,$$

Nota: ϕT_i permite dispersión específica por temporada (equivale a dispformula = ~ temporada). $c(i)$ indexa la campaña del individuo i .

Este análisis preliminar tuvo como objetivo determinar si la condición nutricional de los juveniles varía significativamente entre temporadas. Al confirmarse esta diferencia, se justificó el ajuste de modelos específicos para cada temporada, entendiendo que los factores que modulan la condición pueden diferir entre la época cálida y la fría.

Para evaluar los factores que modulan la variación de la condición nutricional de los juveniles en ambas temporadas (cálida y fría), se ajustaron GLMM. La variable respuesta fue el índice de condición RDs. Como predictores fijos se incluyeron las covariables continuas longitud total (lt_s), salinidad de fondo (sf_s), densidad ($dens_s$) y temperatura de fondo (tf_s), todas estandarizadas. Para capturar posibles relaciones no lineales, estas covariables se modelaron mediante funciones spline naturales con tres grados de libertad $ns(x, df=3)$. Además, se incorporó la variable categórica zona (norte, media, sur) como efecto fijo. Se especificó un efecto aleatorio asociado a la variable campaña para contemplar la variabilidad entre muestreos independientes.

Debido a la falta de homogeneidad de varianza observada en modelos con distribución Gamma, se optó por emplear una distribución Tweedie con enlace logarítmico. Esta distribución es

adecuada para datos continuos positivos con varianza que crece como una potencia de la media, ofreciendo mayor flexibilidad que la Gamma para capturar la dispersión (Anexo A3.2).

Modelo para la temporada cálida:

$$y_i | b_{c(i)} \sim \text{Tweedie}(\mu_i, \phi_{\text{cal}}, p_{\text{cal}}),$$

$$\log(\mu_i) = \beta_0^{(\text{cal})} + f_{lt}^{(\text{cal})}(lt_s_i) + f_{tf}^{(\text{cal})}(tf_s_i) + f_{sf}^{(\text{cal})}(sf_s_i) + f_{ab}^{(\text{cal})}(\text{dens_s}_i) + \gamma_{\text{zona}(i)}^{(\text{cal})} + b_{c(i)},$$

$$b_c \sim N(0, \sigma_{\text{camp}}^{2(\text{cal})}),$$

$$\text{Var}(y_i | b_{c(i)}) = \phi_{\text{cal}} \mu_i^{p_{\text{cal}}}$$

Los $f(\cdot)$ corresponden a **splines naturales**:

$$f(\cdot) = \text{ns}(\cdot, \text{df}=3),$$

lo que permite capturar relaciones no lineales con tres grados de libertad.

$\gamma_{\text{zona}(i)}^{(\text{cal})}$ es el efecto fijo de la **zona** (norte, media, sur), tomando una de ellas como la categoría de referencia.

$b_{c(i)}$ es un intercepto aleatorio por campaña.

$\phi_{\text{cal}}, p_{\text{cal}}$ son, respectivamente, el parámetro de dispersión y el parámetro de potencia de la distribución Tweedie.

Modelo para temporada fría:

$$y_i | b_{c(i)} \sim \text{Tweedie}(\mu_i, \phi_{\text{fria}}, p_{\text{fria}}),$$

$$\log(\mu_i) = \beta_0^{(\text{fria})} + f_{lt}^{(\text{fria})}(lt_s_i) + f_{tf}^{(\text{fria})}(tf_s_i) + f_{sf}^{(\text{fria})}(sf_s_i) + f_{ab}^{(\text{fria})}(\text{dens_s}_i) + \gamma_{\text{zona}(i)}^{(\text{fria})} + b_{c(i)},$$

$$b_c \sim N(0, \sigma_{\text{camp}}^{2(\text{fria})}),$$

$$\text{Var}(y_i | b_{c(i)}) = \phi_{\text{fria}} \mu_i^{p_{\text{fria}}}$$

El único spline es sobre longitud total:

$$f_{lt}^{(fria)}(lt_{si}) = ns(lt_{si}, df=3).$$

La selección de los modelos se basó en el Criterio de Información de Akaike (AIC) y en la inspección de los residuos simulados mediante el paquete *DHARMA* (Hartig, 2022). La capacidad explicativa se evaluó a través de pseudo- R^2 (Cox–Snell y Nagelkerke) calculados a partir de la log-verosimilitud de los modelos.

Todos los análisis estadísticos se realizaron en RStudio R v4.3.0 (R Core Team, 2023), utilizando el lenguaje R.

3.3 Resultados

Al analizar la condición nutricional de los juveniles de corvina rubia estimada mediante índices morfológicos, el ajuste peso–longitud evidenció pendientes (b) próximas a 3 para ambas temporadas del año ($b = 3,18$ en la cálida y $b = 3,01$ en la fría), lo que indica un crecimiento prácticamente isométrico y valida el uso del índice de Fulton. Sin embargo, el valor ligeramente superior a 3 registrado en verano sugiere una leve desviación al alza, coherente con peces algo más robustos durante el período cálido.

De acuerdo con los índices morfológicos, la condición nutricional de los juveniles fue claramente inferior durante la temporada fría. Para el índice de Fulton, las medianas fueron de 1,08 (RIC = 0,984–1,16) en la temporada cálida y de 1,03 (RIC = 0,960–1,12) en la fría; las medias fueron de 1,09 y 1,05, respectivamente (IC95 % cálida: 1,05–1,14; fría: 1,04–1,07). El índice relativo de Le Cren mostró el mismo patrón, con medianas de 1,06 (RIC = 0,981–1,14) durante la temporada cálida y 0,995 (RIC = 0,931–1,09) en la fría (Figura 3.3).

Estos resultados indican que los juveniles de corvina rubia presentan una condición morfológica superior en la temporada cálida, mientras que durante la temporada invernal exhiben cuerpos más delgados y menos robustos. La comparación pareada reveló que, si bien Fulton y Le Cren producen estimaciones equivalentes en la temporada cálida ($p = 0,408$), en invierno Le Cren detectó diferencias significativas ($p < 10^{-15}$), evidenciando una mayor sensibilidad para captar la condición empobrecida de la temporada invernal.

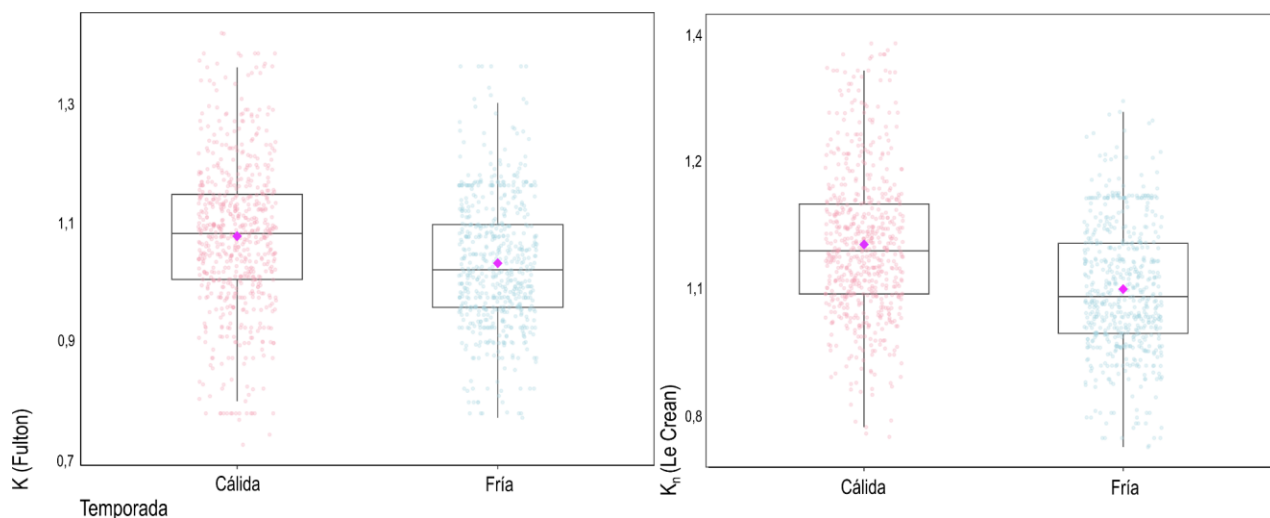


Figura 3.3. Índices morfológicos Fulton (K) y Le Cren (K_n) de condición nutricional de juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) por temporada del año, cálida (rosa) y fría (celeste). Los puntos representan valores individuales, la línea horizontal dentro de la caja indica la mediana, el rombo corresponde a la media, y los bigotes muestran el rango de $1,5 \times \text{RIC}$.

El análisis del índice bioquímico ARN/ADN reveló un marcado contraste estacional en la condición nutricional de los juveniles de corvina rubia. El contenido medio de ARN mostró una reducción significativa entre la temporada cálida ($0,663 \pm 0,804$) y la fría ($0,361 \pm 0,574$), mientras que el ADN presentó solo una leve disminución ($0,414 \pm 0,446$ frente a $0,357 \pm 0,366$). Como resultado, el índice ARN/ADN (RDs) mostró una tendencia general a valores más bajos durante la temporada invernal, pasando de $1,74 \pm 1,24$ en la temporada estival a $0,965 \pm 0,753$ en la invernal (Figura 3.4).

Las pruebas no paramétricas confirmaron estas tendencias: para el ARN, el test de Wilcoxon indicó una diferencia altamente significativa entre estaciones ($W = 79\,416$; $p = 2,62 \times 10^{-12}$), al igual que para el índice ARN/ADN ($W = 84\,727$; $p = 6,60 \times 10^{-19}$). En contraste, el ADN no evidenció diferencias significativas ($W = 65\,177$; $p = 0,052$), lo que sugiere que las variaciones en el índice ARN/ADN se deben principalmente a cambios en el ARN más que a variaciones en el contenido de ADN.

En conjunto, estos resultados demuestran que los juveniles mantienen un contenido de ADN relativamente estable, pero reducen notablemente su actividad de síntesis proteica durante la temporada fría, lo que se refleja en valores de ARN/ADN considerablemente más bajos. Así, el

índice bioquímico confirma que la condición nutricional es claramente superior en la temporada cálida y que el metabolismo de los juveniles se ve empobrecido durante la temporada fría.

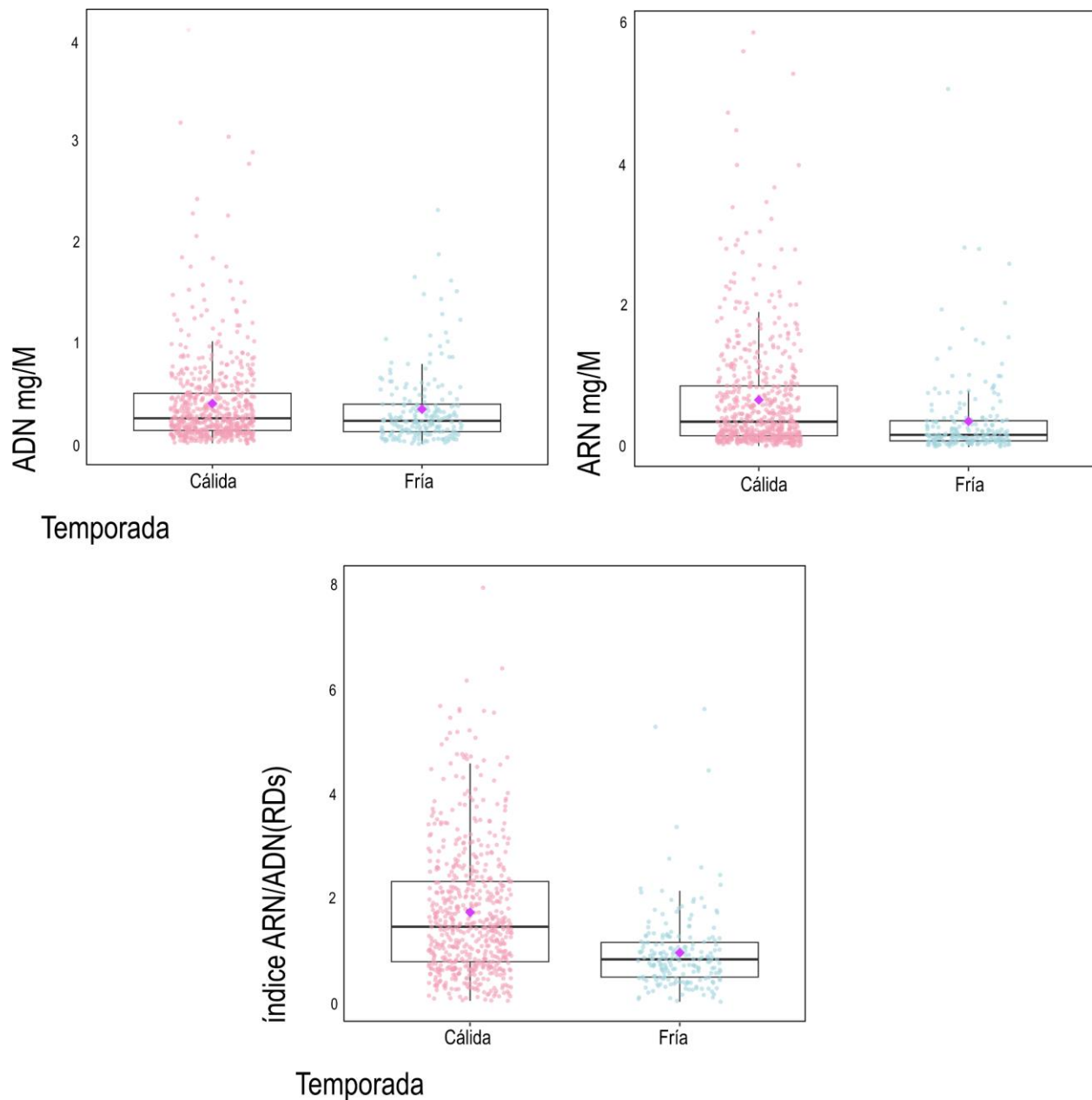


Figura 3.4 Comparación de las concentraciones de ADN, ARN y del índice bioquímico ARN/ADN (RDs) en juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) entre las temporadas cálida (rosado) y fría (celeste). Cada punto representa un individuo; las cajas muestran el rango intercuartílico (RIC, 25–75 %), la línea horizontal indica la mediana y el rombo la media.

La comparación simultánea de los tres métodos de estimación de condición nutricional, dos morfológicos (Fulton y Le Cren) y uno bioquímico (ARN/ADN) evidenció diferencias temporales

claras en su comportamiento. El análisis de Friedman indicó que solo durante la temporada cálida existieron diferencias significativas entre los métodos ($\chi^2 = 24,5$; $df = 2$; $p = 4,8 \times 10^{-6}$; Kendall's $W = 0,047$). En cambio, en la temporada fría no se detectaron diferencias ($\chi^2 = 0,793$; $df = 2$; $p = 0,673$; $W = 0,002$), evidenciando que bajo condiciones invernales todos los métodos proporcionaron estimaciones coincidentes de baja condición.

Aunque no se detectaron diferencias significativas en las comparaciones por pares entre los índices, en la temporada cálida se observó una mayor magnitud del efecto entre el índice ARN/ADN y los morfológicos (Tabla 3.1)

Tabla 3.1. Resultados del test de Friedman y comparaciones por pares (Wilcoxon con corrección de Holm) para la comparación de los tres métodos de condición nutricional (índice de Fulton, índice relativo de Le Cren y el índice bioquímico ARN/ADN,) en juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) durante las temporadas cálida y fría. Se muestran el estadístico de Friedman (χ^2), los p-valores asociados, el tamaño de efecto (Kendall's W) y, para las comparaciones por pares, los p-ajustados y tamaños de efecto r . Valores de $p < 0,05$ se consideran estadísticamente significativos.

Temporada	Test Friedman (χ^2 , $df=2$)	de p-valor	Kendall's W	Comparación por pares	por p-ajustado	Tamaño de efecto (r)
Cálida	$\chi^2 = 24,5$	4,8e-06	0,047	Fulton / Le Cren	1,00	0,05
				Fulton / ARN/ADN	0,11	0,13
				Le Cren / ARN/ADN	0,08	0,14
Fría	$\chi^2 = 0,793$	0,673	0,002	Fulton / Le Cren	1,00	0,01
				Fulton / ARN/ADN	1,00	0,02
				Le Cren / ARN/ADN	1,00	0,02

Estos resultados demuestran que, en la estación cálida, el índice bioquímico ofrece una ventaja en sensibilidad para captar variaciones en la condición nutricional. Sin embargo, durante la temporada fría, cuando los juveniles presentan una condición general empobrecida y un metabolismo reducido, los tres métodos convergen en estimaciones similares, y ARN/ADN no aporta una discriminación superior respecto de los índices morfológicos.

En conjunto, la evidencia sugiere que el índice ARN/ADN es especialmente útil para detectar diferencias en períodos de mayor actividad metabólica, mientras que bajo condiciones invernales tanto los índices morfológicos como el bioquímico coinciden en reflejar una condición pobre y homogénea entre individuos.

El análisis de componentes principales permitió identificar que los dos primeros ejes explicaron en conjunto el 63,7% de la variabilidad total ($C1 = 36,4\%$; $C2 = 27,3\%$, Tabla 3.2). El primer componente estuvo dominado por las variables condición nutricional y temperatura de fondo, mientras que el segundo componente (Dim.2) reflejó el contraste entre la salinidad de fondo y la densidad de juveniles de corvina rubia (Figura 3.5, Tabla 3.3).

Al proyectar los individuos en el plano factorial se observó una clara separación estacional, con la temporada cálida y la fría ocupando sectores diferenciados del espacio multivariado. Al considerar las campañas, se detectaron agrupamientos que reflejan las particularidades ambientales de cada muestreo, siendo la campaña Be0219 y Wi0218 más asociadas a la temporada cálida, mientras que Wi0318 y Wi0717 se ubicaron principalmente en el espacio correspondiente a la temporada fría (Figura 3.5).

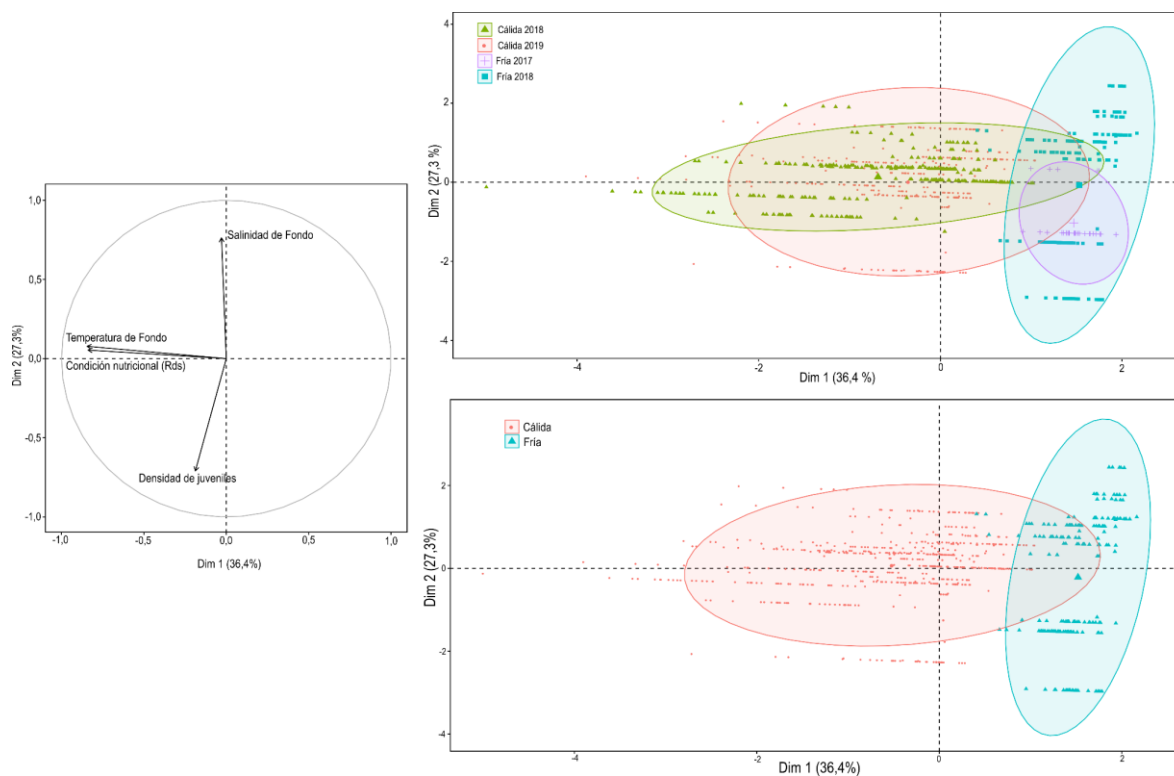


Figura 3.5. Análisis de Componentes Principales (PCA) de la condición nutricional (Rds) y variables ambientales. Biplot de variables; las flechas indican dirección y magnitud de las cargas, proyección de individuos por campaña con

elipses de confianza del 95% y proyección por temporada (cálida vs. fría). Los dos primeros ejes explican el 63,7% de la variabilidad (Dim.1 = 36,4%, Dim.2 = 27,3%):

Tabla 3.2. Valores propios (eigenvalues), porcentaje de varianza explicada y porcentaje acumulado de varianza correspondientes a los cuatro componentes principales retenidos en el Análisis de Componentes Principales (ACP) realizado sobre las variables RDs, temperatura de fondo, densidad de juveniles de corvina rubia y salinidad de fondo.

<i>Dimensión</i>	<i>Valor propio</i>	<i>% Varianza</i>	<i>% Acumulado</i>
C1	1,46	36,37	36,37
C2	1,09	27,32	63,69
C3	0,90	22,44	86,13
C4	0,56	13,87	100,00

Tabla 3.3. Cargas de las variables originales en los dos primeros componentes principales del Análisis de Componentes Principales (ACP). En negrita se destacan las cargas más altas que definen la contribución de cada variable a los ejes principales.

<i>Variable</i>	<i>PC1</i>	<i>PC2</i>
RDs	-0,70	0,05
Temperatura	-0,70	0,07
Densidad	-0,16	-0,68
Salinidad	-0,02	0,73

El GLMM general evidenció un efecto altamente significativo de la temporada sobre el índice RDs, con valores superiores en la temporada cálida y una marcada disminución durante la fría ($p < 0.001$). La dispersión no difirió entre temporadas, lo que indicó que la variabilidad entre individuos fue comparable. Este resultado confirmó la fuerte señal temporal en la condición nutricional de los juveniles y justificó el análisis separado para cada temporada.

Durante la temporada cálida, el GLMM explicó aproximadamente un 49% de la variabilidad en la condición nutricional de los juveniles. La misma estuvo modulada principalmente por la longitud total, la temperatura de fondo, la densidad de juveniles y la zona de la Bahía Samborombón. La longitud total y la temperatura de fondo presentaron relaciones altamente significativas y no lineales, lo que indica que la condición no varió de manera constante a lo largo de los gradientes de longitudes y temperatura, sino que mostró incrementos y descensos en distintos tramos. En el caso de la densidad, solo el tercer término spline fue significativo, sugiriendo que en los valores más altos de abundancia la condición tendió a mejorar. La salinidad de fondo, en cambio, no evidenció un efecto significativo sobre la condición. Finalmente, en el componente espacial, los

individuos capturados en las zonas norte y sur presentaron valores de condición significativamente menores en comparación con los de la zona media, evidenciando un patrón latitudinal en el área de estudio (Figura 3.6).



Figura 3.6. Resultados del modelo lineal mixto generalizado (GLMM) ajustado con distribución Tweedie para evaluar los factores que modulaban la condición nutricional (RDs) de los juveniles de corvina rubia durante la temporada cálida. Se muestran únicamente las variables que resultaron significativas en el modelo: longitud total, temperatura de fondo, densidad de juveniles y zona de muestreo. Las curvas corresponden a los efectos ajustados del modelo, con bandas de confianza del 95%.

El modelo explicó adecuadamente la variación en la condición nutricional de los juveniles durante la temporada fría. La temperatura de fondo tuvo un efecto positivo y significativo ($p < 0,05$), indicando que valores más altos de temperatura se asociaron con una mejor condición. De forma similar, la densidad mostró un efecto positivo ($p < 0,05$), sugiriendo que en las estaciones fijas con mayor densidad de individuos la condición tendió a ser superior. La salinidad de fondo no resultó significativa. En el caso de la longitud total, los términos spline no alcanzaron significancia estadística estricta, aunque se observó una tendencia curvilínea marginal ($p \approx 0,07-0,08$), lo que sugiere cierta variación no lineal de la condición a lo largo del rango de tamaños. Finalmente, los

efectos espaciales de zona no fueron significativos, aunque se detectó una ligera tendencia a valores más altos de condición en las zonas norte y sur respecto de la media (Figura 3.7).



Figura 3.7. Resultados del modelo lineal mixto generalizado (GLMM) ajustado con distribución Tweedie para evaluar los factores que modulaban la condición nutricional (RDs) de los juveniles de corvina rubia durante la temporada fría. Se muestran únicamente las variables que resultaron significativas en el modelo: temperatura de fondo, densidad de juveniles y. Las curvas corresponden a los efectos ajustados del modelo, con bandas de confianza del 95%.

Se estimó la proporción de juveniles en inanición y no inanición según zona y temporada (Figura 3.8). Durante la temporada cálida, la gran mayoría de los ejemplares se encontró por encima del umbral crítico (RDC por zona: $RDC_{Norte} = 0,77$; $RDC_{Media} = 0,76$; $RDC_{Sur} = 0,82$), lo que indica una condición nutricional favorable. En la zona norte, el 78 % de los juveniles no presentaron signos de inanición, mientras que en las zonas media y sur los porcentajes ascendieron al 92 % y 91 %, respectivamente. Estos resultados sugieren que en la temporada cálida la Bahía Samborombón constituye un ambiente propicio para el crecimiento de la corvina rubia.

En contraste, durante la temporada fría se observó una disminución general de la condición nutricional en comparación con la temporada cálida. Los valores promedio del umbral crítico (RDC) fueron de 1,23 en la zona norte, 1,20 en la zona media y 1,19 en la zona sur, reflejando un deterioro progresivo hacia el sur. En concordancia, el porcentaje de juveniles en buena condición alcanzó el 67 % en la zona norte, el 55 % en la zona media y el 47 % en la zona sur. En conjunto, estos resultados muestran un cambio estacional marcado en la distribución de juveniles en inanición, que pasa de proporciones marginales durante la temporada cálida a valores que

involucran entre un tercio y más de la mitad de la población en la fría, evidenciando la fuerte influencia de la estacionalidad sobre la condición nutricional de la especie.

En conjunto, los resultados ponen de manifiesto que la condición nutricional de los juveniles de corvina rubia en Bahía Samborombón está fuertemente modulada por la temporada, con una situación favorable en el período cálido y un escenario de mayor vulnerabilidad en el período frío, como se había evidenciado anteriormente en los otros análisis realizados.

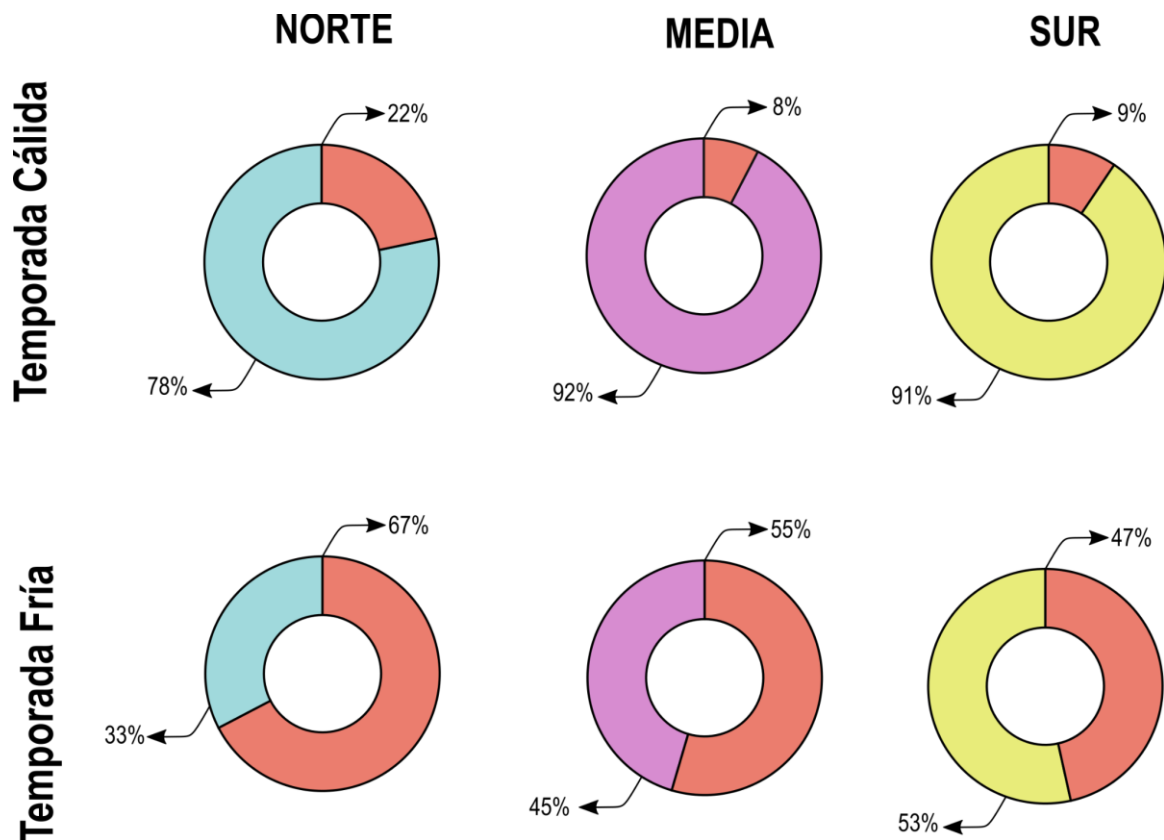


Figura 3.9. Proporción de juveniles de corvina rubia en condición de inanición (color rojo) y no inanición (colores azul, violeta y amarillo, según zona) estimada a partir del valor crítico de RDs (RDc) derivado del modelo de Buckley et al. (2008). Se muestran los porcentajes por zona (norte, media y sur) en cada temporada (cálida y fría).

3.4 Discusión

El análisis conjunto de índices morfológicos (Fulton y Le Cren) y bioquímicos (ARN/ADN) en juveniles de corvina rubia evidenció una mejor condición nutricional durante la temporada cálida y un marcado descenso invernal. *Esta estacionalidad respalda la hipótesis del letargo invernal*, considerando que los índices morfológicos reflejan principalmente cambios acumulados en las reservas energéticas y en la condición corporal a mediano plazo, por lo que no captan con la misma resolución las variaciones más inmediatas en el estado fisiológico (Brosset et al., 2023; Wuenschel et al., 2019). En contraste, el índice ARN/ADN responde con mayor sensibilidad a variaciones de crecimiento o ayuno, reflejando procesos celulares que ocurren en escalas de horas a pocos días (Chícharo y Chícharo, 2008).

Durante la temporada fría, los valores bajos de todos los índices reflejan una condición fisiológica reducida; esto es coherente con los mecanismos ampliamente documentados para la mortalidad invernal en peces templados (restricción alimentaria, menor actividad, limitaciones térmicas y agotamiento de reservas) (Hurst, 2007; Sogard, 1997). En estas circunstancias, una condición pobre puede incrementar la vulnerabilidad de los juveniles frente a parasitismo, depredación, canibalismo o captura incidental en pesquerías artesanales, aumentando así el riesgo de mortalidad y favoreciendo procesos de selección por tamaño y condición (Hurst, 2007; Ferron y Leggett, 1994; Sogard, 1997).

Dentro de los índices morfológicos, el Kn de Le Cren resultó más sensible que Fulton. Esto sugiere que Kn es capaz de captar variaciones más sutiles en el estado corporal cuando los juveniles atraviesan períodos de menor energía. Mientras Fulton solo refleja cambios más notorios y de mayor duración, Kn puede detectar con mayor precisión pequeñas pérdidas de peso en relación con el largo, incluso antes de que el deterioro sea evidente externamente. Dicho de otro modo, Fulton es más conservador, mientras que Le Cren responde antes, lo que le otorga ventaja en contextos como la temporada fría, cuando los peces comienzan a utilizar las reservas y a adelgazar sin modificaciones drásticas en su forma (Bolger y Connolly, 1989; Cone, 1989; Froese, 2006; Le Cren, 1951).

Por su parte, en la temporada cálida el índice ARN/ADN resultó más sensible frente a los índices morfológicos, ya que es capaz de capturar con mayor sensibilidad las diferencias individuales asociadas a crecimiento y alimentación en un contexto de alta actividad metabólica (Chícharo y Chícharo, 2008; Clemmesen, 1989). Los índices morfológicos, al integrar cambios en lapsos más largos, resultaron menos sensibles para distinguir variaciones finas entre juveniles durante la temporada cálida. En cambio, en la fría todos los indicadores coincidieron en señalar una condición pobre y relativamente homogénea, lo que sugiere que bajo condiciones de letargo metabólico no existe una ventaja clara en aplicar unos u otros (Ferron y Leggett, 1994). En conjunto, la evidencia indica que el ARN/ADN resulta particularmente útil en períodos de crecimiento activo, mientras que durante la temporada invernal basta con los índices morfológicos para captar la señal general de deterioro.

En síntesis, y a partir de estas comparaciones estacionales, si bien los índices morfológicos como Fulton y Le Cren resultaron útiles para caracterizar tendencias generales en la condición nutricional, el índice ARN/ADN demostró una mayor capacidad para detectar variaciones mas sutiles y diferenciar individuos en períodos de alta actividad metabólica. Si bien los índices morfológicos como Fulton y Le Cren resultaron útiles para caracterizar tendencias generales en la condición nutricional, el *índice ARN/ADN* demostró una mayor capacidad para detectar variaciones sutiles y diferenciar individuos en períodos de alta actividad metabólica. Esta sensibilidad lo convierte en un *indicador más adecuado para evaluar el estado nutricional reciente de los juveniles de corvina rubia, especialmente en contextos ecológicos altamente dinámicos*. En particular, la Bahía Samborombón constituye un área de cría sujeta a fuertes variaciones ambientales, estrechamente moduladas por forzantes atmosféricos e hidrológicos como la descarga del Río de la Plata, los vientos y la temperatura, que determinan la salinidad y la disponibilidad trófica (Acha et al., 1999; Jaureguizar et al., 2004). En este escenario, la capacidad del índice ARN/ADN para reflejar respuestas fisiológicas inmediatas ofrece una ventaja sustancial frente a los índices morfológicos. Por esa razón en *este trabajo se prioriza el enfoque bioquímico como indicador sensible de la condición fisiológica*, sin dejar de reconocer la utilidad complementaria de los índices morfológicos en la integración de tendencias de mediano plazo (Brosset et al., 2023; Chícharo y Chícharo, 2008; Clemmesen, 1989; Wuenschel et al., 2019).

El análisis multivariado evidenció que la *condición nutricional* de los juveniles de corvina rubia está *estrechamente ligada a los forzantes ambientales*, en particular a la temperatura y la salinidad de fondo. La asociación positiva entre mejor condición y aguas relativamente más cálidas es consistente con lo documentado para peces templados, donde la temperatura dentro del rango óptimo incrementa las tasas metabólicas y de ingestión, favoreciendo mayores tasas de crecimiento y mejor estado fisiológico (Brett, 1979; Djurichkovic et al., 2019; Volkoff y Rønnestad 2020). En contraste, la temporada fría impone restricciones energéticas que limitan la capacidad de los juveniles para sostener una buena condición, en línea con los mecanismos de mortalidad invernal ampliamente descritos en peces templados (Hurst, 2007). Estos patrones adquieren especial relevancia en la Bahía Samborombón, un ambiente de cría altamente dinámico en el que la temperatura y la salinidad moduladas por los forzantes fluviales y atmosféricos estructuran la distribución y densidad de la corvina rubia y de la ictiofauna estuarina en general (Acha et al., 1999; Jaureguizar et al., 2004).

Por otra parte, el contraste entre salinidad y densidad sugiere que las áreas de menor salinidad, vinculadas a la influencia del Río de la Plata y canales/ríos tributarios, ofrecen condiciones más favorables para la concentración de juveniles. Este hallazgo coincide con trabajos previos que destacan el rol de los aportes fluviales en la estructuración espacial de las comunidades estuarinas (Jaureguizar et al., 2004).

La separación clara entre temporadas cálida y fría no solo refleja la variabilidad ambiental entre campañas, sino que también pone de manifiesto que la condición nutricional de los juveniles responde a un marco estacional predecible, en el que el *letargo invernal* actúa como un *mecanismo recurrente*. En un ambiente sumamente dinámico como la Bahía Samborombón, la *resiliencia de la especie* cobra particular relevancia. La capacidad de la corvina rubia para tolerar variaciones extremas y recuperarse de episodios adversos ha sido documentada a través de cambios de largo plazo en su dinámica poblacional y en rasgos de historia de vida, lo que evidencia cierta plasticidad frente a la variabilidad ambiental (Haimovici et al., 2021). Este rasgo es fundamental en sistemas estuarinos sujetos a alta variabilidad, donde la estructura de las comunidades icticas está fuertemente determinada por la interacción entre salinidad, temperatura y aportes fluviales (Jaureguizar et al., 2004). Además, revisiones recientes destacan que los peces estuarinos enfrentan un doble desafío: su dependencia de gradientes ambientales altamente fluctuantes y la necesidad

de mantener resiliencia frente a presiones crecientes asociadas al cambio climático (Gillanders et al., 2022).

Este escenario es particularmente relevante en la Bahía Samborombón, donde se proyectan modificaciones en la descarga del Río de la Plata asociadas al cambio climático y a la variabilidad hidrológica de la cuenca (Montroull et al., 2018), así como alteraciones en los regímenes de viento que afectan la dinámica costera y los procesos litorales de la región (Codignotto et al., 2012). Del mismo modo, los modelos climáticos anticipan un aumento sostenido de la temperatura media en la cuenca del Plata hacia mediados y fines de siglo (Saurral et al., 2013). En este sentido, estos resultados no solo confirman la importancia de la temperatura como regulador fisiológico, sino que también subrayan la interacción con otros factores, que en conjunto definen y pondrán a prueba en el futuro, la resiliencia ecológica de los juveniles de corvina rubia en Bahía Samborombón.

El análisis separado por temporadas permitió identificar moduladores ambientales específicos. En la temporada cálida, la longitud total y la temperatura de fondo presentaron efectos no lineales sobre la condición, indicando rangos óptimos de desempeño fisiológico más que relaciones monótonas, en concordancia con respuestas observadas en otros peces estuarinos (Brosset et al., 2023). Este patrón podría vincularse, al menos en parte, con cambios ontogénicos en el tipo de crecimiento muscular: al inicio predomina la hiperplasia (juveniles tempranos), mientras que conforme avanza la ontogenia se observa una transición hacia la hipertrofia, lo que genera una disminución progresiva de los índices de ácidos nucleicos independientemente del estado nutricional (Buckley y Bulow, 1987; Chícharo y Chícharo, 2008; Chícharo et al., 2012; García Alonso et al., 2021). Esto sugiere que los descensos en la condición asociados a la longitud total no necesariamente implican un peor estado fisiológico, sino que pueden reflejar simplemente cambios en el crecimiento. La densidad de juveniles tuvo un efecto positivo en los valores más altos, lo que sugiere que las agregaciones se producen en hábitats tróficamente favorables, reforzando la importancia de la disponibilidad de alimento. Además, se evidenció un patrón espacial con mejor condición en la zona media respecto de las zonas norte y sur, lo que puede estar asociado a procesos oceanográficos de retención (Simionato et al., 2004) y a la distribución diferencial de presas bentónicas (Giberto, 2008; Sardiña y López Cazorla, 2005).

En invierno, en cambio, la condición estuvo determinada principalmente por la temperatura de fondo y la densidad de juveniles, con un efecto positivo de ambas. Estos resultados sugieren que, aún en un contexto general de **restricción energética**, los individuos se benefician de **microhábitats relativamente más cálidos y con mayor oferta alimentaria**. La longitud total mostró solo una tendencia marginal, lo que indica una homogeneización de la condición entre tallas en situación de bajas temperaturas. Tampoco se detectaron diferencias espaciales marcadas, posiblemente porque las limitaciones invernales baja temperatura, menor productividad primaria y secundaria (Beaugrand et al., 2003; Cushing, 1975; Richardson, 2008) afectan de manera relativamente homogénea a toda la Bahía.

Durante el invierno se combinan dos situaciones críticas para la especie. Por un lado, existe un **cambio en la dieta**: mientras que en la temporada cálida los juveniles se alimentan principalmente del decápodo sergéstido *Peisos petrunkevitchi*, en la fría prevalece el misidáceo *Neomysis americana* (Pedernera, 2020). Dado que *P. petrunkevitchi* alcanza tallas considerablemente mayores que *N. americana* (Mallo y Boschi, 1982; Viñas y Hoffmeyer, 2016), es probable que en la temporada fría los juveniles deban consumir mayor cantidad de presas más pequeñas para cubrir sus requerimientos energéticos, lo que implicaría mayor tiempo de forrajeo y gasto energético en un contexto de metabolismo reducido. Este desajuste podría contribuir a la menor condición invernal observada, aunque futuros estudios deberán evaluar la calidad nutricional de estas presas y su impacto real sobre la condición, considerando que las demandas energéticas también disminuyen con la temperatura (Geissinger et al., 2021). Por otro lado, esta temporada coincide con la temporada de **zafra de la corvina rubia** (Carozza, 2012), lo que incrementa el riesgo de captura de juveniles por la flota artesanal (Perrotta et al., 2007; García, 2011), aumentando la vulnerabilidad de la población en un período de baja condición fisiológica.

La disminución de la condición en invierno debe interpretarse en el marco de la **resiliencia** de la corvina rubia. Aunque los juveniles muestran plasticidad para explotar distintos recursos y hábitats (Haimovici et al., 2021), la época invernal representa una ventana de alta vulnerabilidad en la que la baja condición, la escasez de presas de tamaño adecuado y la presión pesquera pueden actuar en conjunto aumentando la mortalidad natural y selectiva (Ferron y Leggett, 1994; Hurst, 2007). Este doble escenario pone en evidencia la importancia de considerar la **condición nutricional en índices de abundancia relativos** de juveniles utilizados en evaluaciones pesqueras (Braverman et

al., 2020; CTMFM, 2021; Giussi et al., 2022; Riestra et al., 2023), ya que su inclusión aportaría información intrínseca que complementa las variables ambientales y espaciales habitualmente empleadas.

Finalmente, en un contexto de cambio climático, donde se proyectan alteraciones en la descarga del Río de la Plata, la temperatura y los regímenes de viento en la región (Montroull et al., 2018; Gillanders et al., 2022), la dinámica estacional de la condición podría modificarse de manera sustancial. Cambios en la disponibilidad trófica, la intensidad del letargo invernal y la interacción con la pesca artesanal y comercial condicionarán la *resiliencia de la especie* y, en última instancia, el *reclutamiento a las pesquerías*.

3.5 Reflexión final

El estudio de la condición nutricional de los juveniles de corvina rubia revela que la estación cálida es un período de crecimiento y vitalidad, mientras que el período frío constituye una etapa crítica en la que los individuos deben *pasar el invierno* en un estado de menor condición fisiológica. Este desafío estacional pone a prueba la *resiliencia de la especie*, cuya plasticidad para enfrentar ambientes variables le permite sostenerse en un estuario cambiante como la Bahía Samborombón. Reconocer estos mecanismos es esencial para comprender su dinámica poblacional y anticipar los efectos de un escenario climático cada vez más incierto.

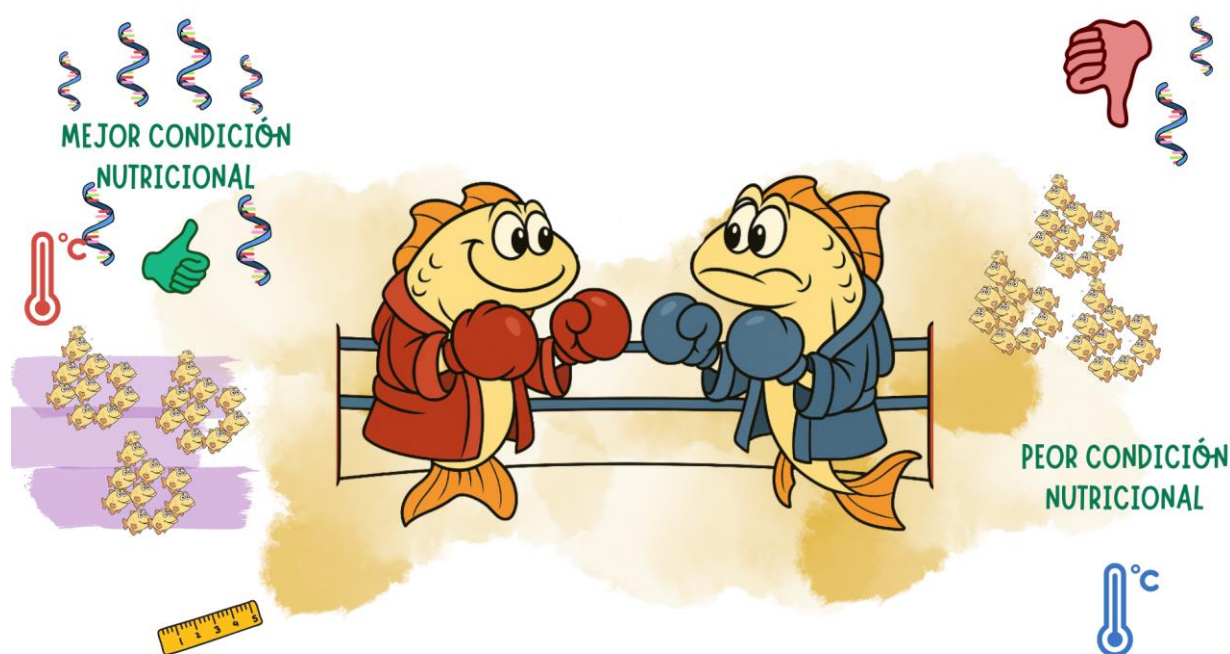


Figura 3.8. Resumen gráfico de los principales hallazgos proporcionados en el **CAPÍTULO III**.

3.6 Referencias

1. **Able, K. W. (1999).** Measures of juvenile fish habitat quality: examples from a National Estuarine Research Reserve. In American Fisheries Society Symposium (Vol. 22, pp. 134-147).
2. **Acha, E. M., Mianzan, H., Lasta, C. A., Guerrero, R. A. (1999).** Estuarine spawning of the whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* (Pisces: Sciaenidae), in the Río de la Plata, Argentina. Marine and Freshwater Research, 50(1), 57-65.

<https://doi.org/10.1071/MF98045>

3. **Adams, S. M., Ham, K. D. (2011).** Application of biochemical and physiological indicators for assessing recovery of fish populations in a disturbed stream. Environmental management, 47(6), 1047-1063.

<https://doi.org/10.1007/s00267-010-9599-7>

4. **Beaugrand, G., Brander, K. M., Alistair Lindley, J., Souissi, S., Reid, P. C. (2003).** Plankton effect on cod recruitment in the North Sea. Nature, 426(6967), 661-664.

<https://doi.org/10.1038/nature02164>

5. **Bolger, T., Connolly, P. L. (1989).** The selection of suitable indices for the measurement and analysis of fish condition. Journal of Fish Biology, 34(2), 171-182.

<https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1989.tb03300.x>

6. **Booth, D. J., Beretta, G. A. (2004).** Influence of recruit condition on food competition and predation risk in a coral reef fish. Oecologia, 140(2), 289-294.

<https://doi.org/10.1007/s00442-004-1608-1>

7. **Braverman, M. S., Brown, D., Acha, E. M. (2020).** Metamorphosis of whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* (Pisces, Sciaenidae). Marine and Fishery Sciences (MAFIS), 33(2), 163-182.

<https://doi.org/10.47193/mafis.3322020301107>

8. **Brett, J. R. (1979).** Environmental factors and growth. In Fish physiology (Vol. 8, pp. 599-675). Academic press.

[https://doi.org/10.1016/S1546-5098\(08\)60033-3](https://doi.org/10.1016/S1546-5098(08)60033-3)

9. **Brosset, P., Averty, A., Mathieu-Resuge, M., Schull, Q., Soudant, P., Lebigre, C. (2023).** Fish morphometric body condition indices reflect energy reserves but other physiological processes matter. Ecological Indicators, 154, 110860.

<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110860>

10. **Buckley, L. J. (1979).** Relationships between RNA–DNA ratio, prey density, and growth rate in Atlantic cod (*Gadus morhua*) larvae. Journal of the Fisheries Board of Canada, 36(12), 1497-1502.

<https://doi.org/10.1139/f79-217>

11. **Buckley, L. J. (1984).** RNA-DNA ratio: an index of larval fish growth in the sea. Marine Biology, 80(3), 291-298.

<https://doi.org/10.1007/BF00392824>

12. **Buckley, L. J., Bulow, F. J. (1987).** Techniques for the estimation of RNA, DNA, and protein in fish. The age and growth of fish, 345-354.
13. **Buckley, L. J., Caldarone, E. M., Clemmesen, C. (2008).** Multi-species larval fish growth model based on temperature and fluorometrically derived RNA/DNA ratios: Results from a meta-analysis. Marine Ecology Progress Series, 371, 221–232.

<https://doi.org/10.3354/meps07648>

14. **Budge, S. M., Iverson, S. J., Koopman, H. N. (2006).** Studying trophic ecology in marine ecosystems using fatty acids: a primer on analysis and interpretation. Marine Mammal Science, 22(4).

<https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2006.00079.x>

15. **Bulow, F. J. (1970).** RNA–DNA ratios as indicators of recent growth rates of a fish. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 27(12), 2343-2349.

<https://doi.org/10.1139/f70-262>

16. **Bulow, F. J. (1987).** RNA-DNA ratios as indicators of growth in fish: a review. *Age and growth of fish*, 45-64.
17. **Bustard, D. R., Narver, D. W. (1975).** Aspects of the winter ecology of juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) and steelhead trout (*Salmo gairdneri*). *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 32(5), 667-680.

<https://doi.org/10.1139/f75-086>

18. **Caballero, M. J., López-Calero, G., Socorro, J., Roo, F. J., Izquierdo, M. S., Fernández, A. J. (1999).** Combined effect of lipid level and fish meal quality on liver histology of gilthead seabream (*Sparus aurata*). *Aquaculture*, 179(1-4), 277-290.

[https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(99\)00165-9](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(99)00165-9)

19. **Caldarone, E. M., Wagner, M., Stonge-burns, J., Buckley, L.J. (2001).** Northeast Fisheries Science, 11, 1-22.
20. **Caldarone, E. M., Clemmesen, C. M., Berdalet, E., Miller, T. J., Folkvord, A., Holt, G. J., ..., Suthers, I. M. (2006).** Intercalibration of four spectrofluorometric protocols for measuring RNA/DNA ratios in larval and juvenile fish. *Limnology and Oceanography: Methods*, 4(5), 153-163.

<https://doi.org/10.4319/lom.2006.4.153>

21. **Carozza, C. R. (2012).** Estructura y dinámica poblacional de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) del extremo sur de su distribución, Provincia de Buenos Aires, Argentina (Doctoral dissertation, Tesis de Doctorado. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad Nacional de Mar del Plata).

22. **Chícharo, M. A., Chícharo, L. (2008).** RNA: DNA ratio and other nucleic acid derived indices in marine ecology. *International journal of molecular sciences*, 9(8), 1453-1471.

<https://doi.org/10.3390/ijms9081453>

23. **Chícharo, M. A., Amaral, A., Faria, A., Morais, P., Mendes, C., Piló, D., ... , Chícharo, L. (2012).** Are tidal lagoons ecologically relevant to larval recruitment of small pelagic fish? An approach using nutritional condition and growth rate. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 112, 265-279.

<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2012.07.033>

24. **Clemmesen, C. M. (1989).** RNA/DNA ratios of laboratory-reared and wild herring larvae determined with a highly sensitive fluorescence method. *Journal of Fish Biology*, 35(sA), 331-333.

25. **Codignotto, J. O., Dragani, W. C., Martin, P. B., Simionato, C. G., Medina, R. A., Alonso, G. (2012).** Wind-wave climate change and increasing erosion in the outer Río de la Plata, Argentina. *Continental Shelf Research*, 38, 110-116.

<https://doi.org/10.1016/j.csr.2012.03.013>

26. **Cone, R. S. (1989).** The need to reconsider the use of condition indices in fishery science. *Transactions of the American Fisheries Society*, 118(5), 510-514.

[https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1989\)118<0511:TNTRTU>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1989)118<0511:TNTRTU>2.3.CO;2)

27. **Connon, R. E., Jeffries, K. M., Komoroske, L. M., Todgham, A. E., Fangue, N. A. (2018).** The utility of transcriptomics in fish conservation. *Journal of Experimental Biology*, 221(2), jeb148833.

<https://doi.org/10.1242/jeb.148833>

28. **Conover, D. O. (1992).** Seasonality and the scheduling of life history at different latitudes. *Journal of Fish Biology*, 41, 161-178.

<https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1992.tb03876.x>

29. **Costello, C., Ovando, D., Hilborn, R., Gaines, S. D., Deschenes, O., Lester, S. E. (2012).** Status and solutions for the world's unassessed fisheries. *Science*, 338(6106), 517-520.

<https://doi.org/10.1126/science.1223389>

30. **CTMFM (Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo). (2020).** Informe sobre el estado del recurso corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en la Zona Común de Pesca Argentino–Uruguay. Montevideo, Uruguay.
31. **Cushing, D. H. (1975).** Marine ecology and fisheries. CUP archive.
32. **Cushing, D. H., Horwood, J. W. (1994).** The growth and death of fish larvae. *Journal of Plankton Research*, 16(3), 291-300.
33. **Dalsgaard, J., John, M. S., Kattner, G., Müller-Navarra, D., Hagen, W. (2003).** Fatty acid trophic markers in the pelagic marine environment.

[https://doi.org/10.1016/S0065-2881\(03\)46005-7](https://doi.org/10.1016/S0065-2881(03)46005-7)

34. **Diaz, M. V., Pájaro, M. (2012).** Protocolo para la determinación de ácidos nucleicos en larvas de peces. Informe de Investigación INIDEP, 20, 1–9.
35. **Diaz, M. V., Do Souto, M., Cohen, S., Macchi, G. J. (2022).** RNA/DNA and derived condition indices for anchovy and hake larvae as relevant information for comprehensive fisheries management. *Scientia Marina*, 86(4), e049-e049.

<http://doi.org/10.3989/scimar.05288.049>

36. **Do Souto, M., Brown, D. R., Leonarduzzi, E., Capitanio, F. L., Diaz, M. V. (2019).** Nutritional condition and otolith growth of *Engraulis anchoita* larvae: the comparison of two life traits indexes. *Journal of Marine Systems*, 193, 94-102.

<https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2019.01.008>

37. **Djurichkovic, L. D., Donelson, J. M., Fowler, A. M., Feary, D. A., Booth, D. J. (2019).** The effects of water temperature on the juvenile performance of two tropical damselfishes expatriating to temperate reefs. *Scientific reports*, 9(1), 13937.

<https://doi.org/10.1038/s41598-019-50303-z>

38. **Ellis, T. A., Buckel, J. A., Hightower, J. E. (2017).** Winter severity influences spotted seatrout mortality in a southeast US estuarine system. *Marine Ecology Progress Series*, 564, 145-161.

<http://doi.org/10.3354/meps11985>

39. **Ferron, A., Leggett, W. C. (1994).** An appraisal of condition measures for marine fish larvae. In *Advances in marine biology* (Vol. 30, pp. 217-303). Academic Press.

[https://doi.org/10.1016/S0065-2881\(08\)60064-4](https://doi.org/10.1016/S0065-2881(08)60064-4)

40. **Fox, M. G., Keast, A. (1991).** Effect of overwinter mortality on reproductive life history characteristics of pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*) populations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 48(9), 1792-1799.

<https://doi.org/10.1139/f91-211>

41. **Froese, R. (2006).** Cube law, condition factor and weight–length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *Journal of applied ichthyology*, 22(4), 241-253.

<https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2006.00805.x>

42. **Fukuda, M., Sako, H., Shigeta, T., Shibata, R. (2001).** Relationship between growth and biochemical indices in laboratory-reared juvenile Japanese flounder (*Paralichthys olivaceus*), and its application to wild fish. *Marine Biology*, 138(1), 47-55.

<https://doi.org/10.1007/s002270000431>

43. **Gallardo, M. Á., Sala-Rabanal, M., Ibarz, A., Padrós, F., Blasco, J., Fernández-Borràs, J., Sánchez, J. (2003).** Functional alterations associated with “winter syndrome” in gilthead sea bream (*Sparus aurata*). *Aquaculture*, 223(1-4), 15-27.

[https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(03\)00164-9](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(03)00164-9)

44. **García, S. (2011).** Caracterización de la pesca artesanal en el sector norte del Partido de La Costa, Provincia de Buenos Aires. Frente Marítimo, 22, 31.
45. **Garcia Alonso, V. A., Diaz, M. V., Pajaro, M., Capitanio, F. L. (2021).** Ontogeny versus environmental forcing off the Southwest Atlantic Ocean: Nutritional condition of Fuegian sprat (*Sprattus fuegensis*) early stages. Fisheries Oceanography, 30(6), 653-665.

<https://doi.org/10.1111/fog.12543>

46. **Geissinger, E. A., Gregory, R. S., Laurel, B. J., Snelgrove, P. V. (2021).** Food and initial size influence overwinter survival and condition of a juvenile marine fish (age-0 Atlantic cod). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 78(4), 472-482.

<https://doi.org/10.1139/cjfas-2020-0142>

47. **Giberto, D. A. (2008).** Estructura de la comunidad bentónica y ecología trófica de Sciaenidae (Pisces: Osteichthyes) en el estuario del Río de la Plata. Universidad Nacional del Comahue.
48. **Gillanders, B. M., McMillan, M. N., Reis-Santos, P., Baumgartner, L. J., Brown, L. R., Conallin, J., ..., Wibowo, A. (2022).** Climate change and fishes in estuaries. Fish and fisheries in estuaries: a global perspective, 1, 380-457.

<https://doi.org/10.1002/9781119705345.ch7>

49. **Giussi, A. R., Prosdocimi, L., Carozza, C. R., Navarro, G. S. (2022).** Estado de los recursos pesqueros bajo administración exclusiva de la República Argentina. Aportes para el Informe SOFIA 2022 (Informe de Asesoramiento y Transferencia INIDEP N° 12/2022, 90 pp.). Mar del Plata: Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP).
50. **Gwak, W. S., Tanaka, M. (2001).** Developmental change in RNA: DNA ratios of fed and starved laboratory-reared Japanese flounder larvae and juveniles, and its application to assessment of nutritional condition for wild fish. Journal of Fish Biology, 59(4), 902-915.

<https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2001.tb00160.x>

51. **Haimovici, M., Cavole, L. M., Cope, J. M., Cardoso, L. G. (2021).** Long-term changes in population dynamics and life history contribute to explain the resilience of a stock of *Micropogonias furnieri* (Sciaenidae, Teleostei) in the SW Atlantic. Fisheries research, 237, 105878.

<https://doi.org/10.1016/j.fishres.2021.105878>

52. **Heath, M. R. (1992).** Field investigations of the early life stages of marine fish. In Advances in marine biology (Vol. 28, pp. 1-174). Academic Press.

[https://doi.org/10.1016/S0065-2881\(08\)60039-5](https://doi.org/10.1016/S0065-2881(08)60039-5)

53. **Henderson, R. J., Tocher, D. R. (1987).** The lipid composition and biochemistry of freshwater fish. Progress in lipid research, 26(4), 281-347.

[https://doi.org/10.1016/0163-7827\(87\)90002-6](https://doi.org/10.1016/0163-7827(87)90002-6)

54. **Hilborn, R., Amoroso, R. O., Anderson, C. M., Baum, J. K., Branch, T. A., Costello, C., ... , Ye, Y. (2020).** Effective fisheries management instrumental in improving fish stock status. Proceedings of the National Academy of Sciences, 117(4), 2218-2224.

<https://doi.org/10.1073/pnas.1909726116>

55. **Houlihan, D. F., Mathers, E. M., Foster, A. (1993).** Biochemical correlates of growth rate in fish. Fish ecophysiology, 45-71.

https://doi.org/10.1007/978-94-011-2304-4_2

56. **Houde, E. D. (1987).** Fish early life dynamics and recruitment variability. In Am. Fish. Soc. Symp. (Vol. 2, pp. 17-29).

57. **Hurst, T. P. (2007).** Causes and consequences of winter mortality in fishes. Journal of Fish Biology, 71(2), 315-345.

<https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2007.01596.x>

58. **Hurst, T. P., Laurel, B. J., Ciannelli, L. (2010).** Ontogenetic patterns and temperature-dependent growth rates in early life stages of Pacific cod (*Gadus macrocephalus*). Fishery Bulletin, 108.

<https://ir.library.oregonstate.edu/concern/articles/f7623f019>

59. **Iverson, S. J., Field, C., Don Bowen, W., Blanchard, W. (2004).** Quantitative fatty acid signature analysis: a new method of estimating predator diets. Ecological monographs, 74(2), 211-235.

<https://doi.org/10.1890/02-4105>

60. **Jakob, E. M., Marshall, S. D., Uetz, G. W. (1996).** Estimating fitness: a comparison of body condition indices. Oikos, 61-67.

<https://doi.org/10.2307/3545585>

61. **Jaureguizar, A. J., Menni, R., Guerrero, R., Lasta, C. (2004).** Environmental factors structuring fish communities of the Rio de la Plata estuary. Fisheries Research, 66(2-3), 195-211.

[https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(03\)00200-5](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(03)00200-5)

62. **Jobling, M., Meløy, O. H., Dos Santos, J., Christiansen, B. J. A. I. (1994).** The compensatory growth response of the Atlantic cod: effects of nutritional history. Aquaculture International, 2(2), 75-90.

<https://doi.org/10.1007/BF00128802>

63. **Kamler, E. (2005).** Parent–egg–progeny relationships in teleost fishes: an energetics perspective. Reviews in Fish Biology and Fisheries, 15(4), 399-421.

<https://doi.org/10.1007/s11160-006-0002-y>

64. **Lambert, Y., Dutil, J. D. (1997).** Can simple condition indices be used to monitor and quantify seasonal changes in the energy reserves of cod (*Gadus morhua*)?. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 54(S1), 104-112.

<https://doi.org/10.1139/f96-149>

65. **Le Cren, E. D. (1951).** The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). The Journal of Animal Ecology, 201-219.

<https://doi.org/10.2307/1540>

66. **Le Pape, O., Gilliers, C., Riou, P., Morin, J., Amara, R., & Désaunay, Y. (2007).** Convergent signs of degradation in both the capacity and the quality of an essential fish habitat: state of the Seine estuary (France) flatfish nurseries. Hydrobiologia, 588(1), 225-229.

<https://doi.org/10.1007/s10750-007-0665-y>

67. **Lima, J. J., Lasta, C. A., Acha, E.M. (1991).** Oferta trófica y temperatura como factores ambientales reguladores del crecimiento en juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*). In Simposio Científico Montevideo, UY. 2-4 dic. 1991.
68. **Lloret, J., Planes, S. (2003).** Condition, feeding and reproductive potential of white seabream *Diplodus sargus* as indicators of habitat quality and the effect of reserve protection in the northwestern Mediterranean. Marine Ecology Progress Series, 248, 197-208.

<https://doi.org/10.3354/meps248197>

69. **Lloret, J., Faliex, E., Shulman, G. E., Raga, J. A., Sasal, P., Muñoz, M., ... , Ferrer, D. (2012).** Fish health and fisheries, implications for stock assessment and management: the Mediterranean example. Reviews in Fisheries Science, 20(3), 165-180.

<https://doi.org/10.1080/10641262.2012.695817>

70. **Lloret, J., Shulman, G., Love, R. M. (2013).** Condition and health indicators of exploited marine fishes. John Wiley & Sons.
71. **Mallo, J., Boschi, E. (1982).** Contribucion al conocimiento del cararon *Peisos petrunkevitchi* de la region de Mar del Plata (Crustacea: Decapoda: Sergestidae). Physis, Serie A, 41(100), 85-98.
72. **Marshall, C. T., Yaragina, N. A., Lambert, Y., Kjesbu, O. S. (1999).** Total lipid energy as a proxy for total egg production by fish stocks. Nature, 402(6759), 288-290.

<https://doi.org/10.1038/46272>

73. **Mazurais, D., Darias, M., Zambonino-Infante, J. L., Cahu, C. L. (2011).** Transcriptomics for understanding marine fish larval development. Canadian Journal of Zoology, 89(7), 599-611.

<https://doi.org/10.1139/z11-036>

74. **McBride, R. S., Somarakis, S., Fitzhugh, G. R., Albert, A., Yaragina, N. A., Wuenschel, M. J., ... x, Basilone, G. (2015).** Energy acquisition and allocation to egg production in relation to fish reproductive strategies. Fish and Fisheries, 16(1), 23-57.

<https://doi.org/10.1111/faf.12043>

75. **Meng, L., Matern, S. A. (2001).** Native and introduced larval fishes of Suisun Marsh, California: the effects of freshwater flow. Transactions of the American Fisheries Society, 130(5), 750-765.

[https://doi.org/10.1577/1548-8659\(2001\)130<0750:NAILFO>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(2001)130<0750:NAILFO>2.0.CO;2)

76. **Militelli, M. I., Macchi, G. J., Rodrigues, K. A. (2013).** Comparative reproductive biology of Sciaenidae family species in the Río de la Plata and Buenos Aires Coastal Zone, Argentina. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 93(2), 413-423.

<https://doi.org/10.1017/S0025315412001488>

77. **Montroull, N. B., Saurral, R. I., Camilloni, I. A. (2018).** Hydrological impacts in La Plata basin under 1.5, 2 and 3 C global warming above the pre-industrial level.

<http://dx.doi.org/10.1002/joc.5505>

78. **Nash, R. D., Valencia, A. H., Geffen, A. J. (2006).** The origin of Fulton's condition factor—setting the record straight. *Fisheries*, 31(5), 236-238.

79. **Nash, R. D., Dickey-Collas, M., Kell, L. T. (2009).** Stock and recruitment in North Sea herring (*Clupea harengus*); compensation and depensation in the population dynamics. *Fisheries Research*, 95(1), 88-97.

<https://doi.org/10.1016/j.fishres.2008.08.003>

80. **Ney, J. J. (1993).** Bioenergetics modeling today: growing pains on the cutting edge. *Transactions of the American Fisheries Society*, 122(5), 736-748.

[https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1993\)122<0736:BMTGPO>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1993)122<0736:BMTGPO>2.3.CO;2)

81. **Norbis, W., Galli, O. (2013).** Spatial co-occurrence of two Sciaenid species (*Micropogonias fuernieri* and *Cynocion quatuorcupa*) subject to fishing in the Río de La Plata and oceanic coast of Uruguay: ecological or technological interdependence?. *Bol. Inst. Pesca (Impr.)*, 137-148.

82. **Pangle, K. L., Sutton, T. M., Kinnunen, R. E., Hoff, M. H. (2004).** Overwinter survival of juvenile lake herring in relation to body size, physiological condition, energy stores, and food ration. *Transactions of the American Fisheries Society*, 133(5), 1235-1246.

<https://doi.org/10.1577/T03-127.1>

83. **Pauly, D., Zeller, D. (2016).** Global atlas of marine fisheries: a critical appraisal of catches and ecosystem impacts. Island Press.

84. **Peck, M. A., Reglero, P., Takahashi, M., Catalán, I. A. (2013).** Life cycle ecophysiology of small pelagic fish and climate-driven changes in populations. *Progress in Oceanography*, 116, 220-245.

<https://doi.org/10.1016/j.pocean.2013.05.012>

85. **Pedernera, M. (2020).** Hábitos alimentarios en juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en la Bahía Samborombón (Doctoral dissertation, Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional de Mar del Plata, Argentina).
86. **Perrotta, R. G., Ruarte, C., Carozza, C. (2007).** La pesca costera en la Argentina.
87. **Post, D. M. (2002).** Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. *Ecology*, 83(3), 703-718.

[https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[0703:USITET\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[0703:USITET]2.0.CO;2)

88. **Reimers, N. (1963).** Body condition, water temperature, and over-winter survival of hatchery-reared trout in Convict Creek, California. *Transactions of the American Fisheries Society*, 92(1), 39-46.

[https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1963\)92\[39:BCWTAO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1963)92[39:BCWTAO]2.0.CO;2)

89. **Richardson, A. J. (2008).** In hot water: zooplankton and climate change. *ICES Journal of Marine Science*, 65(3), 279-295.

<https://doi.org/10.1093/icesjms/fsn028>

90. **Ricker, W. E. (1975).** Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Fish. Res. Board Can. Bull.*, 191, 1-382.
91. **Riestra, C., Rico, M. R., Lagos, A. N., Alves, N. M., Ruarte, C. (2023).** Índice de abundancia relativa de juveniles de corvina rubia en la Bahía Samborombón. Período 2016–2023 (Informe de Investigación INIDEP). Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Mar del Plata, Argentina.
92. **Rodriguez, J., Alves, N. M., Chavesta, H. F., Macchi, G. J., Schiariti, A., Di Mauro, R., Diaz, M. V. (2025).** Exploring Nutritional Condition of *Merluccius hubbsi* During Early Life Stages: Environmental Drivers and Possible Implications on Subsequent Recruitment. *Fisheries Oceanography*, e12724.

<https://doi.org/10.1111/fog.12724>

93. **Rooker, J. R., Holt, G. J. (1996).** Application of RNA: DNA ratios to evaluate the condition and growth of larval and juvenile red drum (*Sciaenops ocellatus*). Marine and Freshwater Research, 47(2), 283-290.

<https://doi.org/10.1071/MF9960283>

94. **Sardiña, P., Cazorla, A. L. (2005).** Trophic ecology of the whitemouth croaker, *Micropogonias furnieri* (Pisces: Sciaenidae), in south-western Atlantic waters. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 85(2), 405-413.

<https://doi.org/10.1017/S0025315405011331h>

95. **Saurral, R. I., Montroull, N. B., Camilloni, I. A. (2013).** Development of statistically unbiased twenty-first century hydrology scenarios over La Plata Basin. International journal of river basin management, 11(4), 329-343.

<https://doi.org/10.1080/15715124.2014.885440>

96. **Sheridan, M. A. (1988).** Lipid dynamics in fish: aspects of absorption, transportation, deposition and mobilization. Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Comparative Biochemistry, 90(4), 679-690.

[https://doi.org/10.1016/0305-0491\(88\)90322-7](https://doi.org/10.1016/0305-0491(88)90322-7)

97. **Silva, P., Valente, L. M. P., Galante, M. H., Andrade, C. A. P., Monteiro, R. A. F., Rocha, E. (2009).** Dietary protein content influences both growth and size distribution of anterior and posterior muscle fibres in juveniles of *Pagellus bogaraveo* (Brunnich). Journal of muscle research and cell motility, 30(1), 29-39.

<https://doi.org/10.1007/s10974-009-9167-z>

98. **Simionato, C. G., Dragani, W., Meccia, V., Nuñez, M. (2004).** A numerical study of the barotropic circulation of the Río de la Plata estuary: sensitivity to bathymetry, the Earth's rotation and low frequency wind variability. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 61(2), 261-273.

<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2004.05.005>

99. **Stevenson, R. D., Woods Jr, W. A. (2006).** Condition indices for conservation: new uses for evolving tools. *Integrative and comparative biology*, 46(6), 1169-1190.

<https://doi.org/10.1093/icb/icl052>

100. **Sogard, S. M. (1997).** Size-selective mortality in the juvenile stage of teleost fishes: a review. *Bulletin of marine science*, 60(3), 1129-1157.
101. **Tonning, K. A., Budge, S. M., Tyedmers, P. (2021).** Overwinter changes in the lipid profile of young-of-the-year striped bass (*Morone saxatilis*) in freshwater ponds. *Biomolecules*, 11(11), 1678.

<https://doi.org/10.3390/biom11111678>

102. **Valente, L. M., Moutou, K. A., Conceicao, L. E., Engrola, S., Fernandes, J. M., Johnston, I. A. (2013).** What determines growth potential and juvenile quality of farmed fish species?. *Reviews in Aquaculture*, 5, S168-S193.

<https://doi.org/10.1111/raq.12020>

103. **Viñas, M. D., Hoffmeyer, M., Boschi, E. E. (2016).** Misidáceos.

<http://hdl.handle.net/1834/14365>

104. **Volkoff, H., Rønnestad, I. (2020).** Effects of temperature on feeding and digestive processes in fish. *Temperature*, 7(4), 307-320.

<https://doi.org/10.1080/23328940.2020.1765950>

105. **Wagner, N. D., Hillebrand, H., Wacker, A., Frost, P. C. (2013).** Nutritional indicators and their uses in ecology. *Ecology Letters*, 16(4), 535-544.

<https://doi.org/10.1111/ele.12067>

106. **Weatherley, A. H., Gill, H. S., Casselman, J. M. (1987).** The biology of fish growth.

107. **Wuenschel, M. J., McElroy, W. D., Oliveira, K., McBride, R. S. (2019).** Measuring fish condition: an evaluation of new and old metrics for three species with contrasting life histories. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 76(6), 886-903.

<https://doi.org/10.1139/cjfas-2018-0076>

108. **Yancheva, V., Velcheva, I., Stoyanova, S., Georgieva, E. (2016).** Histological biomarkers in fish as a tool in ecological risk assessment and monitoring programs: a review. *Applied ecology and environmental research*, 14(1), 47-75.

3.7 Trabajos asociados al capítulo

Alves, N. M., Braverman, M. S., Temperoni, B., Rodríguez, J., Díaz, M. V. (2021). Condición nutricional de juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en la Bahía Samborombón durante el período 2017–2019. Comunicación oral presentada en el SIBECORP – Simposio Iberoamericano de Ecología y Biología de Corales y Peces, Santa Marta, Colombia.

Alves, N. M., Braverman, M. S., Temperoni, B., Rodríguez, J. S., Díaz, M. V. (2022). Primeros estudios de condición nutricional en juveniles de *Micropogonias furnieri* en Bahía Samborombón durante dos temporadas del año (cálida y fría). Informe de Investigación INIDEP. Mar del Plata: Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP).

Rodríguez, J. S., Alves, N. M., Braverman, M. S., Acha, M., Díaz, M. V., García, S., Lagos, N., Rico, M. R., Riestra, C., Temperoni, B., Carozza, C., Ruarte, C. (2022). Estudios sobre los primeros estadios del desarrollo como aporte para una pesquería sostenible en el ecosistema costero bonaerense. Comunicación oral presentada en el 19° Simposio Científico de la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo, Colonia, Uruguay.

Alves, N. M., Braverman, M. S., Temperoni, B., Rodríguez, J. S., Díaz, M. V. (2024). Whitemouth croaker (*Micropogonias furnieri*), are you ok? Reduction in nutritional condition of juveniles during winter in the Southwest Atlantic Ocean. Fisheries Research, 272, 106949. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2024.106949>

Cohen, S.*, Alves, N. M.* (2025). Parada en boxes: nutrición, microfibras y estrés en juveniles de corvina rubia en la Bahía Samborombón. Póster presentado en el VI Workshop de Fisiología Ecológica y del Comportamiento, Chascomús, Argentina.

Alves, N. M., Rodríguez, J., Temperoni, B., Braverman, M. S., Díaz, M. V., Di Mauro, R. P. (2025). Dime qué comes y te diré cómo creces: Impacto de las microfibras antropogénicas en la condición nutricional de primeros estadios de vida de peces de interés comercial. Póster presentado en el VI Workshop de Fisiología Ecológica y del Comportamiento, Chascomús, Argentina.

CAPÍTULO III

Anexo

"Donde la ciencia afina su mirada"

A3.1. Modelo lineal generalizado mixto (GLMM)

Para evaluar si correspondía ajustar modelos diferenciados por temporada, se probó un modelo general con distribución Gamma y enlace logarítmico donde la única covariable fue la temporada. Los diagnósticos iniciales mostraron indicios de heterogeneidad en la varianza entre estaciones, por lo que se incorporó una fórmula de dispersión dependiente de la temporada. Esta especificación mejoró el ajuste y cumplió con los supuestos estadísticos, evidenciando diferencias en la estructura de varianza entre la temporada cálida y la fría (Figura 3.A1). En consecuencia, se justificó el ajuste de modelos separados para cada estación, permitiendo capturar de manera más adecuada los patrones específicos de cada período.

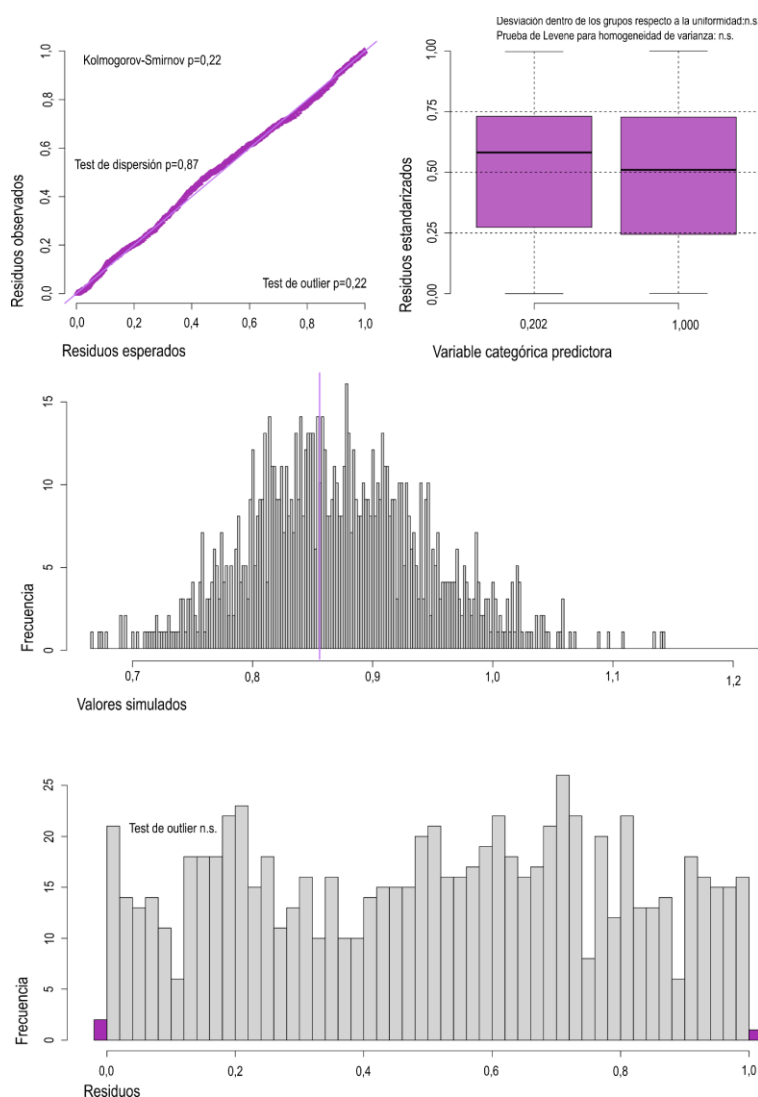


Figura 3.A1. Diagnóstico del ajuste del modelo mixto para la condición nutricional de juveniles de corvina rubia en la Bahía Samborombón.

A3.2. Temporada cálida

Con el fin de evaluar la variabilidad en la condición nutricional de los juveniles durante la temporada cálida, se ajustaron distintos modelos mixtos generalizados que incluyeron estructuras alternativas de efectos fijos y aleatorios, distribuciones de error y términos no lineales. Esta comparación permitió identificar la formulación más adecuada tanto en términos estadísticos como biológicos.

La comparación de las diferentes especificaciones reveló que el modelo Tweedie con términos spline constituyó la mejor opción para describir la variación del índice de condición nutricional RDs durante la temporada cálida, ya que presentó el menor valor de AIC y cumplió adecuadamente con los supuestos de distribución de residuos, sobredispersión y presencia de outliers (Figura 3.A2). La inclusión de funciones spline permitió capturar relaciones no lineales entre la condición y las variables morfométricas y ambientales, lo que resultó en un ajuste más realista que las versiones lineales. Asimismo, la incorporación del efecto aleatorio campaña aseguró la correcta consideración de la estructura jerárquica del muestreo y de la variabilidad espacial y temporal. En comparación, los modelos Gamma más simples mostraron un ajuste razonable, pero con menor capacidad para representar la complejidad de los datos, aun cuando se incorporaron términos en la fórmula de dispersión. Por lo tanto, la elección final del modelo Tweedie responde tanto a criterios estadísticos de parsimonia como a la necesidad biológica de reconocer respuestas no lineales en la condición de los juveniles frente a gradientes ambientales, ofreciendo un marco robusto y flexible para la interpretación ecológica de la temporada cálida.

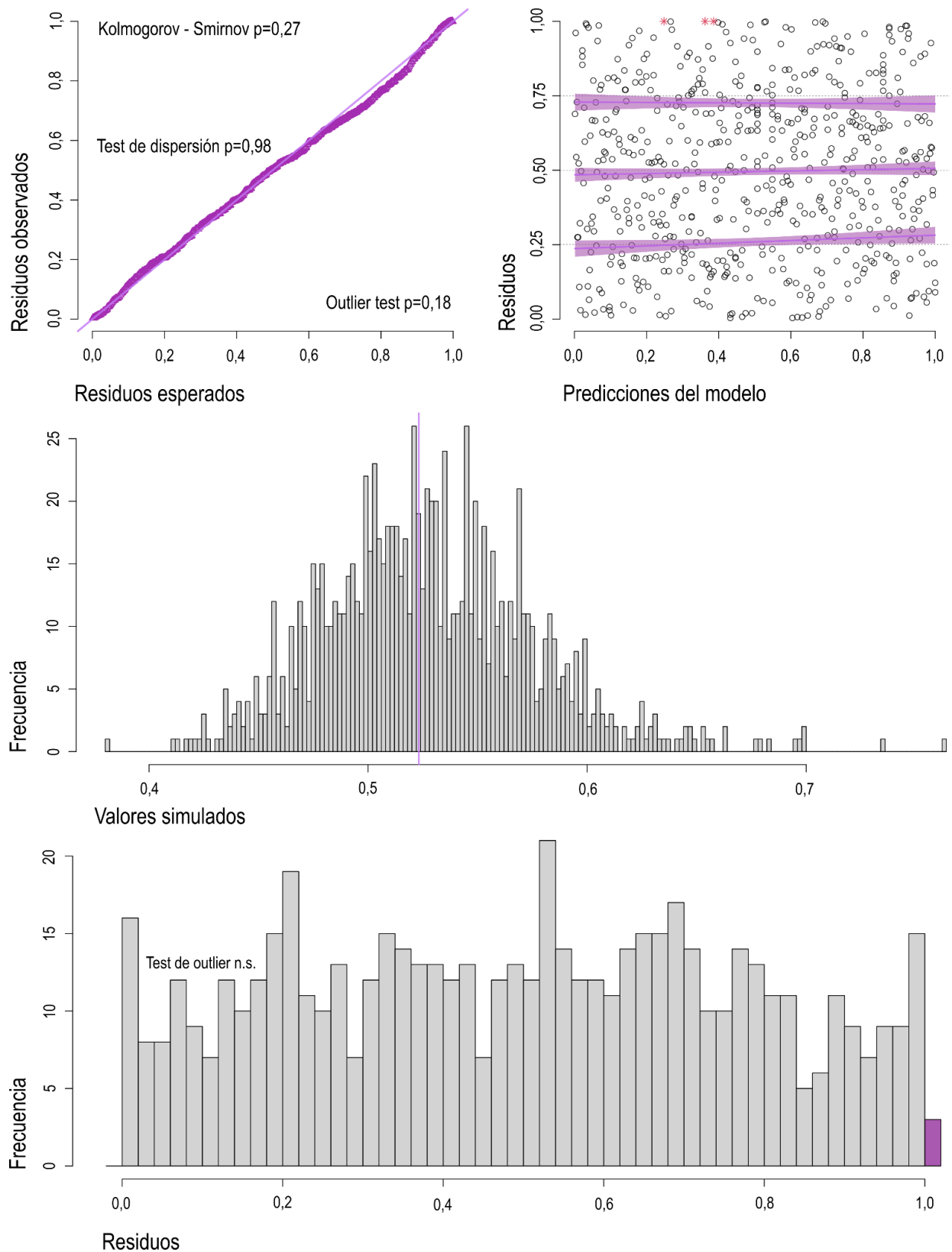


Figura 3.A2. Diagnóstico del ajuste del modelo mixto para la condición nutricional de juveniles de corvina rubia en la Bahía Samborombón durante la temporada cálida.

A3.3 Temporada fría

En la temporada fría, el modelo que mejor representó la variabilidad del índice de condición nutricional RDs fue el Tweedie con spline únicamente sobre la longitud total, el cual logró un ajuste adecuado y cumplió satisfactoriamente con los supuestos estadísticos. La incorporación de un término no lineal para la longitud permitió reflejar de manera más realista la relación entre el tamaño corporal y la condición fisiológica, mientras que el resto de las variables mantuvieron efectos lineales. El desempeño general del modelo fue robusto y estadísticamente consistente, lo que brinda confianza para interpretar los patrones observados durante la temporada fría (Figura 3.A3).

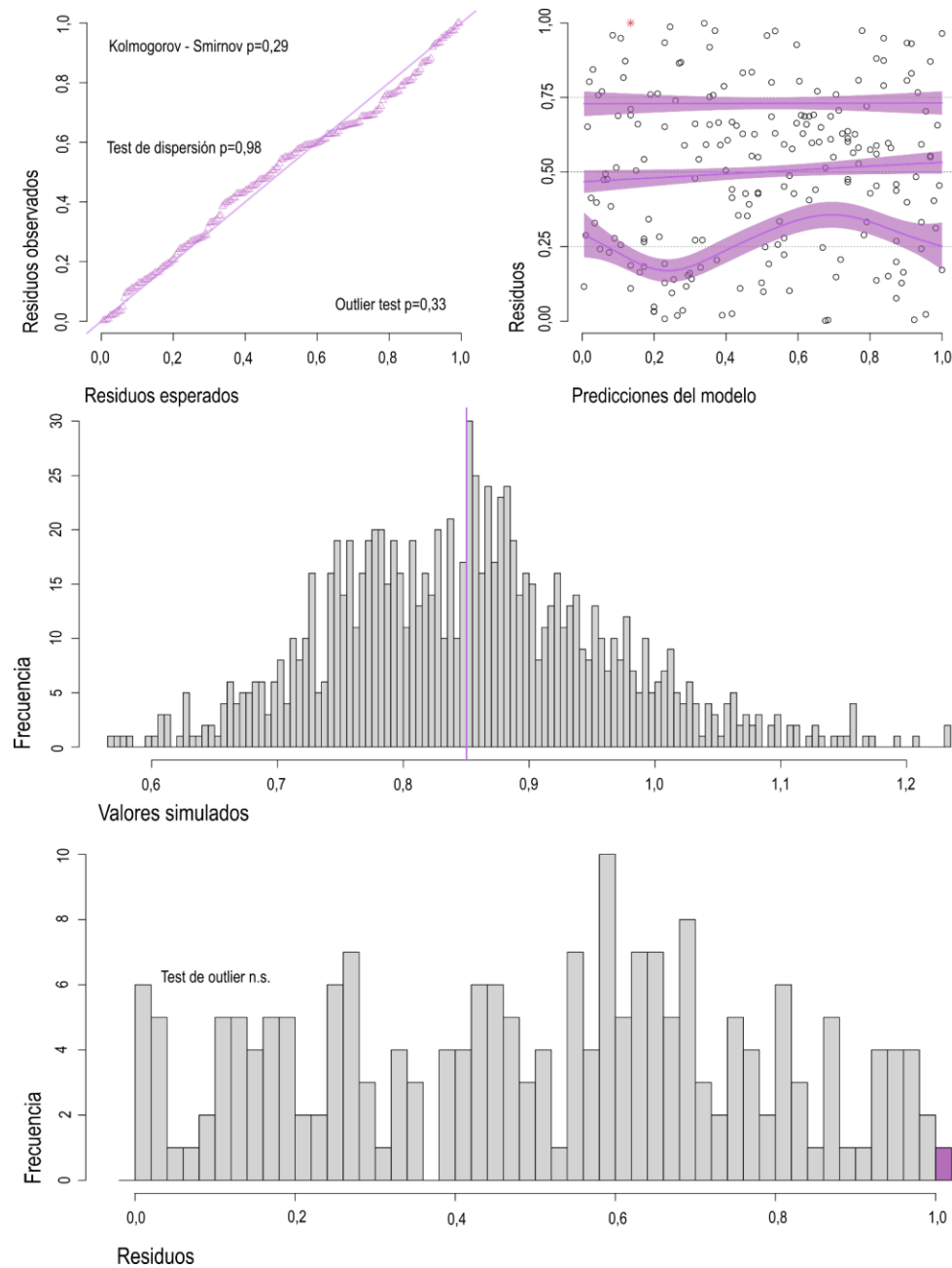


Figura 3.A3. Diagnóstico del ajuste del modelo mixto para la condición nutricional de juveniles de corvina rubia en la Bahía Samborombón durante la temporada fría.

CAPÍTULO III

BONUS TRACK!

Una de las principales preguntas que surgieron durante la construcción del **CAPÍTULO III** fue si el valor crítico del índice ARN/ADN que utilizamos reflejaba realmente una frontera biológica entre organismos en buena y mala condición. Hasta el momento, contábamos únicamente con datos de ejemplares provenientes del ambiente natural, lo que dificultaba su validación.

Por ello, decidimos incorporar una **fase experimental** que nos permitiera realizar ensayos controlados con juveniles de corvina rubia. Esta fase se desarrolló en dos bloques complementarios: el primero, orientado a estandarizar los procedimientos de captura, traslado y aclimatación de ejemplares vivos en el Gabinete de Biología Experimental (BioEx) del INIDEP; y el segundo, enfocado en el diseño y aplicación de un protocolo experimental bajo condiciones de alimentación controlada, con el objetivo de evaluar la condición nutricional de los juveniles.

Nuestro propósito fue generar una base experimental que permita comparar de manera confiable los resultados obtenidos bajo condiciones controladas con aquellos registrados en ejemplares capturados en el ambiente natural, contribuyendo así a fortalecer la interpretación del índice ARN/ADN como un bioindicador sensible del estado nutricional y fisiológico de los juveniles.

¿Cómo lo hicimos?

Bloque 1

Ética y desarrollo del plan

Los trabajos de investigación que implican experimentos con animales vivos deben realizarse considerando a los **animales como seres sensibles**, y es fundamental tanto científica como éticamente, contemplar su cuidado, evitando el estrés y el dolor innecesarios. El INIDEP cuenta con un Comité Institucional para el Cuidado y Uso de Animales de Estudio (**CICUAE**), cuya función principal es asegurar el cuidado y uso apropiados de los animales de experimentación con propósitos de investigación y enseñanza dentro del Instituto. Sin embargo, este comité se encontraba, al momento del planteo del plan de trabajo, en proceso de actualización y renovación de integrantes.

Este proyecto, obtuvo la aprobación y habilitación de la experiencia bajo el Acta de firma conjunta N°2023-23276546-APN-DPIYAM#INIDEP. El mismo contó con 4 etapas (Figura 3.B1).

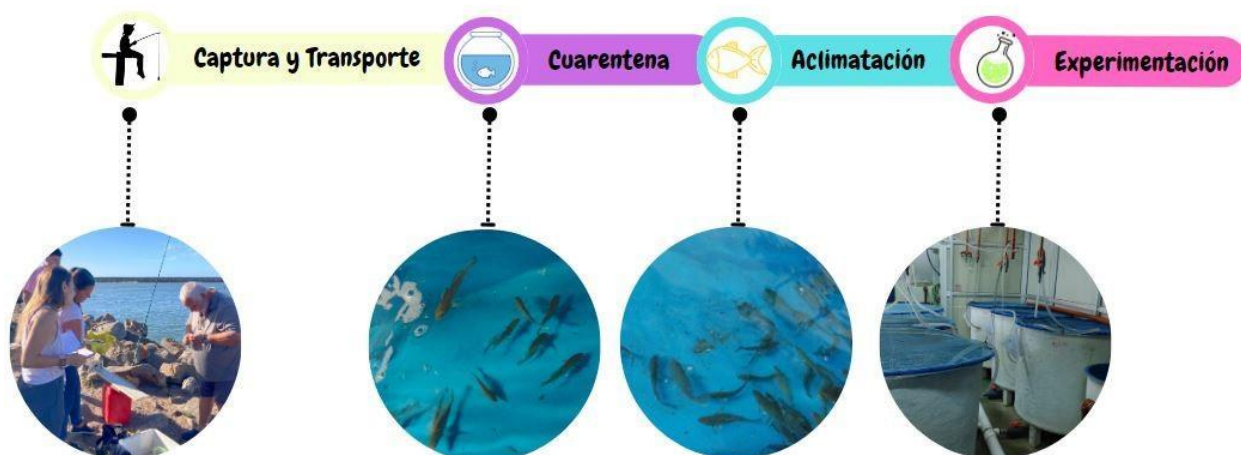


Figura 3. B1. Diagrama de flujo de las etapas llevadas a cabo para la experimentación con juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*).

Etapas 1: Captura y transporte

Durante los días 10, 11 y 12 de enero de 2023 se llevó a cabo la captura de **99 ejemplares de corvina rubia de aproximadamente un año de edad** (18 a 25 cm de longitud total, LT). La misma se realizó en la escollera norte de Mar del Plata, haciendo uso de 5 cañas de pescar utilizando como carnada caballa (*Scomber colias*) y langostino patagónico (*Pleoticus muelleri*). Cada ejemplar capturado fue medido para confirmar la edad 1 e introducido en un tanque de 80 litros de capacidad con 40 litros de agua de mar obtenida de la escollera y aireación por equipos a pila. Al completarse el tanque con 7 ejemplares, se procedió a su traslado hacia el Gabinete de BIOEX en el INIDEP; allí fueron colocados en tanques de 2000 litros de capacidad conectados a un sistema de recirculación, donde se inició el periodo de cuarentena (Figura 3.B2).



Figura 3. B2. Etapa de captura y transporte de ejemplares vivos de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en Escollera Norte, Mar del Plata.

Para conocer el estado de salud de las corvinas recientemente capturadas, se seleccionaron al azar **cinco ejemplares y se sacrificaron mediante una sobreexposición de benzocaína**, utilizando 2000 ppm de la solución stock (100g/L). De cada ejemplar sacrificado, se tomaron muestras de músculo y bazo.

Etapa 2: Cuarentena

Se realizó un **periodo de cuarentena** (40 días) para la adaptación al cautiverio de los ejemplares capturados. Para ello se contó con 2 tanques rectangulares de 2 m³ cada uno, denominados A y B. Los tanques se mantuvieron a 16 °C, con una salinidad entre 32 - 34 ppm y un pH entre 6,5-8, siendo el ideal en cautiverio entre 7-8. Se realizó un seguimiento de los parámetros físico-químicos del agua; diariamente por la mañana se registró la temperatura y el pH, mientras que la salinidad fue tomada una vez por semana (Figura 3. B3).

Los organismos fueron **alimentados a saciedad** diariamente con calamar (*Illex argentinus*) fresco y se realizó la limpieza del fondo de los tanques, antes y después de alimentarlos utilizando el método de sifoneo. Este método consiste en colocar una manguera dentro del tanque y esperar a que se llene de agua, permitiendo que las burbujas de aire desaparezcan. Luego se saca un extremo de la manguera y por diferencia de altura, en sinergia con la fuerza de gravedad, el agua comienza

a fluir por la manguera. Una fracción de lo sifoneado del tanque A fue colectada en una botella de 1L y filtrado para la recuperación de las heces de los juveniles de corvina rubia (Ver BONUS CAPÍTULO V).

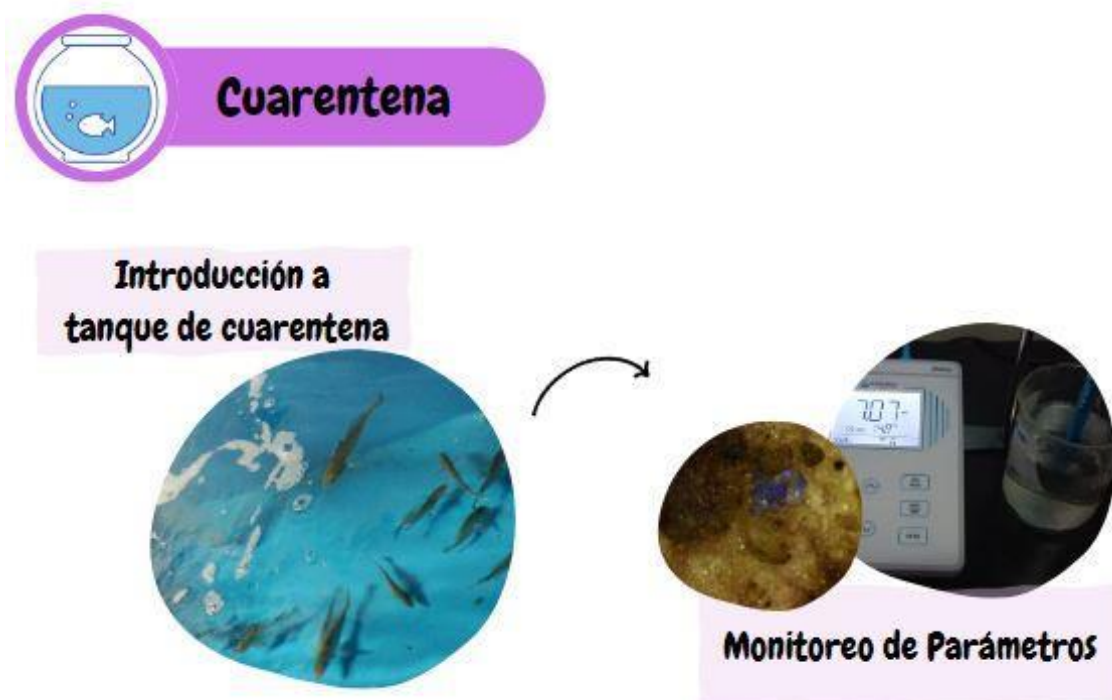


Figura 3.B3. Etapa de cuarentena de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en dos tanques de 2000 L.

Etapas 3: Aclimatación

Una vez concluida la cuarentena, comenzó la etapa de ***aclimatación*** cuya duración fue de 60 días. Para ello, se realizó un muestreo de todos los ejemplares de los tanques de cuarentena, previamente desinfectados con un antiséptico 30 minutos y anestesiados con benzocaína a 50 ppm. En el mismo, se registró: peso (g), LT (cm), diámetro del ojo (cm), altura de la cabeza (cm), altura del cuerpo (cm) y altura del pedúnculo caudal (cm) (Figura 3.B4). Los ejemplares fueron redistribuidos en los tanques A y B al azar, manteniendo la densidad constante (kg/m^3) (Figura 3.B5). Diariamente se registró la temperatura y pH, mientras que la salinidad solo los días lunes. La limpieza de los tanques fue diaria y se realizó antes y después de alimentarlos para evitar la suciedad y potenciales cambios en el pH. Se alimentó con una ***dieta de mantenimiento*** con calamar fresco a una tasa de

alimentación de 1,2% tres veces por semana. Transcurrida la etapa de aclimatación, se dió comienzo a la experimentación.

Mediciones

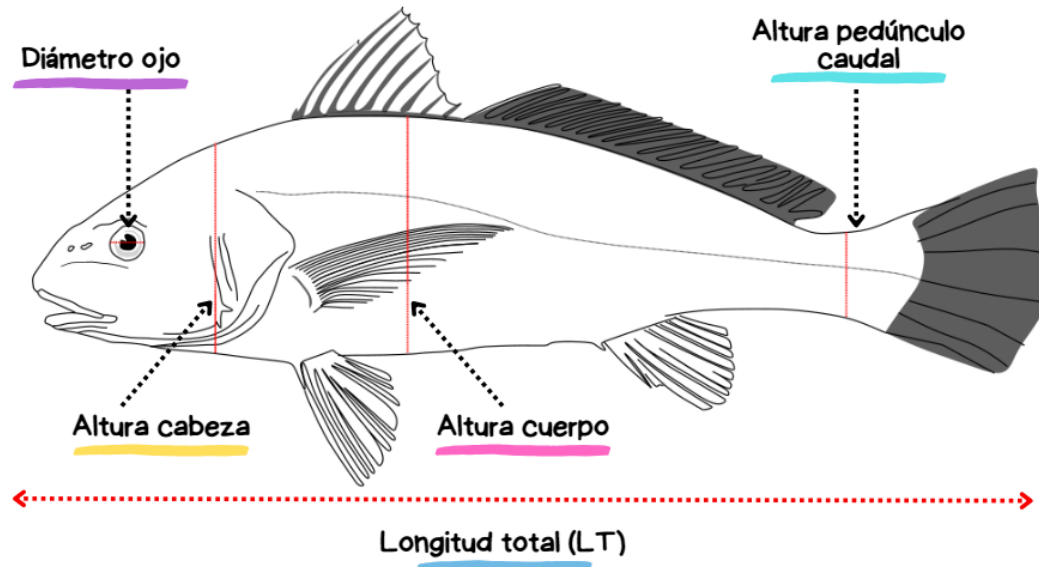


Figura 3.B4. Mediciones realizadas en juveniles de corvina rubia al comienzo de los periodos de aclimatación y de experimentación.



Figura 3.B5. Etapa de aclimatación con corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en tanques de 2000 L de capacidad.

Bloque 2

Etapas 4: experimentación

La experimentación consistió en distribuir ejemplares juveniles de corvina rubia en **seis tanques** de 500 L de capacidad contruidos de fibra de vidrio en una sala controlada. A cada tanque se le colocó una tapa diseñada específicamente para prevenir el escape de los ejemplares, asegurando así la contención y el bienestar de los peces durante el experimento. Se asignaron **dos tratamientos: alimentación controlada (tres tanques, 50 g de calamar por tanque tres veces por semana) y ayuno controlado (tres tanques)**. La ubicación de los tanques fue asignada al azar y se mantuvieron condiciones ambientales homogéneas (Figura 3.B6). Diariamente se registró la temperatura y pH, mientras que la salinidad solo los días lunes. La limpieza de los tanques fue diaria y se realizó antes y después de alimentarlos para evitar la suciedad y potenciales cambios en el pH.



Figura 3.B6. Distribución de los tanques en la sala de experimentación del Gabinete de biología experimental BIOEX.

Previo al inicio del ensayo, se efectuó un muestreo inicial y se registraron variables morfométricas: peso (g), LT (cm), diámetro ocular (cm), altura cefálica (cm), altura corporal (cm) y altura del pedúnculo caudal (cm); estas medidas fueron tomadas nuevamente cada vez que se sacrificó un ejemplar.

Los individuos fueron distribuido garantizando una *biomasa adecuada por tanque* (biomasa promedio por tanque = $3,29 \pm 0,15$), y se estableció un cronograma de sacrificio. El cronograma se organizó considerando T0 como el inicio de la experimentación, seguido de sacrificios a intervalos regulares de tres días (T1, T2, etc.), hasta T10, correspondiente al día 30, momento en que finalizó el ensayo. A cada ejemplar sacrificado se le registraron nuevamente las variables morfométricas y se extrajeron muestras de músculo y de bazo (Figura 3.B7).



Figura 3.B7. Procedimiento de toma de muestras durante el experimento realizado con juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*). En cada tiempo de muestreo (T_0 – T_{10}), los ejemplares fueron sacrificados y se registraron las variables morfométricas; además se extrajeron muestras de músculo y de bazo para la determinación de la condición nutricional y el análisis histológico de los centros melanomacrófagos.

La mortalidad por sacrificio involucró la selección de ejemplares al azar. Para sacrificar a los animales se utilizó benzocaína como anestesia en una concentración de 50 ppm (para juvenil) de la solución stock, calculando 5 ml cada 10 L de agua. Se evaluó el estado general de los ejemplares y se procedió a la toma de muestras.

La toma de muestras consistió en obtener una sección de músculo de cada ejemplar y conservarla en un freezer a -80°C hasta su procesamiento para el análisis de condición nutricional. Complementariamente, a cada individuo se le extrajo el bazo tomando una pequeña muestra (1 cm×1 cm×0,5 cm) y se fijó en formol-buffer (10%) para cuantificar centros melanomacrófagos (indicadores de estrés).

Procesamiento en laboratorio*Histología*

A cada individuo se le tomó una muestra de bazo, de 1 cm×1 cm×0,5 cm, se fijó en formol-buffer (10%) por 48 h, y luego se deshidrató e incluyó en parafina para realizar cortes histológicos de 5 µm de espesor. Los cortes fueron coloreados con Hematoxilina-Eosina (HE) para la identificación y medición de CMM empleando un microscopio óptico.

Los CMM se cuantificaron utilizando análisis de imágenes, adaptando la metodología utilizada en trabajos previos (Carrasson et al. 2008; Carreras-Colom et. al 2022; Macchi 1992;). Brevemente, se recorrió cada corte histológico con un microscopio óptico (Nikon Optiphot-2) equipado con una cámara (Micrometrics Microscopy 519CU CMOS 5.0 Megapixel Camera). Se tomaron entre 20 y 30 fotos (10x de aumento) y se midió el área de cada CMM y del tejido esplénico con el software Micrometrics SE Premium 4.0.

Bioindicador de condición nutricional

Las muestras de músculo se colocaron de manera individual en un eppendorf y se liofilizaron durante 24 h y. Posteriormente, se determinó el peso seco (PS) con precisión de µg. El índice ARN/ADN se obtuvo empleando el protocolo de Caldarone et al. (2001), con las modificaciones de Díaz y Pájaro (2012). El procedimiento se basa en la cuantificación fluorométrica de los ácidos nucleicos totales presentes en el tejido muscular y la determinación de las concentraciones correspondientes a ADN y ARN mediante digestiones enzimáticas específicas.

Para la extracción, se realizó la lisis del tejido en buffer Sarcosil–Tris–EDTA (STE) al 1%, con agitación en hielo durante 1 h. Los homogenatos fueron centrifugados durante 15 min a 13.400 rpm (~15.314 g) y 2 °C. Del sobrenadante, se tomó una submuestra de 100 µL y se adicionaron 850 µL de buffer Tris Edta 1× y 50 µL de bromuro de etidio (0,1 mg mL⁻¹), alcanzando una concentración final de Sarcosil 0,05% en un volumen final de 1 mL para de lectura. Las mediciones se realizaron empleando un espectrofluorómetro PerkinElmer LS3 (λ_{exc} = 360 nm; λ_{em} = 590 nm).

Se registró primero la fluorescencia correspondiente a los ácidos nucleicos totales. Luego se agregó RNasa A (Sigma R6513, 20 U mL⁻¹; 30 min a temperatura ambiente) y se realizó una segunda lectura correspondiente a la fluorescencia del ADN presente en la muestra. La fluorescencia del ARN se calculó como la diferencia entre la primera y la segunda lectura. La fluorescencia residual luego de la digestión con DNasa (Sigma D4263, con cofactores Mg²⁺/Ca²⁺) se evaluó en ensayos preliminares. Dado que la fluorescencia obtenida en esta tercera lectura resultó despreciable, la digestión del ADN no se incluyó en la rutina.

Las concentraciones de ácidos nucleicos correspondientes a las intensidades de las fluorescencias obtenidas fueron estimadas a partir de curvas de calibración, empleando concentraciones de ADN crecientes y conocidas, dentro de un rango apropiado (lambda DNA, digerido con Hind III, Roche 10236250001), y de ARN (RNA 16S-23S de *Escherichia coli*, Roche 10206938001). Dicha calibración se realizó diariamente, previa a la medición de fluorescencia de los extractos de tejidos de los juveniles para disminuir posibles errores instrumentales asociados al ambiente. A partir de las concentraciones de ADN (mg de ADN/mg de Músculo (M) liofilizado) y ARN (mg de ARN/M) obtenidas para cada juvenil, se calculó el cociente individual de ADN/ARN denominado RD. El principio teórico para usar esta relación es considerar que la cantidad de ADN es constante en células somáticas, por lo que las concentraciones tisulares reflejan el número de células y es independiente de la condición nutricional. Por otra parte, el ARN presente en los tejidos es directamente proporcional a la síntesis proteica, reflejando el grado de actividad metabólica de la célula. De este modo el cociente ARN/ADN representa un indicador confiable de la condición nutricional reciente. La relación promedio entre las pendientes de ADN y ARN de las curvas de calibración fue $1,71 \pm 0,41$. Todos los valores de RD fueron estandarizados (RDs) de acuerdo al procedimiento descrito por Caldarone et al. (2006) y se consideró un valor de pendiente de referencia de 2,4. Esta estandarización permite realizar comparaciones con otros estudios e independizarse de sesgos metodológicos.

A su vez, se estimó la tasa de crecimiento (G) para cada juvenil mediante el modelo desarrollado por Buckley et al. (2008):

$$G = 0,0254 \text{ RDs} - 0,0037 \text{ T RDs} - 0,0873 \quad (1)$$

Donde:

G = tasa de crecimiento instantáneo,

T = temperatura en la estación fija de muestreo (se utilizó la temperatura de fondo teniendo en cuenta la biología de la especie).

Análisis estadístico

Mediciones morfométricas

Para cada rasgo morfológico se calculó el cambio porcentual relativo entre el valor final y el valor inicial:

$$\text{Cambio (\%)} = [(X \text{ final} - X \text{ inicial}) / (X \text{ inicial})] \times 100$$

Donde:

X corresponde a cada variable medida (peso, diámetro ocular, ancho de cabeza, cuerpo y cola).

Se evaluó el efecto del tratamiento y del tiempo experimental sobre cada variable mediante un ANOVA de dos vías, con tratamiento y tiempo como factores fijos:

$$\text{Cambio} \sim \text{Tratamiento} \times \text{Tiempo}$$

Se verificaron supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas mediante inspección gráfica de los residuos. Cuando se identificaron efectos significativos, se realizaron comparaciones post-hoc mediante pruebas de Tukey para evaluar diferencias específicas entre niveles de los factores.

Adicionalmente, se calcularon las estimaciones marginales de medias para comparar los tratamientos dentro de cada tiempo experimental, con ajuste de valores de p por el método de Holm para controlar error tipo I en comparaciones múltiples. Se consideró un nivel de significancia de $\alpha = 0,05$.

Bioindicadores

Se realizaron análisis descriptivos de los bioindicadores de condición y de estrés mediante estadísticas resumen y gráficos exploratorios, con el fin de evaluar patrones generales y apoyar la interpretación del análisis inferencial.

Durante esta etapa exploratoria se observó que el bioindicador histológico de estrés celular presentaba valores máximos sostenidos desde el inicio del experimento, sugiriendo una saturación de la respuesta fisiológica. Debido a esta falta de variabilidad, este indicador no fue incluido en los modelos estadísticos posteriores, ya que no permitía discriminar diferencias entre tratamientos ni a lo largo del tiempo experimental.

Para analizar las variaciones del índice de condición nutricional en función del tratamiento y del tiempo experimental, se ajustó un modelo lineal generalizado mixto (GLMM). Este tipo de modelo permite evaluar simultáneamente los efectos de varios factores y tener en cuenta la posible relación entre las observaciones tomadas dentro de un mismo tanque.

Dado que el índice de condición nutricional es una variable continua, siempre positiva y con una distribución asimétrica hacia la derecha, se empleó una distribución Gamma con un enlace logarítmica. Esta elección asegura que las predicciones del modelo sean siempre positivas y facilita la interpretación de los resultados en términos de cambios relativos entre los grupos experimentales, es decir, entre tratamientos y momentos del tiempo.

El modelo incluyó como efectos fijos al tratamiento (alimentación - ayuno), al tiempo experimental (T0–T10) y su interacción, con el objetivo de evaluar si el efecto del tratamiento variaba a lo largo del experimento. Además, se incorporó el tanque como efecto aleatorio, con el fin de representar la estructura en bloques del diseño y contemplar la posible dependencia entre los individuos mantenidos bajo las mismas condiciones de recirculación.

El modelo utilizado fue

$$RD_{sijk} \sim \text{Gamma}(\mu_{ijk}, \sigma^2)$$

$$\log(\mu_{ijk}) = \beta_0 + \beta_1 \text{ Tratamiento}_i + \beta_2 \text{ Tiempo}_j + \beta_3 (\text{Tratamiento} \times \text{Tiempo})_{ij} + b_k$$

Donde

- μ_{ijk} es el valor esperado del RDs del individuo i en el tiempo j del tanque k ,
- β son los coeficientes fijos,
- $b_k \sim N(0, \sigma^2_{\text{tanque}})$ es el efecto asociado al tanque,
- y σ^2 es el parámetro de dispersión de la distribución Gamma.

El ajuste del modelo se evaluó mediante el criterio de información de Akaike (AIC) y los coeficientes de determinación marginal y condicional (R^2), que permiten estimar la proporción de la variación explicada por los efectos fijos y por el modelo completo, respectivamente. Complementariamente, se consideraron los supuestos de homogeneidad y distribución de los residuos para verificar la validez del modelo ajustado.

Complementariamente, se evaluaron modelos alternativos incorporando covariables morfométricas (peso inicial (g), LT (cm) y cambios corporales), pero ninguno evidenció una mejora sustancial en el ajuste ($\Delta AIC > 2$). Por lo tanto, se seleccionó el modelo más parsimonioso, incluyendo tratamiento, tiempo e interacción como efectos fijos, y tanque como efecto aleatorio.

Todos los análisis estadísticos se realizaron en RStudio R v4.3.0 (R Core Team, 2023), utilizando el lenguaje R. Se emplearon los paquetes glmmTMB (Brooks et al., 2017) para el ajuste de los modelos mixtos, performance y DHARMA para la evaluación de los supuestos y del ajuste, y MuMIn para el cálculo de los coeficientes de determinación (R^2) y la comparación de modelos.

¿Que obtuvimos y por qué?

Mediante el procedimiento expuesto se logró, por primera vez, traer ejemplares juveniles de corvina rubia vivos al INIDEP y mantenerlos satisfactoriamente en un sistema de recirculación acuícola.

Para llevar a cabo experimentos con peces es necesaria la aprobación del proyecto por parte de entidades que supervisan el trato animal y las buenas prácticas de laboratorio. En el INIDEP, quien

se encarga de esta tarea es el **CICUAE**. La planificación de este trabajo fue el incentivo para lograr la **reactivación de este Comité**.

Se capturaron 99 ejemplares juveniles de corvina rubia en escollera norte de los cuales **72 llegaron a la etapa de experimentación**, 12 sufrieron muerte natural en alguna de las etapas de la actividad, y 15 fueron liberados en el sitio de captura.

La biomasa utilizada en trabajos de experimentación y en granjas de interés comercial varían según el tamaño de la especie y los tanques con los que se cuente (Poursaeid y Falahatkar, 2022; Han X et al., 2023). Para el experimento realizado, los valores óptimos de biomasa fueron inferiores a los 25 kg/m³ correspondientes al valor calculado para un sistema en saturación; por esa razón se mantuvieron los valores muy por debajo del mismo, asegurando bajo estrés y adecuada preservación de los individuos en todo momento (Tabla 3.B1).

Tabla 3.B1. Resumen de las etapas de cautiverio de juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) a lo largo de la experiencia.

Etapa Tanque	Cuarentena		Aclimatación		Experimentación					
	A	B	A	B	1	2	3	4	5	6
Nº ejemplares	42	50	44	45	12	12	12	12	12	12
Peso medio (g)	-	-	153,13	146,15	133,75	144,5	135	129,58	133,25	145,08
Talla media (cm)	-	-	23,07	22,93	23	23,75	22,92	22,17	23	23,50
Biomasa (kg/m ³)	-	-	3,35	3,36	3,21	3,47	3,24	3,11	3,20	3,48

Durante toda la experiencia, cuya duración fue de 101 días, la **mortalidad natural** fue de un **10%**, siendo mayor en la etapa de captura y traslado, principalmente debido a la metodología de captura. A medida que avanzaron las distintas etapas se comenzaron a observar signos de canibalismo entre ejemplares, más evidentes en los ejemplares sometidos a ayuno prolongado, posiblemente por hambre o estrés (He et al., 2020; Khan et al., 2022; Wenzel et al., 2022). En cuanto a la mortalidad por sacrificio, fue de un 2% en la captura y de un 100% en la etapa de experimentación, tal como estaba diagramado.

Durante todo el período experimental se realizó un seguimiento continuo de los parámetros físico-químicos del sistema de recirculación. El pH se mantuvo dentro de rangos estables (entre 7,8 y 8,6) en todas las etapas del experimento. En cambio, la temperatura y la salinidad presentaron variaciones marcadas asociadas a fallas en el sistema de enfriamiento y al agregado de agua de diferente salinidad para compensar pérdidas del biofiltro (Figura 3.B8).

Hacia mediados de febrero, el intercambiador presentó sucesivas fallas que impidieron el enfriamiento del sistema. Como consecuencia, la temperatura aumentó progresivamente hasta alcanzar valores de 24 °C, acompañada por una disminución de la salinidad debido a la incorporación de agua dulce al biofiltro durante las tareas de mantenimiento.

Durante marzo y abril se registraron valores de temperatura en torno a 22 °C, pH de 8,1 y salinidad de 27, momento en el que el sistema continuaba sin intercambiador activo. El equipo fue reactivado a finales de abril, ajustado a 18 °C, aunque se detectaron algunas pérdidas de agua. Posteriormente, se realizaron reposiciones parciales de agua tanto dulce como salada, generando fluctuaciones puntuales en la salinidad.

En conjunto, estas contingencias afectaron la estabilidad térmica y salina del sistema, aunque los valores se mantuvieron dentro de rangos compatibles con la tolerancia fisiológica de juveniles de corvina rubia.

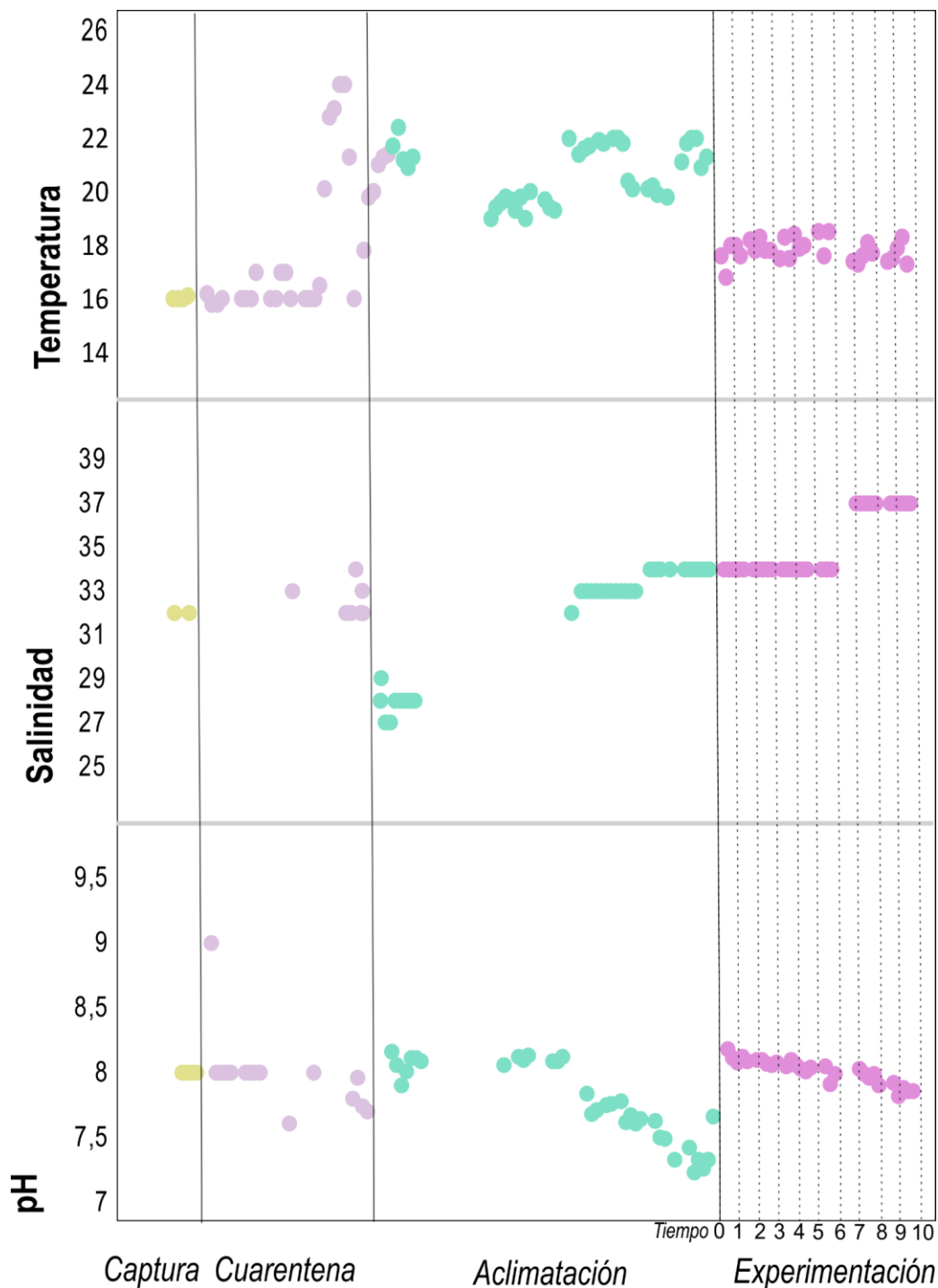


Figura 3. B8. Seguimiento de parámetros físico-químicos a lo largo de las etapas de cautiverio de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*). Los colores indican las distintas etapas (captura en amarillo, cuarentena en lila, aclimatación en verde, experimentación en rosa), las barras verticales discontinuas indican los tiempos de experimentación.

Por otra parte, el análisis morfométrico reveló diferencias claras entre tratamientos. Los peces sometidos al tratamiento ayuno prolongado evidenciaron un aumento relativo en el diámetro ocular y una marcada reducción en el ancho corporal, en contraste con los individuos alimentados, que mantuvieron una morfología más estable. Asimismo, la pérdida de peso fue sustancial en condiciones de ayuno (Figura 3.B9), confirmando un deterioro progresivo del estado corporal. En cambio, no se observaron efectos significativos sobre el ancho de la cabeza ni la región caudal. El tiempo experimental también afectó el diámetro ocular y el ancho corporal, indicando una progresión gradual de los cambios, aunque sin evidencia de interacción tratamiento x tiempo, lo que sugeriría que las diferencias entre grupos se establecieron tempranamente y se mantuvieron a lo largo del ensayo (Tabla 3.B2).

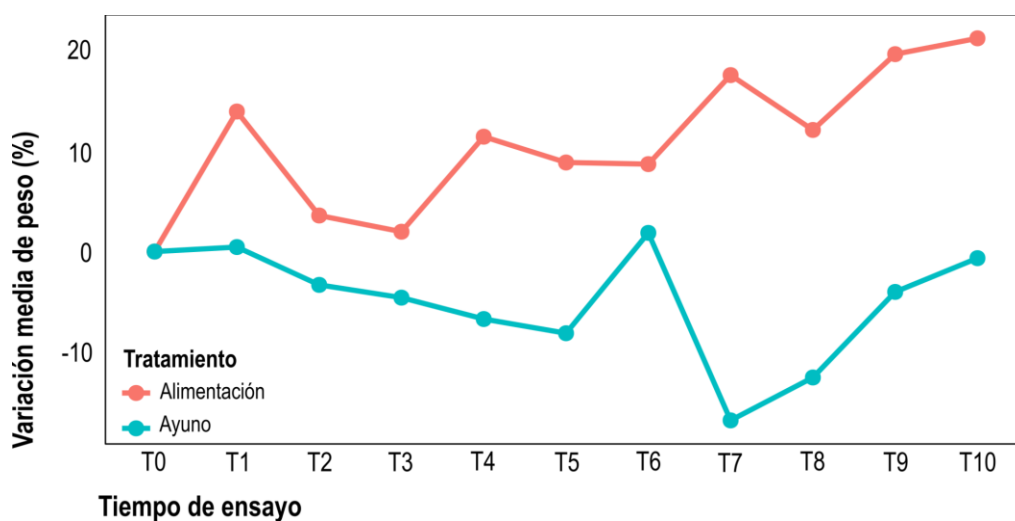


Figura 3. B9. Variación media del peso (%) de juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) a lo largo del ensayo experimental. Se muestran las trayectorias correspondientes a los tratamientos de alimentación y ayuno, registradas en cada tiempo de muestreo (T₀–T₁₀).

Tabla 3.B2. Resultados del ANOVA de dos vías aplicado al cambio porcentual de las variables morfométricas de juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) sometidos a tratamientos de alimentación y ayuno. Se muestran los valores de F y el nivel de significancia (p). Los efectos significativos ($p < 0,05$) aparecen en negrita.

<i>Variable (cambio %)</i>	<i>Factor</i>	<i>F</i>	<i>p</i>
Ojo	Tratamiento	5,48	0,024
	Tiempo	2,66	0,011
	Tratamiento × Tiempo	1,13	0,362
Cabeza	Tratamiento	1,71	0,197
	Tiempo	1,53	0,159
	Tratamiento × Tiempo	0,59	0,818
Cuerpo	Tratamiento	11,8	0,0012
	Tiempo	3,65	0,0011
	Tratamiento × Tiempo	1,56	0,150
Cola	Tratamiento	0,98	0,328
	Tiempo	0,16	0,998
	Tratamiento × Tiempo	1,98	0,056
Peso	Tratamiento	42,6	< 0,000001
	Tiempo	1,09	0,391
	Tratamiento × Tiempo	1,48	0,177

Durante el transcurso de la experiencia, se registraron algunos signos compatibles con estrés fisiológico en algunos juveniles de corvina rubia. En 21 individuos se observaron alteraciones externas, tales como erosión parcial o total de la aleta caudal asociada a interacciones entre peces, mayor exposición de estructuras óseas en la región oral y lesiones leves en la superficie corporal. A nivel interno, algunos ejemplares presentaron distensión abdominal, leves alteraciones en la

pigmentación de los tejidos y un líquido de coloración verdosa en la cavidad peritoneal, sugiriendo una disfunción biliar (Figura 3.B10).

En algunos casos puntuales se percibió un olor atípico al diseccionar los ejemplares. Estas manifestaciones no evidenciaron un patrón temporal definido y se registraron de forma esporádica, sin afectar de manera generalizada al conjunto experimental.

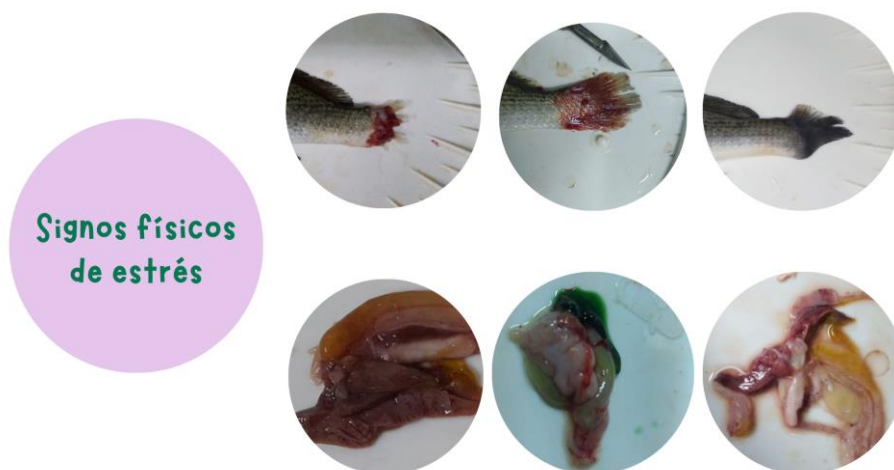


Figura 3.B10. Signos físicos de estrés observados en juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) durante el experimento. Se registraron lesiones en la aleta caudal y alteraciones internas como distensión abdominal, coloración anómala de los órganos y presencia de líquido verdoso en la cavidad visceral.

A lo largo del experimento se registró una mortalidad mínima, limitada a dos ejemplares: Uno del tanque 3 (tratamiento de alimentación), y ocurrió entre los tiempos 3 y 4. El segundo se registró en el tanque 5 (tratamiento de ayuno prolongado), entre los tiempos 4 y 5. Estos eventos fueron aislados y no evidenciaron un patrón asociado al tratamiento ni al momento experimental, por lo que pueden considerarse como mortalidad natural esperable bajo condiciones de cultivo controlado.

Bioindicador histológico: Centros melanomacrófagos (CMM)

El análisis histológico del bazo de los juveniles de corvina permitió cuantificar y medir los CMM (Figura 3.B11). En los individuos inmediatamente capturados del mar, se observó una baja cantidad de CMM esplénicos y de pequeños tamaños (Tabla 3.B3), sugiriendo que en su ambiente natural presentaban un estado de estrés reducido. Sin embargo, luego de la adaptación, la cantidad de CMM esplénicos aumentó drásticamente, así como el tamaño de los mismos, en ambos tratamientos, manteniéndose elevados a lo largo de toda la experimentación (Figura 3.B11). Los valores medios fueron similares en individuos alimentados y aquellos en ayuno prolongado (Tabla 3.B3). Esto indica un alto nivel de estrés, reflejado en una saturación de la respuesta inmune mediada por CMM.

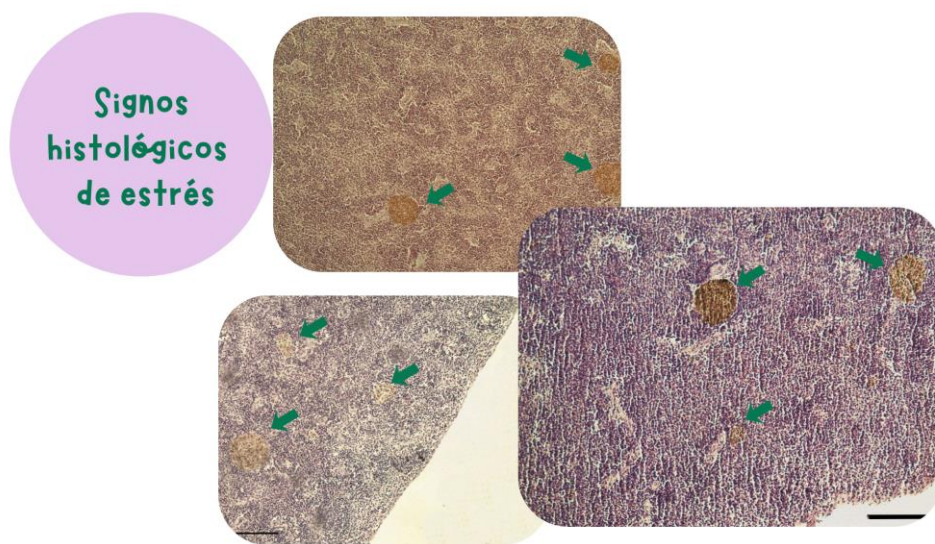


Figura 3.B11. Cortes histológicos de bazo de juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*), donde se observan centros melanomacrófagos (CMM) (flechas verdes), indicadores histológicos asociados a respuestas de estrés y procesos inmunológicos.

Tabla 3. B3. Datos de los centros melanomacrófagos esplénicos de juveniles de *Micropogonias furnieri* en el día de la captura, y en los distintos tratamientos: cantidad de CMM por mm² de tejido (nCMMmm²) y superficie de CMM dentro del tejido esplénico (sCMM/sTej). Se muestran los valores de los promedios $\pm$ desvío estándar (Media $\pm$ DE) y las medianas (Mediana $\pm$ IQR).

Tratamiento	Tanque	Número de ejemplares	nCMM/mm ²		sCMM/sTej	
			Media $\pm$ DE	Mediana $\pm$ IQR	Media $\pm$ DE	Mediana $\pm$ IQR
Mar	-	5	9,36 $\pm$ 4,81	9,36 $\pm$ 5,848	0,014 $\pm$ 0,010	0,014 $\pm$ 0,008
Alimentación	1	12	173 $\pm$ 68,5	156 $\pm$ 106,0	0,041 $\pm$ 0,064	0,018 $\pm$ 0,022
Alimentación	2	12	232 $\pm$ 185,0	159 $\pm$ 132,0	0,022 $\pm$ 0,014	0,017 $\pm$ 0,016
Alimentación	3	11	190 $\pm$ 95,1	172 $\pm$ 121,0	0,028 $\pm$ 0,019	0,021 $\pm$ 0,019
Ayuno prolongado	4	12	208 $\pm$ 143,0	158 $\pm$ 111,0	0,031 $\pm$ 0,018	0,026 $\pm$ 0,019
Ayuno prolongado	5	11	198 $\pm$ 112,0	179 $\pm$ 65,8	0,027 $\pm$ 0,026	0,021 $\pm$ 0,010
Ayuno prolongado	6	12	206 $\pm$ 223,0	140 $\pm$ 34,5	0,018 $\pm$ 0,011	0,017 $\pm$ 0,09

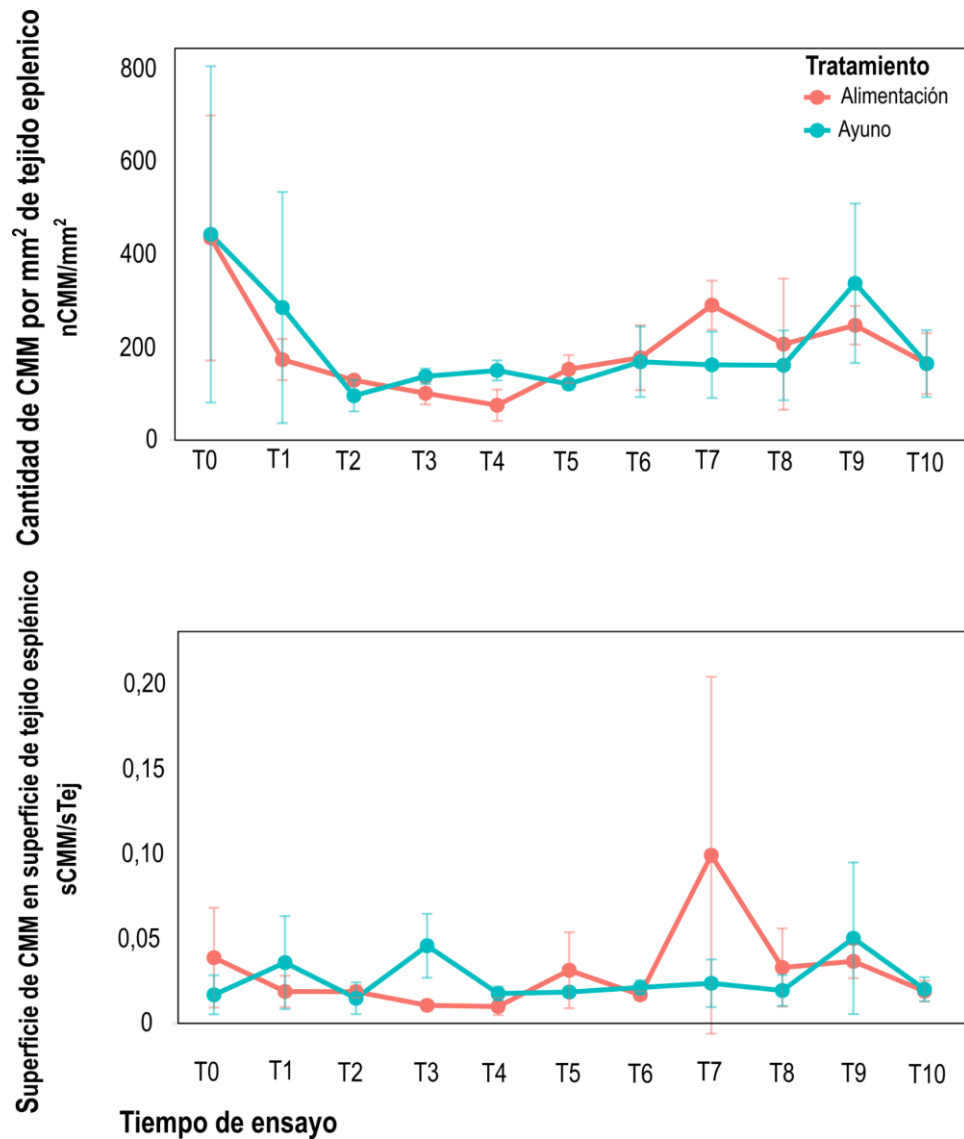


Figura 3.B11. Cambios en la cantidad (nCMM/mm²) y la superficie relativa (sCMM/sTej) de centros melanomacrófagos (CMM) en el bazo de juveniles de *Micropogonias furnieri* entre los tiempos T₀ y T₁₀, bajo tratamientos de alimentación y ayuno. Los valores representan la media $\pm$ error estándar.

Bioindicador de condición nutricional

Al inicio del experimento, los juveniles recién capturados del ambiente natural presentaron valores notablemente más altos de condición nutricional, reflejados en sus índices RDs; en contraste con los individuos mantenidos en cautiverio. Este patrón indica que los peces provenientes del mar presentaban un estado fisiológico claramente superior al momento de su captura (Tabla 3.B4). La marcada disminución observada en los valores de RDs en los días siguientes constituye un primer indicio de la respuesta fisiológica al nuevo ambiente controlado (Figura 3.B12).

Tabla 3.B4. Valores de la condición nutricional (RDs) en juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) obtenidos del mar y de los distintos tratamientos experimentales de alimentación y ayuno prolongado. Se presentan la media $\pm$ desviación estándar (DE) y la mediana $\pm$ rango intercuartílico (IQR) para cada tanque.

Condición nutricional (RDs)				
Tratamiento	Tanque	Número de ejemplares	Media $\pm$ DE	Mediana $\pm$ IQR
Mar	-	9	1,87 $\pm$ 0,62	1,98 $\pm$ 0,52
Alimentacion	1	11	0,52 $\pm$ 0,61	0,28 $\pm$ 0,68
Alimentacion	2	12	0,65 $\pm$ 0,62	0,50 $\pm$ 1,01
Alimentacion	3	11	0,68 $\pm$ 0,78	0,33 $\pm$ 0,74
Ayuno prolongado	4	11	0,54 $\pm$ 0,57	0,44 $\pm$ 0,86
Ayuno prolongado	5	11	0,69 $\pm$ 0,57	0,67 $\pm$ 0,99
Ayuno prolongado	6	12	0,59 $\pm$ 0,48	0,48 $\pm$ 0,88

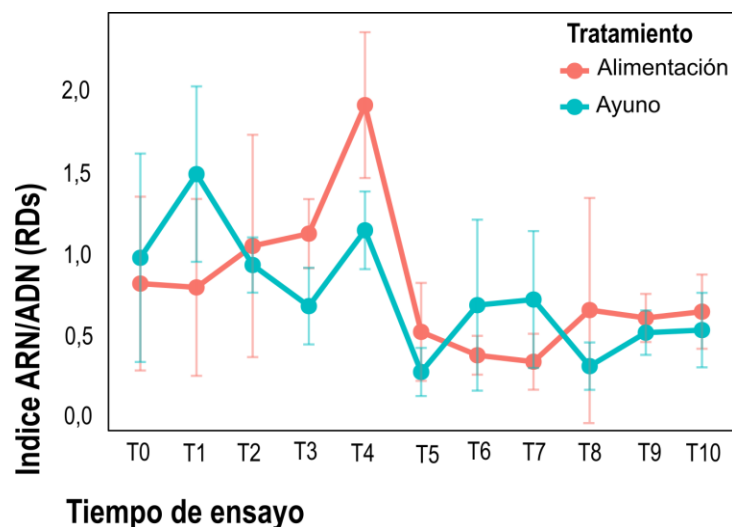


Figura 3. B12. Índice ARN/ADN (RDs) en juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) entre los tiempos T₀ y T₁₀, bajo tratamientos de alimentación y ayuno. Los valores representan la media $\pm$ error estándar, indicando las variaciones en la condición nutricional a lo largo del ensayo experimental.

En contraste, el tiempo tuvo un efecto significativo sobre el índice ($p < 0,05$), mostrando un aumento inicial del RDs hasta el tiempo 4 ($\beta = 0,85 \pm 0,36$; $p = 0,02$), seguido por una disminución en los tiempos 6 y 7 ($\beta = -0,78 \pm 0,36$; $p = 0,03$ y $\beta = -0,89 \pm 0,40$; $p = 0,03$, respectivamente). Esto refleja una fase inicial de mayor actividad metabólica, seguida por una caída hacia el final del ensayo (Figura 3.B13).

Si bien la interacción entre tratamiento y tiempo no alcanzó significación estadística global ($p > 0,05$), se registró una tendencia marginal hacia valores más bajos en los individuos en ayuno al final del experimento, particularmente en el tiempo 8 ($\beta = -0,93 \pm 0,50$; $z = -1,84$; $p = 0,06$). Esta respuesta sugiere que, aunque la inanición no generó diferencias significativas tempranas, su efecto comenzó a manifestarse de manera acumulativa hacia el cierre del ensayo.

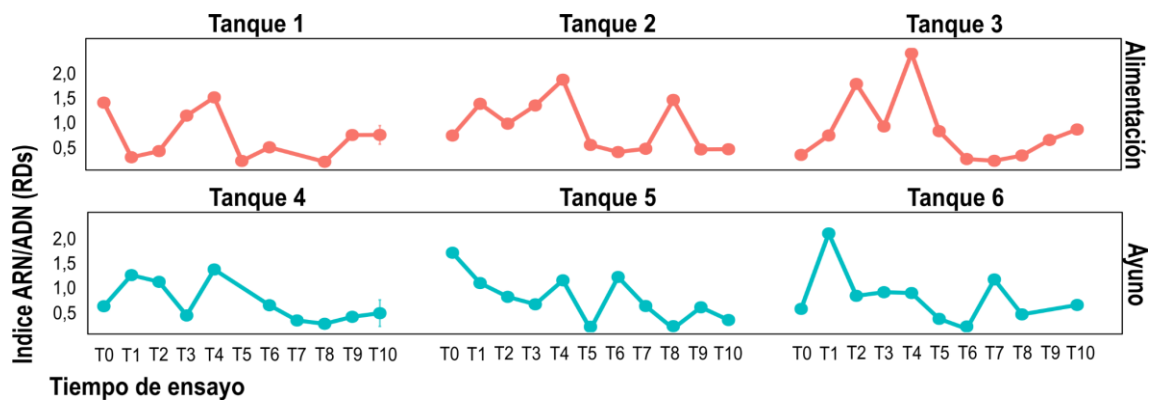


Figura 3. B13. Índice ARN/ADN (RDs) en juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) entre los tiempos T₀ y T₁₀, discriminado por tanque y tratamiento (alimentación: tanques 1–3; ayuno prolongado: tanques 4–6). Los valores representan el dato por tanque, mostrando la variabilidad intra-tratamiento a lo largo del ensayo experimental.

¿Sirvió este ensayo?

Los resultados obtenidos en esta experiencia aportan *información relevante sobre la respuesta fisiológica de juveniles de corvina rubia sometidos al cautiverio* bajo condiciones de alimentación y ayuno prolongado. Si bien el diseño experimental buscaba detectar variaciones en bioindicadores nutricionales y marcadores de estrés fisiológico frente a diferentes regímenes de disponibilidad de alimento, *la marcada influencia de estresores adicionales, no contemplados inicialmente, evidenció la complejidad de la respuesta al cautiverio en esta especie.*

Selye (1936) definió el estrés como la respuesta no específica del organismo ante cualquier demanda de cambio. En peces mantenidos en cautiverio o en sistemas de acuicultura, los estresores habituales incluyen los traumas derivados de la captura y manipulación, la malnutrición por desconocimiento de los requerimientos nutricionales específicos, las variaciones en la calidad del agua (temperatura, oxígeno disuelto, salinidad) y la exposición a contaminantes o patógenos (Harper y Wolf, 2009). En este ensayo, *los juveniles de corvina estuvieron expuestos simultáneamente a varios de estos factores: captura y manipulación inicial, períodos de hacinamiento, fluctuaciones abruptas de temperatura y salinidad asociadas a fallas en el sistema de enfriamiento, y pérdidas intermitentes de eficiencia del biofiltro.* Esta combinación generó un contexto de estrés generalizado que afectó la fisiología de los ejemplares más allá de los tratamientos planificados.

En consecuencia, evaluar si el valor crítico del índice ARN/ADN utilizado reflejaba efectivamente una frontera biológica entre individuos en buena y mala condición *no fue posible*. Bajo un escenario de *estrés prolongado y multifactorial, cualquier intento de interpretar diferencias entre tratamientos podría conducir a conclusiones erróneas*, ya que la respuesta fisiológica observada se encuentra parcialmente enmascarada por estas perturbaciones no controladas.

Aun así, la experiencia no fue en vano. La mortalidad y los signos de estrés registrados, aunque lamentables, proporcionan información inédita sobre la sensibilidad de juveniles de corvina rubia a las condiciones de laboratorio y, sobre todo, revelan *aspectos críticos del diseño experimental que deben ser ajustados*. El conocimiento generado constituye un insumo valioso para optimizar futuros ensayos y evitar reproducir las mismas limitantes.

De esta experiencia surge un conjunto de mejoras concretas a implementar:

- Reevaluar los tiempos de cuarentena y aclimatación, asegurando una transición gradual y estable desde el ambiente natural al cautiverio.
- Garantizar la estabilidad de los parámetros fisicoquímicos (temperatura, salinidad, pH), ya que fluctuaciones abruptas pueden enmascarar respuestas fisiológicas y comprometer la salud de los peces.
- Mantener un régimen de alimentación estrictamente controlado, ajustando diariamente la cantidad de alimento según la biomasa real de cada tanque luego de cada sacrificio, cuando corresponda.
- Asegurar la constancia del fotoperíodo, evitando interrupciones no planificadas y manteniendo ciclos regulares de luz-oscuridad.
- Considerar el uso de otros tipos de alimento, potencialmente más adecuados para juveniles de corvina rubia.

En resumen, si bien las limitaciones del experimento impidieron evaluar el umbral crítico del índice ARN/ADN en el contexto propuesto, el aprendizaje adquirido es sustancial. Los ajustes identificados permitirán desarrollar en el futuro diseños experimentales más robustos, reproducibles y éticamente responsables, maximizando el bienestar animal y la validez de los resultados obtenidos.

Referencias

1. Brooks, M. E., Kristensen, K., van Benthem, K. J., Magnusson, A., Berg, C. W., Nielsen, A., Skaug, H. J., Mächler, M., Bolker, B. M. (2017). *glmmTMB balances speed and flexibility among packages for zero-inflated generalized linear mixed modeling*. *The R Journal*, 9(2), 378–400.
2. **Buckley, L. J., Caldarone, E. M., Clemmesen, C. (2008)**. Multi-species larval fish growth model based on temperature and fluorometrically derived RNA/DNA ratios: Results from a meta-analysis. *Marine Ecology Progress Series*, 371, 221–232.

<https://doi.org/10.3354/meps07648>

3. **Caldarone, E. M., Wagner, M., Stonge-burns, J., Buckley, L.J. (2001)**. *Northeast Fisheries Science*, 11, 1-22.
4. **Caldarone, E. M., Clemmesen, C. M., Berdalet, E., Miller, T. J., Folkvord, A., Holt, G. J., ... , Suthers, I. M. (2006)**. Intercalibration of four spectrofluorometric protocols for measuring RNA/DNA ratios in larval and juvenile fish. *Limnology and Oceanography: Methods*, 4(5), 153-163.

<https://doi.org/10.4319/lom.2006.4.153>

5. **Carrassón, M., Curell, J., Padrós, F., Crespo, S. (2008)**. Evaluation of splenic macrophage aggregates of red mullet (*Mullus barbatus*) as biomarkers of degraded environments in the western Mediterranean using image analysis. *Bulletin - European Association of Fish Pathologists*, 28(2), 46.
6. **Carreras-Colom, E., Constenla, M., Dallares, S., Carrasson, M. (2022)**. Natural variability and potential use of melanomacrophage centres as indicators of pollution in fish species from the NW Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 176, 113441.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113441>

7. **Díaz, M. V., Pájaro, M. (2012).** Protocolo para la determinación de ácidos nucleicos en larvas de peces. Informe de Investigación INIDEP, 20, 1–9.
8. **Harper, C., Wolf, J. C. (2009).** Morphologic effects of the stress response in fish. ILAR journal, 50(4), 387-396.

<https://doi.org/10.1093/ilar.50.4.387>

9. **He, J., Shi, H., Xu, W., Su, Z. (2020).** Research progress on the cannibalistic behavior of aquatic animals and the screening of cannibalism-preventing shelters. Israeli Journal of Aquaculture, 72.

Trabajos asociados

Alves, N. M.*, Cohen, S.*, Pitencel Fernandez, J. P., Suárez, J., Bambill, G. A., Ricci, E., Vega, A., Temperoni, B., Braverman, M. S., Di Mauro, R., Ruarte, C., Díaz, M. V. (año). Captura de ejemplares juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en escollera norte, Mar del Plata, para experimentación. Informe de Investigación INIDEP.

Cohen, S.*, **Alves, N. M.***, Pitencel, J. P., Suárez, J., Ricci, E., Vega, A., Estrada, M., Rodríguez, J., Temperoni, B., Ruarte, C. O., Macchi, G. J., Díaz, M. V. (2025, en preparación). Evaluación de bioindicadores nutricionales y de estrés en juveniles de corvina rubia bajo alimentación y ayuno controlados. Informe de Investigación INIDEP.

CAPÍTULO IV

Edad y Crecimiento

Pequeñas cajas del tiempo

4.1. Introducción

Tras conocer la condición nutricional de los juveniles de corvina rubia y constatar que el letargo invernal constituye un desafío real para su supervivencia, el siguiente paso es comprender cómo este fenómeno repercute en su ritmo de crecimiento y en la edad alcanzada durante su permanencia en el área de cría. Analizar la edad y el crecimiento permitirá revelar de qué manera las restricciones impuestas por el periodo invernal y las oportunidades del estival se inscriben en la trayectoria vital de estos juveniles, condicionando su aporte al reclutamiento futuro.

Memoria

El reclutamiento de peces es un proceso complejo y altamente variable, influenciado por múltiples factores ambientales, biológicos y antropogénicos que interactúan a diferentes escalas espaciales y temporales. Comprender esta variabilidad resulta esencial para la conservación y el manejo de los recursos pesqueros, especialmente en lo que respecta a la supervivencia durante los estadios tempranos de desarrollo, como huevos, larvas y juveniles (Houde, 2008).

En este contexto, el estudio de la edad y el crecimiento de las poblaciones adquiere un papel central, ya que proporciona información clave para estimar parámetros poblacionales, evaluar el impacto de la actividad humana y diseñar estrategias de explotación sostenibles (Bagenal y Tesch, 1978; Campana, 2001; Neilson y Campana, 2008). La estructura etaria de una población permite determinar la dinámica y analizar variaciones en el crecimiento y la supervivencia, aspectos fundamentales para comprender los factores que regulan el éxito del reclutamiento y el estado general de las poblaciones (Jones, 1992).

La estimación precisa de la edad de los peces es indispensable para la gestión de los recursos pesqueros, ya que permite dilucidar parámetros de la historia de vida como la mortalidad, la fecundidad, la biomasa desovante y la edad de primera madurez sexual. Estos elementos son fundamentales para el diseño de medidas de manejo que garanticen la sustentabilidad y conservación de las especies (Bianchini y Ragonese, 2011; Carbonara y Follesa, 2019).

En este sentido, los otolitos (estructuras calcificadas ubicadas en el oído interno de los peces) constituyen una de las herramientas más confiables para la estimación de la edad. A diferencia de

otras estructuras como las escamas o espinas, los otolitos no sufren procesos de reabsorción (Casselman, 1987), y presentan anillos de crecimiento bien definidos, que pueden ser contados y analizados con alta precisión (Campana, 2001; Panfili et al., 2002). Estos anillos reflejan tanto el crecimiento individual como las condiciones ambientales atravesadas a lo largo del tiempo (Williams y Bedford, 1974).

Además, la composición química de los otolitos, particularmente su contenido de elementos traza, puede registrar cambios en el entorno, permitiendo reconstruir la historia ambiental de los peces con un nivel de detalle excepcional (Campana, 1999; Secor y Rooker, 2000; Sturrock et al., 2012; Braverman, 2011; Avigliano et al., 2021). De esta manera, los otolitos no solo permiten estimar la edad y el crecimiento, sino también interpretar aspectos ecológicos, migratorios y fisiológicos, convirtiéndose en verdaderos archivos biológicos que revelan la historia de vida de cada individuo.

Archivo

Los peces obtienen información del entorno a través de ruidos del fondo y señales específicas (Fay y Popper, 2000). La misma puede provenir de sonidos producidos por predadores, presas, olas o reflexiones de energía en el lecho marino (Platt y Popper, 1981). El sistema acústico en los teleósteos incluye los canales semicirculares que poseen tres cámaras (*sacculus*, *lagena* y *utricleus*), cada una con un tipo específico de otolito: *sagitta*, *asteriscus* y *lapillus* (Figura 4.1) (Popper y Fray, 1999). Los otolitos son pequeñas estructuras calcificadas; entre ellos, la *sagitta* suele ser la más grande y utilizada en estudios de edad y crecimiento debido a su tamaño, facilidad de extracción y morfología especie-específica (Volpedo y Echeverría, 1997, 2000; Volpedo y Vaz-dos-Santos, 2015).

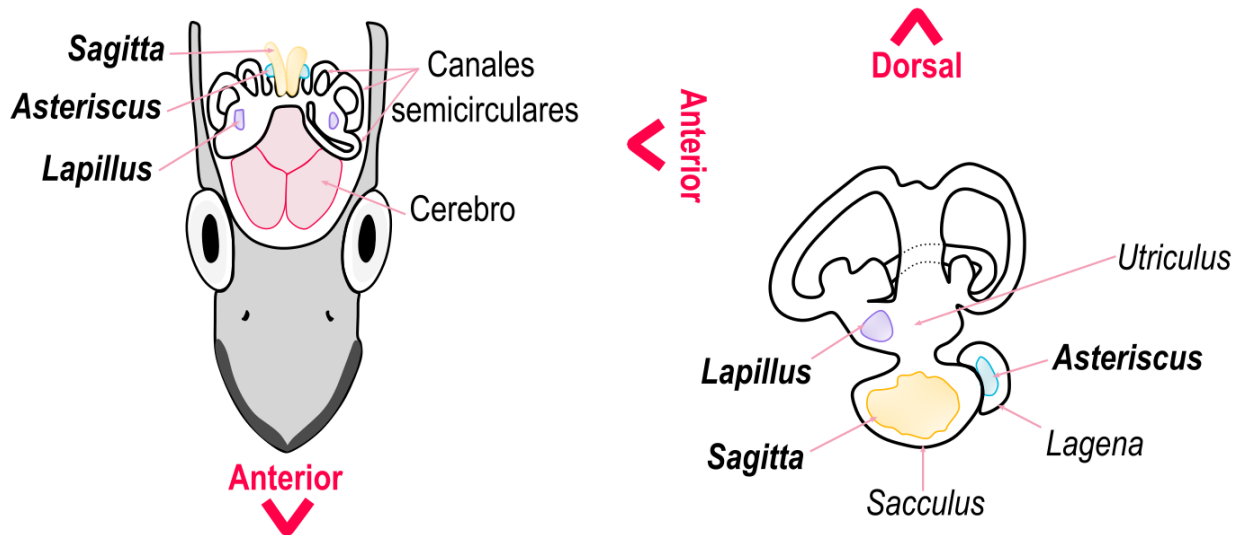


Figura 4.1. Vista superior de su ubicación en la cabeza y vista lateral del oído interno de un pez teleósteo. Se señalan los otolitos *Sagitta*, *Lapillus* y *Asteriscus*. Modificado de Secor et al. (1991).

Desde un punto de vista estructural, los otolitos son cuerpos policristalinos compuestos principalmente por carbonato de calcio (CaCO_3) en forma de aragonita, depositado sobre una matriz proteica llamada otolina (Campana, 1999). Esta matriz es más densa en etapas tempranas del desarrollo (Gauldie, 1999), y su composición de aminoácidos cambia con la edad del pez (Morales-Nin, 2000). El proceso de deposición sigue un ritmo influido por el metabolismo del calcio (Mugiya, 1987), la secreción de neuropéptidos del oído interno (Gauldie y Nelson, 1990), el pH de la endolinfa (fluido del aparato vestibular) y la temperatura del ambiente (Romanek y Gauldie, 1996).

Lo más fascinante es que los otolitos crecen a lo largo de toda la vida del pez mediante la aposición cíclica de material, generando anillos visibles (zonas opacas y translúcidas) cuya periodicidad puede ser diaria o anual, dependiendo de la edad del ejemplar. El conteo y la medición de estos anillos permiten estimar la edad y reconstruir la historia de crecimiento del pez con notable precisión (Panfili et al., 2002; Stevenson y Campana, 1992). Además, los cambios en el grosor de estos anillos no solo reflejan el ritmo de crecimiento del individuo, sino que también pueden estar asociados a eventos ontogenéticos clave, como la transición entre etapas larvales y juveniles, la maduración sexual o cambios metabólicos durante el desarrollo (Houde, 1989; Campana y Thorrold, 2001). Estos patrones también pueden ser modulados por factores ambientales, como la temperatura, la disponibilidad de alimento, la salinidad, la calidad del hábitat o incluso el estrés

fisiológico, generando variaciones en la deposición de material y, por lo tanto, en la anchura de los incrementos diarios o anuales (Morales-Nin, 2000; Panfili et al., 2002). En este sentido, los otolitos actúan como registros biogeoquímicos altamente informativos, permitiendo inferir no solo la edad y el crecimiento, sino también aspectos relacionados con la ecología del individuo, su historia de vida y las condiciones ambientales experimentadas a lo largo del tiempo. Asimismo, los otolitos registran información ambiental. Elementos traza como el estroncio (Sr), el bario (Ba), el zinc (Zn) y el magnesio (Mg) se incorporan a su matriz en proporciones que dependen de variables como la salinidad, la temperatura o la dieta (Campana, 1999; Wells et al., 2003; Ranaldi y Gagnon, 2008; Sturrock et al., 2012). Esto permite inferir la trayectoria ambiental de los peces, reconstruir migraciones e incluso identificar distintos stocks pesqueros (Ferguson et al., 2011; Avigliano et al., 2021).

Patrones

A lo largo de las últimas décadas, los otolitos de corvina rubia se han consolidado como una herramienta clave para desentrañar diversos aspectos de su biología, ecología y dinámica poblacional. Su análisis ha permitido estimar la edad con notable precisión, reconstruir trayectorias de crecimiento, identificar movimientos migratorios y caracterizar poblaciones en distintas regiones del Atlántico sudoccidental. Esta especie, de alto valor pesquero y amplia distribución, ha sido objeto de numerosos estudios que, mediante el uso de otolitos, han contribuido significativamente al entendimiento de su historia de vida (Albuquerque et al., 2009; Braverman, 2011; Avigliano et al., 2021; entre otros).

En particular, el estudio de la microquímica de otolitos ha revelado distintos patrones de movimiento entre sistemas estuarinos (áreas de cría y reproducción) y áreas costeras abiertas. Mediante el análisis de elementos traza como el estroncio (Sr) y el bario (Ba), se identificaron tres estrategias de vida: individuos que migran una única vez desde el estuario al mar (migrantes marinos), aquellos que alternan entre ambos ambientes (visitantes estuarinos), y residentes de zonas costeras cercanas a estuarios (Franco et al., 2019). Estos hallazgos no solo evidencian la plasticidad del comportamiento de la especie, sino también su notable capacidad para adaptarse a distintos regímenes ambientales, lo que puede interpretarse como una estrategia de resiliencia ante la variabilidad natural y antrópica de los ecosistemas costeros.

Estudios previos también han sugerido que la migración desde los estuarios hacia aguas costeras suele comenzar entre los dos y cuatro años de edad (Albuquerque et al., 2012). Sin embargo, la precisión en la datación de estos movimientos se ha visto limitada por las incertidumbres asociadas a la formación del primer anillo anual (Cavole y Haimovici, 2015). En este contexto, el conocimiento profundo de la formación y periodicidad de los anillos y de los factores que la desencadenan, como la temperatura y la inversión energética en reproducción se vuelve esencial (Haimovici y Reis, 1984).

Desde una perspectiva ontogenética, los otolitos han permitido también abordar preguntas sobre el desarrollo temprano de la corvina rubia. El inicio del estadio juvenil ha sido tradicionalmente determinado por la aparición de rasgos adultos, como la escamación y la estructura definitiva de las aletas (Fuiman y Werner, 2009). En ambientes similares al Río de la Plata, Weiss (1981) propuso que individuos de 20 mm ya pueden considerarse juveniles, aunque el desarrollo de características morfológicas no ocurre de forma simultánea. En este sentido, los otolitos aportan una ventaja ya que permiten estimar la edad incluso cuando los rasgos externos aún no están completamente desarrollados, mediante el conteo de incrementos diarios o anillos anuales (Braverman, 2011).

Además, la morfometría otolítica se ha convertido en un enfoque valioso para explorar diferencias ontogenéticas y poblacionales. Aunque existen métodos modernos para analizar la forma de los otolitos (Tuset et al., 2021), también se ha avanzado en el estudio de sus proporciones biométricas para describir su desarrollo en distintas etapas de vida. Estas relaciones entre la longitud total del pez y el tamaño o forma del otolito han sido descritas por distintos autores (Rossi-Wongtschowski et al., 2014; Volpedo y Echeverría, 1999; Waessle et al., 2003), aunque todavía existe un amplio potencial para profundizar en el análisis del desarrollo ontogenético mediante índices biométricos, como han propuesto Tuset et al. (2008) para otras especies.

Finalmente, los otolitos también han contribuido a revelar la enorme variabilidad del crecimiento en los primeros estadios. Se han registrado diferencias de hasta cinco veces en el peso de individuos de la misma edad (Ciechomski, 1980), lo que destaca la necesidad de integrar datos morfológicos, fisiológicos y otolíticos para una caracterización más completa del desarrollo juvenil.

En síntesis, los otolitos han demostrado ser mucho más que estructuras calcificadas: son verdaderos archivos de vida que permiten reconstruir el pasado de los peces con notable resolución. En el caso de la corvina rubia, su estudio ha sido y sigue siendo esencial para comprender los procesos que determinan el éxito de reclutamiento, la conectividad entre hábitats y las respuestas ecológicas frente a cambios ambientales, aportando herramientas clave para el manejo sostenible de este valioso recurso.

La importancia de abordar el crecimiento temprano en este capítulo...

En este contexto, el **CAPÍTULO IV** adquiere vital importancia porque abordará cómo las condiciones estacionales influyen en el crecimiento temprano de la corvina rubia, una etapa crítica en la que los individuos son especialmente vulnerables. Comprender estas variaciones permitirá identificar momentos y ambientes clave para la supervivencia de los juveniles, lo que resulta fundamental para orientar medidas de manejo que minimicen el impacto de la pesca sobre etapas sensibles del ciclo de vida y favorezcan la sostenibilidad de este recurso estratégico para las pesquerías del Atlántico sudoccidental.

Objetivos e Hipótesis

El *objetivo principal* de este capítulo es analizar el crecimiento en longitud de juveniles de corvina rubia en la Bahía Samborombón, comparando dos temporadas del año (cálida y fría) durante el período 2017–2019, a partir del estudio de sus otolitos.

Para alcanzar el objetivo principal de este capítulo, se plantearon los siguientes *objetivos específicos*:

1. Actualizar los rangos de longitudes para la asignación de edades de los juveniles de corvina rubia en la Bahía Samborombón, principal área de cría de la especie en Argentina.
2. Identificar marcas de crecimiento en los otolitos que evidencien hitos relevantes en el desarrollo y el comportamiento de la especie, así como patrones estacionales que mejoren la comprensión de su dinámica poblacional.
3. Desarrollar un modelo de retrocálculo aplicado a individuos juveniles, con el fin de reconstruir su historia de crecimiento individual y explorar posibles diferencias entre las temporadas cálida y fría.

Estos objetivos específicos se abordaron a partir de la siguiente **hipótesis** de trabajo:

“Los otolitos de juveniles de corvina rubia revelan diferencias en los patrones de crecimiento asociadas a la estacionalidad, evidenciando una posible desaceleración durante la temporada fría, compatible con el fenómeno de *wintering*”.



El procesamiento y análisis de los otolitos se realizaron en colaboración con la **Lic. Luciana D'Atri** (INIDEP, Mar del Plata, Argentina), cuya participación fue clave para el desarrollo de esta etapa del trabajo. Asimismo, se agradece especialmente a la **Biól. Julieta Rodríguez** (INIDEP – IIMyC, Mar del Plata, Argentina) por su valiosa colaboración en la organización y estructuración de la base de datos.

4.2 Materiales y métodos

4.2.1 Colecta de las muestras

Las muestras utilizadas en este estudio provienen de cuatro campañas de evaluación de juveniles de corvina rubia realizadas por el INIDEP en la Bahía Samborombón, abarcando dos temporadas del año: cálida (Be0219 y Wi0218, ambas desarrolladas en el mes de marzo) y fría (Wi0717 y Wi0318, realizadas en agosto). El diseño de muestreo contempló 23 lances efectuados en estaciones fijas distribuidas a lo largo de la bahía, replicados en cada una de las campañas (Figura 4.2).

Durante las tareas de abordaje, la captura fue separada y procesada inmediatamente. Cada ejemplar fue pesado (g) y se le midió la longitud total al centímetro inferior (LT, cm). Para este trabajo, se consideraron únicamente individuos juveniles, definidos como aquellos con una LT inferior a 32 cm, umbral correspondiente a la longitud de primera madurez sexual estimada para ambos sexos en conjunto (Militelli et al., 2013; Norbis y Galli, 2013), y utilizado como criterio para delimitar esta etapa del ciclo de vida.

La extracción de los otolitos, tanto izquierdo como derecho, se realizó cuidadosamente utilizando una pinza de disección. Una vez extraídos, fueron limpiados con alcohol isopropílico al 98% para eliminar restos de tejido y posteriormente almacenados en seco en sobres de papel rotulados con la información correspondiente (número de ejemplar, especie, barco, lance, LT y peso), hasta su posterior procesamiento en laboratorio.

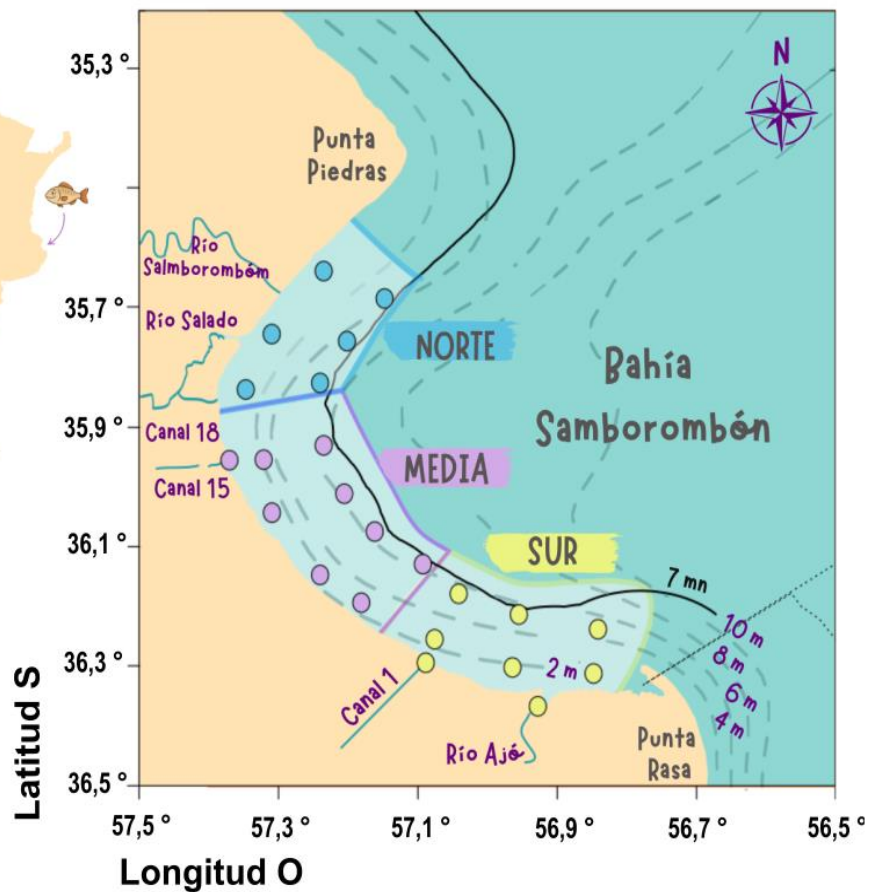


Figura 4.2. Estaciones fijas de muestreo realizadas durante las campañas de evaluación de juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en el área costera de la Bahía Samborombón. Se indican las tres zonas de la bahía, los círculos de colores indican las estaciones en las que se realizaron lances de pesca y recolección de datos oceanográficos.

4.2.2 Procesamiento de los otolitos

El procesamiento de los otolitos se llevó a cabo en el Gabinete de Determinación de Edad de Organismos Marinos del INIDEP. Para este estudio, se utilizó específicamente el otolito *sagitta* derecho para analizar las marcas de crecimiento y la determinación de la edad.

Solo se procesaron los otolitos correspondientes a individuos con una longitud total (LT) mayor a 12 cm. Los ejemplares de menor talla fueron asignados directamente a la categoría de edad 0 (0 años) y no se incluyeron en el análisis de otolitos, ya que en estos individuos la aplicación de la

técnica de pulido resultaba considerablemente dificultosa, comprometiendo la calidad y confiabilidad de la lectura.

Cada otolito fue inicialmente marcado para asegurar una correcta orientación y, posteriormente, desgastado en el plano transversal, es decir, perpendicular a la línea del *sulcus acusticus*, que se extiende en sentido anteroposterior (Cotrina, 1991). Una vez alcanzado un nivel adecuado de pulido, los otolitos fueron sometidos a un proceso de tostado sobre una plancha de inducción durante algunos minutos. Este tratamiento térmico tiene como objetivo resaltar la visibilidad de los anillos y marcas de crecimiento (Christensen, 1964). El tostado parcial del plano de lectura permite distinguir con claridad un patrón de bandas oscuras (correspondientes a zonas translúcidas en el otolito sin quemar), ricas en contenido proteico, que contrastan con zonas más claras y anchas (opacas en el otolito sin quemar), asociadas a períodos de crecimiento activo.

Finalmente, cada otolito fue inspeccionado bajo lupa binocular para evaluar la calidad del procesamiento. En esta etapa se corrigieron posibles errores, como la exposición incompleta del núcleo por pulido insuficiente, la falta de contraste debido a un tostado inadecuado, o se descartaron aquellos otolitos que presentaban defectos que impedían una correcta lectura (Figura 4.3).



Figura 4.3. Secuencia del procedimiento para el procesamiento de otolitos *sagitta* derechos de los juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) procedentes de la Bahía Samborombón.

4.2.3 Registro fotográfico, mediciones y asignación de edad

Los otolitos fueron analizados bajo una lupa binocular Carl Zeiss equipada con una cámara digital acoplada, utilizando el software Axio Vision (Carl Zeiss, Alemania). Para cada ejemplar se obtuvo una imagen digital de alta resolución, que permitió registrar con precisión las marcas de interés. A cada imagen se le incorporó una escala de referencia de 500 μm , garantizando así la exactitud en las mediciones posteriores.

Las mediciones se realizaron sobre el eje de crecimiento en el plano transversal, paralelo al *sulcus acusticus*, desde el núcleo del otolito hasta el borde externo. Las variables cuantificadas incluyeron el radio del otolito, las marcas de crecimiento predominantes y los anillos anuales (Figura 4.4). La lectura de las marcas se basó en la identificación de las **zonas opacas**, cuya visualización fue favorecida por el proceso de tostado. Si bien este tratamiento es irreversible, resulta fundamental para mejorar la claridad de las estructuras y facilitar una interpretación confiable.

Para asegurar la precisión de los datos, cada medición fue repetida cinco veces por un mismo operador, minimizando así el error asociado a la lectura e incrementando la consistencia de los

resultados. El valor final asignado a cada otolito correspondió al promedio de estas cinco mediciones.

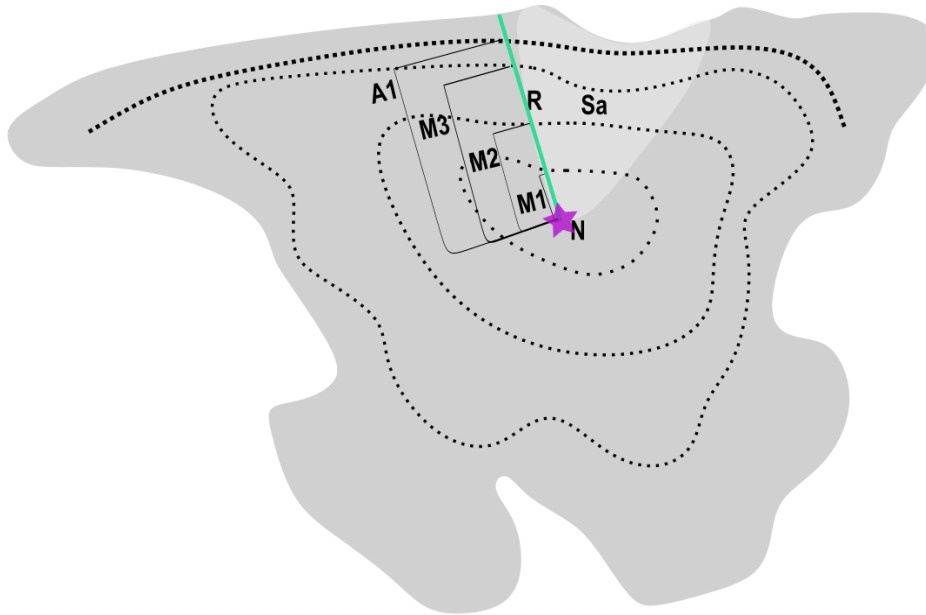


Figura 4.4. Esquema de un otolito *sagitta* derecho que ilustra las mediciones realizadas. La estrella indica el núcleo del otolito (N). La línea verde representa el eje de medición, trazado desde el núcleo hacia el borde externo, al costado del *sulcus acusticus* (Sa). R: radio total del otolito; M1–M3: marcas de crecimiento; A1: anillo anual; los segmentos de medición fueron realizados sobre el eje indicado. Las áreas sombreadas en gris claro corresponden a la región del *sulcus acusticus*.

La edad de los ejemplares se determinó mediante el conteo de **anillos opacos**, los cuales, en combinación con la banda hialina, conforman el anillo anual de crecimiento (Cotrina, 1991). Para la asignación de edades, se consideró el 1° de enero como fecha de cumpleaños (Cotrina, 1997). Por este motivo, a los ejemplares con borde opaco recolectados durante la temporada cálida se les asignó el año, mientras que a los capturados en la temporada fría si se observó marca opaca en el borde, esta no fue considerada para la asignación de edad.

4.2.4 Análisis de datos

Se realizó un análisis estadístico descriptivo con el objetivo de explorar el conjunto de datos, identificar patrones generales y caracterizar la naturaleza de las variables de interés. Este abordaje preliminar permitió obtener una visión integral de la distribución y dispersión de los datos, facilitando la detección de tendencias, irregularidades y posibles inconsistencias. Asimismo, se llevó a cabo una depuración cuidadosa de los mismos, mediante la identificación y eliminación de valores atípicos que pudieran comprometer la robustez de los análisis posteriores. Este paso resultó

fundamental para asegurar la calidad, consistencia y fiabilidad de la información utilizada en los análisis subsiguientes.

A. Análisis morfométrico estacional

Para evaluar las diferencias en la LT entre las dos temporadas de muestreo (cálida y fría), se realizaron comparaciones estadísticas entre grupos. Previamente, se verificaron los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas mediante los tests de Shapiro-Wilk y Levene, respectivamente. Dado que los datos no cumplían con dichos supuestos, incluso luego de aplicar transformaciones (raíz cuadrada y logarítmica) a la variable LT, se exploraron modelos lineales y aditivos generalizados mixtos, incorporando campaña como efecto aleatorio. Sin embargo, estos modelos no explicaron una proporción relevante de la variabilidad observada ni ofrecieron mejoras sustanciales frente a los enfoques no paramétricos. Por tal motivo, se optó por utilizar el test de Wilcoxon Rank Sum como método principal para comparar la ubicación central de las distribuciones, y el test de Kolmogorov-Smirnov para evaluar posibles diferencias en su forma global.

La relación entre el peso (g) y la LT de los ejemplares juveniles de corvina rubia fue analizada para evaluar posibles diferencias entre las temporadas (cálida y fría). Dado que esta relación en peces suele seguir una función alométrica, se ajustaron modelos no lineales del tipo:

$$P = a \cdot LT^b$$

Donde:

P es el peso en gramos (g),

LT es la longitud total en centímetros (cm),

a y **b** son los parámetros del modelo.

Estos modelos fueron ajustados por separado para cada temporada mediante regresión no lineal por mínimos cuadrados, y los parámetros fueron utilizados para caracterizar y comparar los

patrones de crecimiento morfométrico entre estaciones. Las curvas resultantes fueron representadas gráficamente con suavizado loess para facilitar la visualización de diferencias.

Complementariamente, con el objetivo de descartar que las diferencias observadas en peso se debieran exclusivamente a variaciones en la LT de los individuos, se realizó una comparación del peso por clases homogéneas de LT. Para ello, los ejemplares fueron agrupados en intervalos regulares de LT (de 5 cm de amplitud), generando clases de LT en las que se comparó el peso entre temporadas. Dentro de cada clase, se utilizó el test de Wilcoxon Rank Sum para evaluar diferencias entre temporadas.

B. Análisis de características morfológicas de los individuos y del otolito por temporada

Para describir la relación entre la LT de los ejemplares juveniles de corvina rubia y el radio del otolito, se intentó ajustar un modelo lineal simple entre LT y radio estandarizado, pero se detectaron claras violaciones a los supuestos de homocedasticidad y linealidad, lo que motivó la elección de un enfoque más flexible. Los detalles de esa evaluación y los gráficos diagnósticos correspondientes se presentan en el Anexo 4.1.

Para poder describir dicha relación, se ajustó un modelo aditivo generalizado mixto (GAMM), una herramienta flexible que permite capturar relaciones no lineales entre variables continuas e incorporar estructuras jerárquicas propias del diseño de muestreo. La variable dependiente fue la LT (expresada en centímetros), mientras que la variable explicativa principal fue el radio del otolito, previamente estandarizado (radio_s) para mejorar la interpretación de los coeficientes, estabilizar la varianza y favorecer la convergencia del modelo.

Además, se incorporó la temporada del año (cálida o fría) como efecto fijo categórico. Para tener en cuenta la estructura de muestreo y la posible variación no explicada entre campañas y ejemplares, se modelaron efectos aleatorios para cada individuo y cada campaña de muestreo.

El modelo ajustado puede representarse de la siguiente forma:

$$LT_i = \beta_0 + f(\text{radio}_i) + \beta_1 \cdot \text{temporada}_i + b_{\text{ejemplar}_i} + b_{\text{campaña}_i} + \epsilon_i$$

Donde:

LT_i es la longitud total observada del individuo i ,

$f(\text{radio}_i)$ es una función suave no lineal del radio del otolito,

temporada_i es un factor que indica la temporada (cálida o fría),

bejemplar_i es un efecto aleatorio para el ejemplar i ,

bcampaña_i es un efecto aleatorio para la campaña de muestreo,

ϵ_i es el error residual, asumido normalmente distribuido con media cero y varianza constante.

El modelo se estimó mediante un procedimiento de máxima verosimilitud restringida acelerada (fREML), adecuado para bases de datos de tamaño intermedio. La base utilizada fue previamente depurada mediante la detección de valores atípicos en LT y radio, empleando criterios intercuartílicos y verificación visual. El conjunto final de datos incluyó 1024 observaciones correspondientes a ejemplares juveniles de corvina rubia (solo se excluyó una observación).

Los supuestos del modelo fueron evaluados gráficamente mediante inspección de residuos (homogeneidad de varianza, normalidad y simetría) y estadísticamente mediante un chequeo de la complejidad del suavizado aplicado al radio del otolito. En todos los casos se observó un ajuste adecuado sin evidencia de sobreajuste ni violaciones importantes de los supuestos fundamentales. El modelo explicó un 84,4% de la variabilidad observada en la LT (R^2 ajustado = 0,84) y un 84,6% de la devianza total, lo que evidencia un excelente ajuste a los datos. Si bien los efectos aleatorios asociados a campaña y ejemplar no aportaron una proporción sustancial de la varianza explicada, su inclusión fue importante para reflejar la estructura jerárquica del muestreo y controlar la variabilidad intraindividual y entre eventos de muestreo, asegurando estimaciones más robustas de los efectos principales.

Para evaluar la relación entre el peso corporal de los ejemplares juveniles y el radio del otolito, se empleó un GAMM, que permitió modelar relaciones no lineales y considerar la estructura

jerárquica del diseño de muestreo. Se utilizó como variable dependiente el peso (en gramos), mientras que la variable explicativa principal fue el radio del otolito, previamente estandarizado para facilitar la interpretación y estabilizar la varianza. Además, la temporada del año (cálida o fría) fue incorporada como efecto fijo categórico para examinar posibles diferencias estacionales.

Para controlar la variabilidad intraindividual y la interanual, se incluyeron efectos aleatorios asociados a los ejemplares individuales y a las campañas de muestreo. La formulación general del modelo fue:

$$\text{Peso}_i = \beta_0 + f(\text{radio}_i) + \beta_1 \cdot \text{temporada}_i + \text{bejemplar}_i + \text{bcampaña}_i + \varepsilon_i$$

Donde:

Peso_i es el peso observado del individuo *i*,

***f*(radio_i)** es una función suave no lineal del radio del otolito,

temporada_i es un factor que indica la temporada (cálida o fría),

bejemplar_i es un efecto aleatorio para el ejemplar *i*,

bcampaña_i es un efecto aleatorio para la campaña de muestreo,

ε_i es el error residual, asumido normalmente distribuido con media cero y varianza constante.

El modelo se estimó mediante un procedimiento de máxima verosimilitud restringida acelerada (fREML), adecuado para bases de datos de tamaño intermedio. La base de datos utilizada fue previamente depurada mediante la detección de valores atípicos en peso y radio del otolito, aplicando criterios intercuartílicos y verificación visual.

Los supuestos del modelo fueron evaluados gráficamente mediante la inspección de residuos y estadísticamente mediante un chequeo de la complejidad del suavizado aplicado al radio estandarizado del otolito. En todos los casos se observó un ajuste adecuado, sin evidencia de sobreajuste ni violaciones importantes de los supuestos fundamentales (Anexo 4.2). El modelo explicó aproximadamente un 78,9% de la variabilidad observada en el peso (R^2 ajustado = 0,79) y un 79,5% de la variabilidad total, evidenciando un buen ajuste a los datos. Aunque los efectos

aleatorios asociados a campaña y ejemplar no explicaron una proporción sustancial de la varianza, su inclusión fue fundamental para reflejar la estructura jerárquica del muestreo y controlar la variabilidad intraindividual y entre eventos de muestreo, lo que permitió obtener estimaciones más robustas y confiables de los efectos principales.

C. Asignación de edad y actualización de rangos de longitudes

Para evaluar si la distribución de edades difiere entre temporadas (cálida y fría), se aplicó una prueba de independencia de chi-cuadrado. La variable edad fue determinada previamente a partir de la lectura de otolitos y clasificada en tres categorías discretas (años): edad 0, edad 1 y edad 2. La variable temporada se categorizó como "cálida" o "fría" según la fecha de muestreo. Se construyó una tabla de contingencia que resume la frecuencia de individuos en cada combinación de edad y temporada. La hipótesis nula de la prueba establece que la distribución de frecuencias de edades es independiente de la temporada. En caso de que alguna celda de la tabla tuviera frecuencias esperadas menores a 5, se previó utilizar la prueba exacta de Fisher como alternativa más robusta. Sin embargo, las frecuencias observadas fueron suficientes para aplicar la prueba de chi-cuadrado estándar.

Para clasificar los ejemplares en grupos etarios sin superposición de LT, se definieron rangos de LT a partir de los valores descriptivos obtenidos para cada edad (0, 1 y 2 años) en ambas temporadas analizadas. Dado que los parámetros estadísticos fueron consistentes entre estaciones, se consideró adecuado unificar los datos para establecer criterios comunes de clasificación. En función de estos valores, y con el fin de minimizar el solapamiento entre clases etarias, se propuso una categorización conservadora basada en intervalos discretos de LT.

D. Marcas de crecimiento

A fin de analizar las diferencias en los patrones de crecimiento del otolito entre temporadas del año, se analizaron nueve marcas de crecimiento registradas en los ejemplares recolectados durante los distintos períodos. Los datos fueron organizados en un único vector por temporada, concatenando todas las marcas disponibles por individuo, y también analizados individualmente por marca. Se aplicó un análisis de densidad Kernel (KDE), lo que permitió estimar la distribución de las posiciones radiales de las marcas. Las curvas de densidad obtenidas fueron comparadas

visualmente para detectar diferencias en la forma y localización de los picos de densidad entre temporadas, y se identificaron los máximos locales sobre cada curva. Adicionalmente, para evaluar si las distribuciones diferían estadísticamente entre temporadas, se aplicaron dos pruebas no paramétricas: el test de Kolmogorov-Smirnov para dos muestras y el test de Wilcoxon de rangos sumados.

E. Estimación de longitudes

Con el objetivo de validar la capacidad predictiva del modelo ajustado para describir la relación entre el crecimiento del otolito (radio) y la LT de los ejemplares, se estimaron valores de LT a partir de las predicciones generadas por el modelo GAMM. Para ello, se aplicó el modelo sobre el mismo conjunto de datos utilizado en su ajuste, considerando como variables predictoras el radio del otolito estandarizado, la temporada y los efectos aleatorios asociados al ejemplar y a la campaña de muestreo. Las estimaciones resultantes se almacenaron como una nueva variable de LT predicha.

Para evaluar la precisión del modelo de retrocálculo, se compararon las LT observadas y estimadas mediante un gráfico de dispersión. Como métricas de ajuste, se calcularon el coeficiente de correlación de Pearson y el error cuadrático medio (RMSE), tanto a nivel general como desagregado por grupo etario. La clasificación por edad incluyó tres clases (0, 1 y 2 años), determinadas previamente a partir de la lectura de anillos de crecimiento en los otolitos.

4.3 Resultados

Se evaluaron un total de 1328 ejemplares juveniles de corvina rubia, cuyas LT se distribuyeron en un rango comprendido entre 3 y 32 cm; de estos, 763 correspondieron a la temporada cálida (campanas realizadas en 2018 y 2019) y 565 a la temporada fría (campanas realizadas en 2017 y 2018). Durante la estación cálida, la distribución de LT presentó un patrón claramente unimodal, concentrándose principalmente en el rango de 16 a 22 cm, con escasa representación de individuos en los extremos inferior y superior del rango observado. Por el contrario, en la temporada fría, la distribución mostró un patrón disperso y multimodal, destacándose varios picos de frecuencia en las clases de LT de 8–10 cm, 16–18 cm, y alrededor de los 22 cm (Figura 4.5 A).

El análisis estadístico confirmó diferencias significativas en la distribución de la LT entre ambas temporadas (Figura 4.5 B y C). En particular, el test de Wilcoxon Rank Sum reveló diferencias altamente significativas en la ubicación central (mediana) de las distribuciones entre temporadas ($W = 240971$, $p < 0,001$). Asimismo, el test de Kolmogorov-Smirnov indicó diferencias significativas en la forma general de ambas distribuciones (KS test, $p < 0,001$).

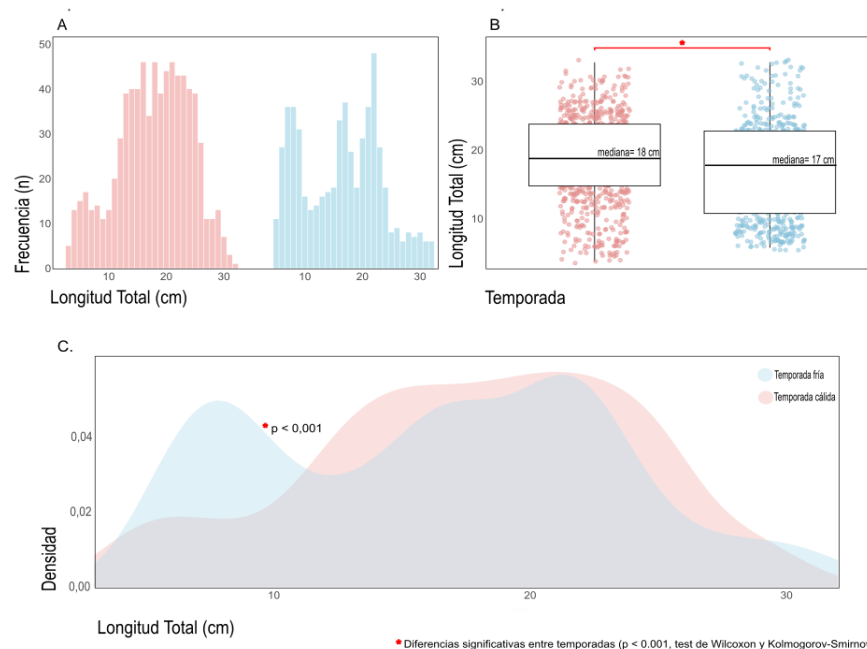


Figura 4.5. Comparación de la distribución de Longitudes Totales (LT, cm) de ejemplares juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) entre dos temporadas (cálida y fría) en la Bahía Samborombón. A. Histograma de frecuencias de LT por temporada. B. Boxplot con jitter que muestra la mediana y la dispersión individual de los datos. C. Distribución de densidad de LT según temporada. Las temporadas se indican mediante colores distintivos (cálida:

rosa, fría: celeste). Las diferencias estadísticas significativas ($p < 0,001$) entre temporadas fueron determinadas mediante los tests de Wilcoxon Rank Sum y Kolmogorov-Smirnov, y están señaladas con un asterisco rojo.

En ambas temporadas se observó una clara relación positiva entre el peso y la LT de los individuos (Figura 4.6). La tendencia general indicó que, a mayor longitud, mayor fue el peso, aunque con diferencias en el patrón morfométrico entre temporadas.

El ajuste de los modelos alométricos reveló que los parámetros estimados difirieron entre estaciones (Figura 4.6 A). Para la temporada cálida, se obtuvo un valor de $a = 0,014$ y $b = 2,92$, mientras que para la temporada fría, los valores fueron $a = 0,01$ y $b = 3,06$. Estos resultados sugieren una pendiente más empinada durante la temporada fría, lo que implica que, a mayores LT, el incremento en peso fue proporcionalmente mayor en comparación con la temporada cálida.

A fin de explorar si las diferencias en peso entre temporadas podían explicarse por una variación en LT, se agruparon los individuos en clases de longitud de 5 cm. Dentro de cada clase, se comparó el peso mediante el test de Wilcoxon Rank Sum. Se detectaron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) en las clases (3–8], (8–13], y (18–23] cm, donde los ejemplares de la temporada cálida presentaron sistemáticamente mayor peso (Figura 4.6 B). En cambio, las clases restantes no mostraron diferencias significativas.

Estos resultados evidencian que, si bien el patrón general de crecimiento peso–LT fue consistente entre temporadas, existen diferencias morfométricas significativas asociadas a la estación, particularmente en ciertos rangos de tamaño.

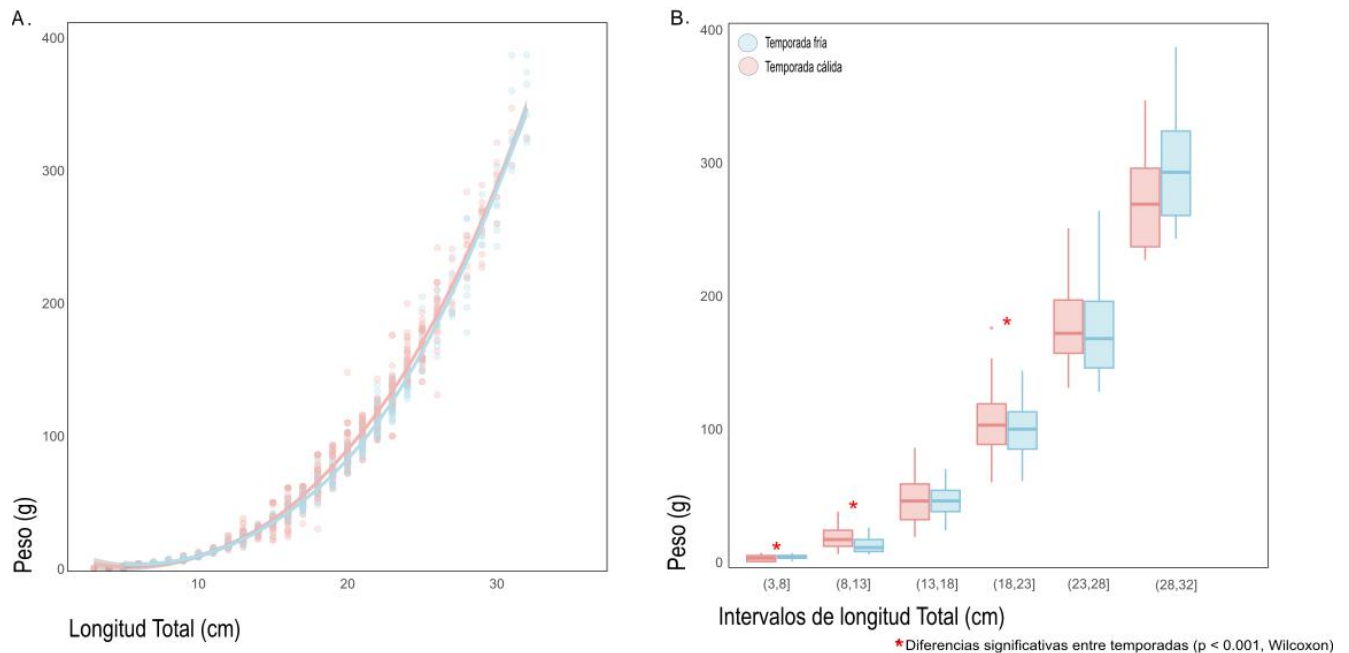


Figura 4.6. Relación entre el peso y la longitud total (LT) de juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en la Bahía Samborombón durante las temporadas cálida y fría. A. Ajuste de modelos alométricos del tipo $P = a \cdot LT^b$ para cada temporada, donde P es el peso (g) y LT la longitud total (cm). B. Distribución del peso por clases de longitud total (intervalos de 5 cm), representada mediante boxplots para cada temporada, la línea en los boxplot representa la mediana. Los asteriscos rojos indican diferencias significativas entre temporadas dentro de cada clase (test de Wilcoxon, $p < 0,05$).

Se observó una relación no lineal entre la LT y el radio del otolito, evaluada mediante un modelo GAMM. El término suavizado del radio estandarizado fue altamente significativo ($\text{edf} = 4,60$; $F = 918,5$; $p < 2e^{-16}$), lo que indica que el crecimiento del otolito en relación con la LT no sigue una trayectoria lineal. La variable temporada no presentó un efecto significativo sobre esta relación ($p = 0,767$), lo que sugiere que la asociación entre radio y LT se mantiene estable entre períodos cálido y frío (Figura 4.7). El modelo explicó un 84,4% de la variabilidad observada en LT (R^2 ajustado = 0,844), mostrando un ajuste sólido a los datos.

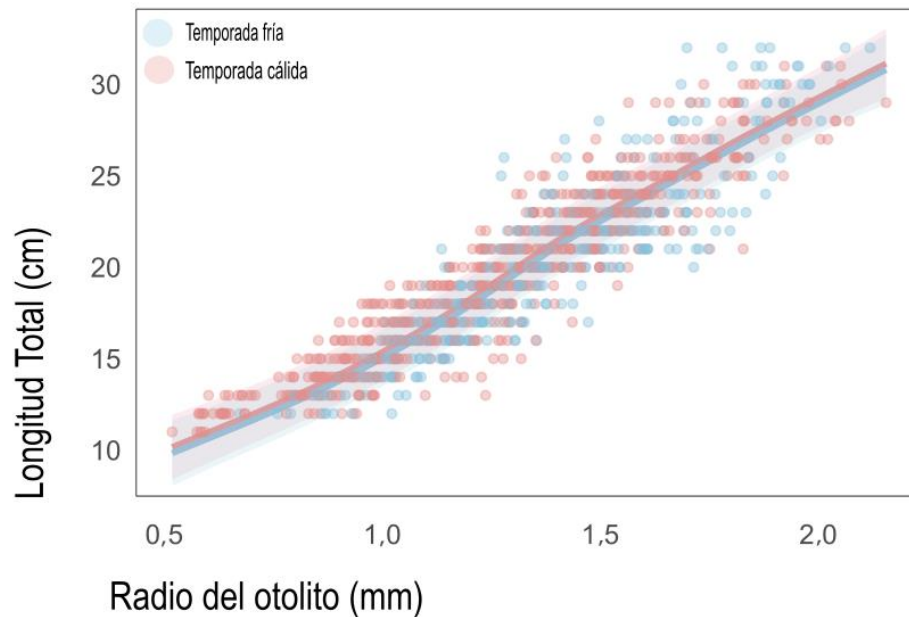


Figura 4.7. Relación entre la longitud total (cm) y el radio del otolito (mm) en juveniles de *Micropogonias furnieri*, diferenciada por temporada del año: puntos rosas para la temporada cálida y puntos celestes para la fría. Las líneas representan los ajustes del modelo aditivo generalizado mixto (GAMM) por temporada, mostrando una relación no lineal entre ambas variables. Las bandas sombreadas indican los intervalos de confianza del 95% para las predicciones del modelo.

Se identificó una relación no lineal significativa entre el radio estandarizado del otolito y el peso corporal de los ejemplares juveniles, con un grado de libertad efectivo de 4,91 y un estadístico F de 525,3 ($p < 2 \times 10^{-16}$). Esta evidencia sugiere que la asociación entre el desarrollo del otolito y el peso no sigue un patrón lineal simple, reflejando procesos biológicos complejos durante el crecimiento de los individuos. Por otro lado, la variable temporada no presentó un efecto estadísticamente significativo sobre el peso ($p = 0,433$), lo que indica que esta relación se mantiene relativamente estable a lo largo de los períodos cálido y frío.

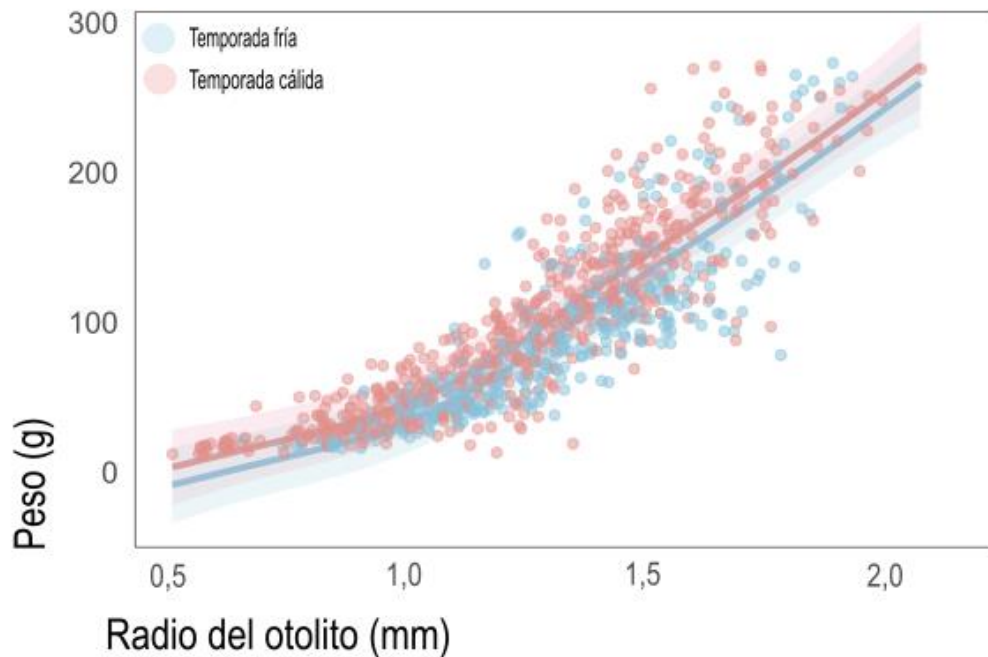


Figura 4.8. Relación entre el peso corporal (g) y el radio del otolito (mm) en juveniles de *Micropogonias furnieri*, diferenciada por temporada del año: puntos rosas para la temporada cálida y puntos celestes para la temporada fría. Las líneas muestran los ajustes del modelo aditivo generalizado mixto (GAMM) para cada temporada, evidenciando una relación no lineal entre ambas variables. Las bandas sombreadas corresponden a los intervalos de confianza del 95% para las predicciones del modelo.

La edad de los ejemplares juveniles de corvina rubia fue determinada mediante la identificación de anillos anuales en los otolitos y la fecha de cumpleaños (Figura 4.9). En términos generales, la mayoría de los individuos correspondió a edad 0 (65,1 %), seguida por edad 1 (29,9 %) y un bajo porcentaje de edad 2 (5 %). Al desagregar por temporada, se observó que durante el período cálido predominaron los ejemplares de edad 0 (64,6 %), seguidos por edad 1 (33,3 %) y edad 2 (2,4 %). En la temporada fría, esta tendencia se acentuó, con una mayor proporción de individuos de edad 0 (68,1 %), una menor representación de edad 1 (26,5 %) y un leve incremento en la representatividad de la edad 2 (5,3 %).

Este patrón, consistente en ambas temporadas, indica que los grupos etarios más jóvenes (edad 0 y 1) fueron los más representativos de la muestra, con una participación marginal de individuos de edad 2 debido a que se delimitó un máximo de 32 cm. La temporada cálida mostró una proporción relativamente mayor de ejemplares de edad 1, mientras que la temporada fría estuvo marcada por un mayor predominio de reclutas recientes (edad 0).

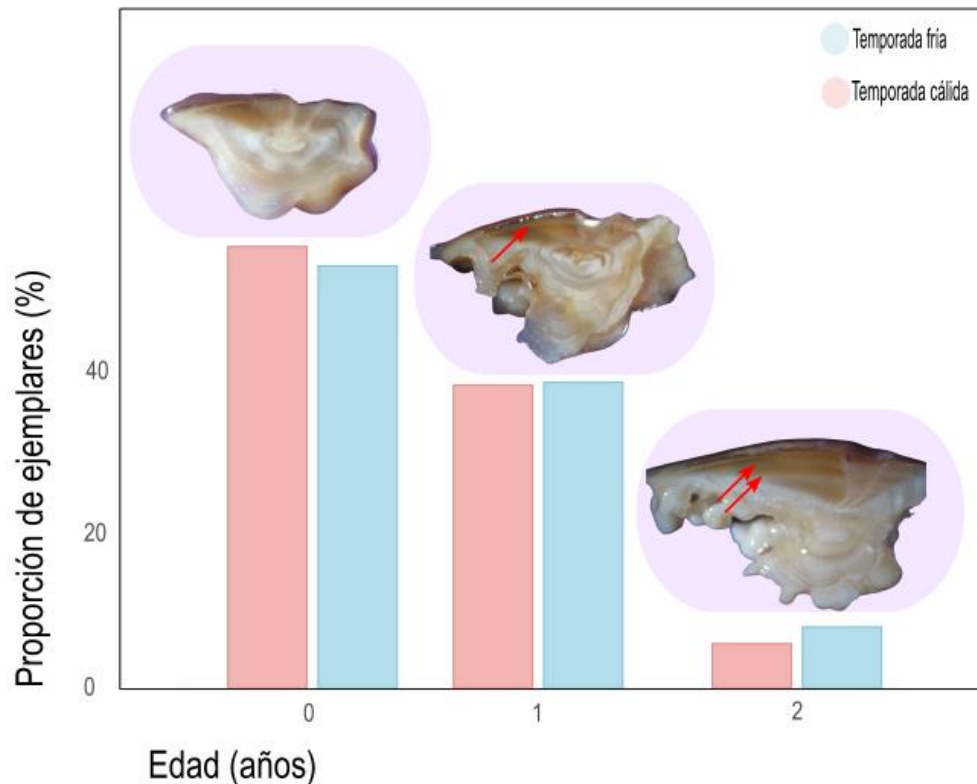


Figura 4.9. Proporción de ejemplares juveniles por edad de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en la Bahía Samborombón, diferenciada por temporada del año (cálida en rosa y fría en celeste). Se incluyen imágenes representativas de otolitos correspondientes a cada edad (0, 1 y 2 años), con flechas indicando los primeros anillos anuales observados.

La LT mediana de los ejemplares mostró una tendencia creciente con la edad en ambas temporadas, evidenciando una trayectoria de crecimiento esperable (Figura 4.10). Si bien las comparaciones descriptivas revelaron ciertas diferencias entre temporadas particularmente para los individuos de edad 0, que presentaron una media levemente superior durante la temporada fría, las diferencias observadas fueron reducidas en los grupos etarios mayores (Tabla 4.1). Para evaluar si la distribución de edades difería significativamente entre temporadas, se aplicó una prueba de independencia de chi-cuadrado ($\chi^2 = 1,94$; $gl = 2$; $p = 0,38$). Los resultados indicaron que no existen diferencias estadísticamente significativas en la proporción de individuos por edad entre las temporadas cálida y fría.

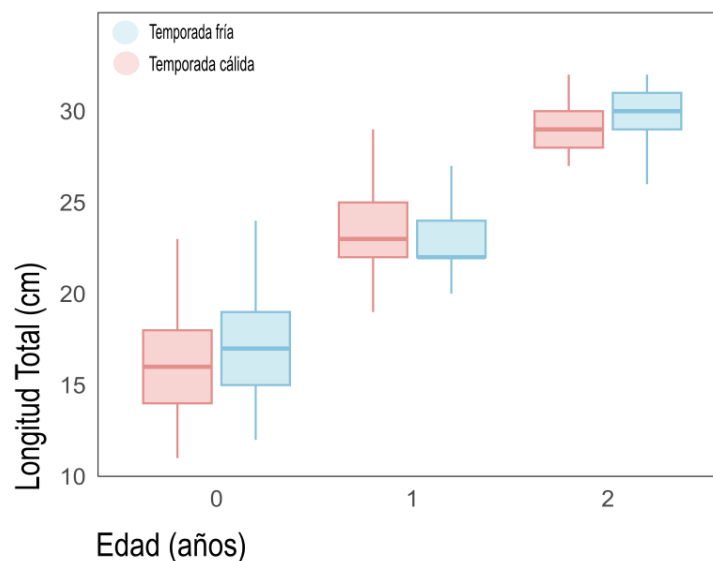


Figura 4.10. Distribución de la longitud total mediana por edad (LT, en cm) de los ejemplares de *Micropogonias furnieri* (0, 1 y 2 años), representada mediante boxplots para cada temporada. La línea dentro de cada caja indica la mediana, los extremos de las cajas corresponden a los cuartiles (Q1–Q3), y los bigotes representan la dispersión dentro de 1,5 veces el rango intercuartílico. No se observaron diferencias significativas entre temporadas dentro de cada grupo etario (test de chi-cuadrado, $p > 0,05$).

Tabla 4.1. Estadísticos descriptivos de la Longitud Total (LT; cm) de juveniles de corvina rubia según edad (años) y temporada (cálida en rosa, fría en celeste) en la Bahía Samborombón. Se presentan la media, mediana, desvío estándar, y los valores mínimo y máximo de LT para cada grupo etario y temporada.

<i>Edad</i>	<i>Temporada</i>	<i>Media</i>	<i>Mediana</i>	<i>Desvío estándar</i>	<i>Mínimo</i>	<i>Máximo</i>
0	Cálida	16,30	16,00	2,68	11	23
1	Cálida	23,40	23,00	1,92	19	27
2	Cálida	28,10	28,00	1,16	24	29
0	Fría	17,00	17,00	2,55	12	24
1	Fría	22,80	22,00	2,03	17	29
2	Fría	28,10	28,50	1,60	26	30

A partir de los valores descriptivos observados para cada grupo etario y considerando la necesidad de una asignación conservadora, se definieron los siguientes intervalos:

E0 (edad 0): ≤ 18 cm

E1 (edad 1): > 18 cm y ≤ 25 cm

E2 (edad 2): > 25 cm y ≤ 32 cm aproximadamente

Este último umbral superior se basó en el límite de 32 cm reportado como longitud de primera madurez sexual para corvina rubia, a fin de garantizar que los individuos analizados correspondieran principalmente al estadio juvenil.

Se analizaron las marcas de crecimiento observadas en los otolitos para evaluar patrones de desarrollo según la edad y la temporada. Las mediciones de la mediana del radio del otolito y de las marcas mostraron una progresión ordenada en relación con la LT de los ejemplares, evidenciando un patrón ontogenético de crecimiento radial. En el análisis general, sin diferenciar por temporada, se registró un incremento sistemático del radio, con valores medianos que pasaron de 1,11 μm en edad 0 a 1,87 μm en edad 2. Este mismo patrón se reflejó en las marcas de crecimiento, cuyos valores aumentaron desde las más internas hacia las más externas, en concordancia con el desarrollo progresivo del otolito. Al incorporar la variable estacional, se advirtieron diferencias sutiles pero consistentes entre las condiciones cálidas y frías. En particular, en la temporada fría se observaron valores medianos levemente superiores tanto para el radio como para la mayoría de las marcas, especialmente en las edades más jóvenes (Tabla 4.2).

Tabla 4.2. Valores medianos (μm) del radio del otolito y marcas de crecimiento del otolito (m), diferenciados por edad (0, 1 y 2). Se presentan los resultados para el conjunto total de datos y separados por temporada cálida y fría.

	Edad	radio	m1	m2	m3	m4	m5	m6	m7	m8	m9
General	0	1108	220	471	686	845	1045	1220	1368		
	1	1527	230	490	690	851	1040	1227	1370	1533	
	2	1870	231	488	685	856	1037	1225	1346	1590	1774
Cálida	0	1046	213	469	679	844	1052	1206	1369		
	1	1505	229	490	678	857	1041	1237	1370	1535	
	2	1837	228	486	692	832	1041	1207	1346	1597	1801
Fría	0	1160	230	475	696	846	1038	1234	1335		
	1	1545	227	490	704	844	1034	1219	1367	1526	
	2	1885	238	521	663	860	1030	1235	1356	1559	1739

La relación entre el radio del otolito y la distancia de las marcas sucesivas evidenció un patrón estructurado por edad y temporada (Figura 4.11). En general, se observó una distribución creciente de las marcas con respecto al radio, indicando una acumulación progresiva hacia la periferia del otolito a medida que aumenta la edad. Para los ejemplares de edad 0, la mayoría de las marcas se ubicaron en los primeros 1000 μm del radio total, con una clara agregación de marcas tempranas (marca 1 a marca 3) en radios inferiores a 500 μm , tanto en la temporada cálida como en la fría. En los individuos de edad 1, se observó una mayor dispersión de las marcas (relacionado al menor número de ejemplares de esta edad respecto a la 0), alcanzando valores cercanos a los 1500 μm , con patrones similares entre temporadas, aunque con una leve tendencia a valores de radio mayores en la temporada cálida. En los ejemplares de edad 2, las marcas se extendieron hasta los 2000 μm , especialmente en la temporada cálida, mostrando una progresión ordenada y una clara separación entre las primeras y últimas marcas. Esta separación fue menos definida en la temporada fría, donde las marcas tendieron a agruparse en el rango medio del radio otolítico. Cabe destacar que

esta edad es la más afectada en el número de ejemplares, no solo por la escasa cantidad presentes de esa edad en los muestreos sino también por el límite superior del LT (32 cm) asignado por bibliografía, dejando fuera de los análisis ejemplares de longitudes mayores. A lo largo de todas las edades y temporadas, las marcas sucesivas mostraron una disposición relativamente constante entre individuos, lo cual sugiere una periodicidad en la formación de marcas.

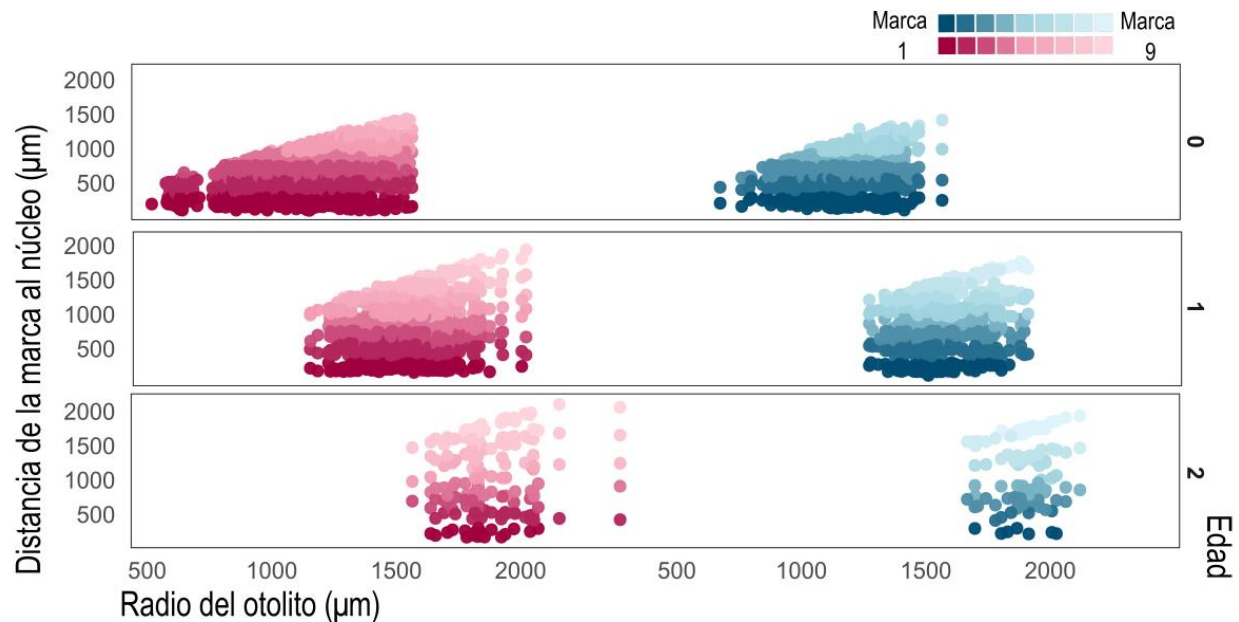


Figura 4.11. Relación entre el radio del otolito y la distancia de las marcas de crecimiento al núcleo en juveniles de corvina rubia, diferenciada por edad y temporada (cálida a la izquierda, fría a la derecha). Cada punto representa una marca individual, codificada por color según su orden de aparición (marca 1 a marca 9). Se utilizó una paleta degradada distinta para cada temporada (rosas para cálida y celestes para fría) con el fin de resaltar la progresión de las marcas. Las marcas 8 y 9 corresponden a los anillos de crecimiento anuales, asociados a las edades 1 y 2 respectivamente.

Se analizaron las nueve marcas de crecimiento identificadas en los otolitos con el fin de comparar su distribución radial entre las temporadas cálida y fría. Las curvas de densidad mostraron diferencias en los rangos de distancia en los que se concentraron las marcas, evidenciando patrones de crecimiento levemente distintos según la estación. Las primeras marcas (marca 1 a 3) presentaron distribuciones similares entre temporadas, con medianas próximas y alta superposición. Sin embargo, a partir de la marca 4, las diferencias comenzaron a acentuarse. En varias de estas marcas intermedias y externas (por ejemplo, marca 5, marca 6 y marca 9), se observaron desplazamientos en los picos de densidad y en las medianas, con la temporada fría tendiendo a valores más alejados del centro del otolito (Figura 4.12). Además, el análisis

estadístico confirmó diferencias significativas entre temporadas en marca 3 y marca 9, esta última correspondiente al anillo que determina la edad 2 (Tabla 4.3).

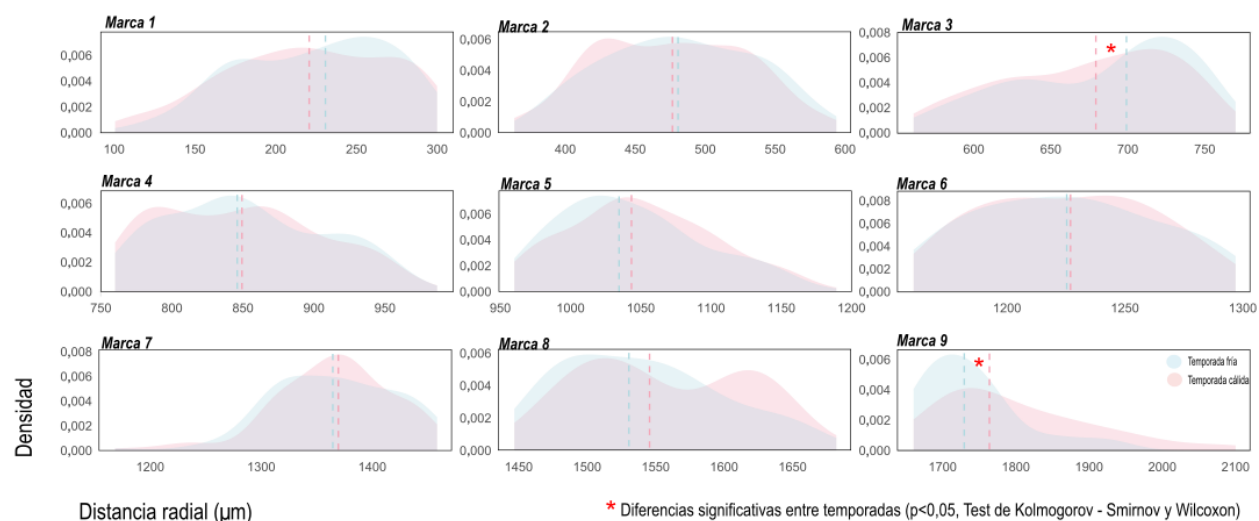


Figura 4.12. Distribución de densidad Kernel de las posiciones radiales (µm) correspondientes a las nueve marcas de crecimiento identificadas en otolitos de juveniles de corvina rubia recolectados en la Bahía Samborombón durante las temporadas cálida (rosa) y fría (celeste). Las curvas muestran la densidad de ocurrencia de cada marca por temporada, y las líneas punteadas indican las medianas de cada grupo. Las diferencias estadísticamente significativas entre estaciones, detectadas tanto por el test de Kolmogorov-Smirnov como por el test de Wilcoxon, se indican con un asterisco (*, $p < 0,05$).

Tabla 4.3. Resultados de los tests estadísticos por marca de crecimiento en otolitos de juveniles de corvina rubia recolectados durante las temporadas cálida y fría en la Bahía Samborombón. Se muestran los valores de p y los estadísticos correspondientes al test de Kolmogorov-Smirnov (KS) y al test de Wilcoxon (W) para cada una de las nueve marcas identificadas. Las diferencias estadísticamente significativas entre temporadas ($p < 0,05$) se resaltan en negrita.

Marca	<i>p</i> -valor KS	D KS	Sig. KS	<i>p</i> -valor Wilcoxon	W Wilcoxon	Sig. Wilcoxon
marca1	0,38	0,07	No	0,40	48704	No
marca2	0,36	0,07	No	0,17	52062	No
marca3	0,02	0,12	Sí	0,03	47504	Sí
marca4	0,45	0,07	No	0,41	44882	No
marca5	0,10	0,12	No	0,08	26122	No
marca6	0,96	0,07	No	0,96	5964	No
marca7	0,60	0,10	No	0,91	8713	No
marca8	0,12	0,20	No	0,15	2613	No
marca9	0,03	0,33	Sí	0,01	927	Sí

Se evaluaron las diferencias en la distribución espacial de las marcas de crecimiento en los otolitos de juveniles de corvina rubia recolectados durante las dos temporadas en la Bahía Samborombón. Para ello, se unificaron las posiciones radiales de las marcas observadas en cada ejemplar y se aplicó una estimación de densidad Kernel por separado para cada período. Las curvas resultantes mostraron patrones de densidad diferenciados entre temporadas, tanto en la forma como en la localización de los máximos. En la temporada fría, se identificaron dos picos principales de densidad alrededor de los 230 y 750 μm , mientras que en la temporada cálida se evidenció un patrón más complejo, con tres máximos locales en torno a los 230, 500 y 750 μm . Estas diferencias en la distribución de marcas fueron estadísticamente significativas (test de Kolmogorov-Smirnov, $p = 0,037$), destacándose una divergencia pronunciada en la región media del otolito ($\sim 500 \mu\text{m}$), donde la frecuencia relativa de marcas fue mayor durante el período cálido (Figura 4.13).

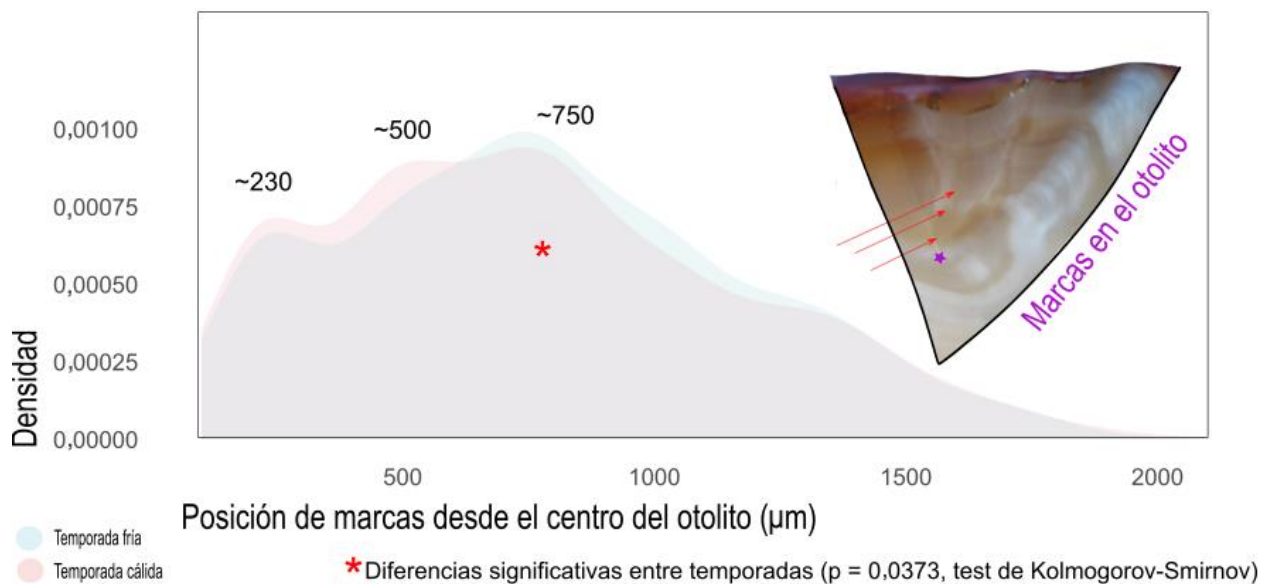


Figura 4.13. Estimación de densidad Kernel de la posición de marcas (μm) de crecimiento en otolitos de juveniles de corvina rubia recolectados en dos temporadas (cálida y fría) en la Bahía Samborombón. Las curvas representan la distribución de densidad de todas las marcas observadas desde el centro del otolito hacia la periferia, diferenciadas por estación (fría: celeste, cálida: rosa). Se identifican picos de densidad en posiciones aproximadas a 230, 500 y 750 μm , donde se concentran las marcas de crecimiento. Las diferencias significativas se marcan con asterisco (*, $p < 0,05$).

A partir del modelo ajustado (2), se estimaron las LT esperadas para cada ejemplar en función del radio del otolito estandarizado, la temporada y los efectos aleatorios asociados al ejemplar y a la campaña de muestreo. La validación del modelo, realizada mediante la comparación entre las LT

observadas y las retrocalculadas, evidenció un alto grado de ajuste global, con una correlación de 0,92 y un error cuadrático medio (RMSE) de 1,83 cm. Estos resultados indican que las predicciones del modelo son precisas y mantienen una estrecha asociación con los valores reales, lo que respalda su aplicación como herramienta robusta para el retrocálculo del crecimiento individual (Figura 4.14; Tabla 4.4).

Es importante destacar que el modelo incorporó explícitamente la variable temporada como efecto fijo, permitiendo que las estimaciones de LT reflejaran las diferencias en la trayectoria de crecimiento asociadas a las condiciones ambientales de los períodos cálido y frío. De este modo, las predicciones obtenidas estuvieron condicionadas por la estación del año en la que fue capturado cada ejemplar, lo que aporta una mayor precisión biológica al modelo y evita la necesidad de separar los análisis por temporada de forma posterior. En consecuencia, los errores de estimación evaluados en los distintos grupos de edad reflejan el desempeño del modelo ya ajustado por temporada, y por lo tanto, representan una medida integrada de su capacidad para retrocalcular la longitud individual teniendo en cuenta las variaciones estacionales en el crecimiento.

Al desagregar la evaluación por clase de edad, se observó un desempeño variable del modelo a lo largo del desarrollo ontogenético (Figura 4.15). En los ejemplares de edad 0, que representaron la mayor parte de la muestra ($n = 564$), la correlación entre LT estimada y observada fue elevada ($r = 0,80$) y el error medio relativamente bajo ($RMSE = 1,75$ cm), lo que reflejó una muy buena precisión del retrocálculo en los estadios juveniles más tempranos. Para los individuos de edad 1 ($n = 395$), el ajuste fue ligeramente menor ($r = 0,67$; $RMSE = 1,71$ cm), posiblemente como resultado de una mayor variabilidad individual en el crecimiento o una leve acumulación de error asociada al incremento en el tamaño del otolito. En cambio, en los ejemplares de edad 2 ($n = 65$), el ajuste del modelo fue considerablemente más bajo ($r = 0,23$; $RMSE = 2,94$ mm), evidenciando una tendencia a subestimar la LT observada. Este patrón podría atribuirse tanto al reducido número de observaciones como a una mayor dispersión en las trayectorias de crecimiento individual, así como a limitaciones del modelo al extrapolar hacia edades más avanzadas dentro del estadio juvenil y estar influenciado por la determinación de L50% en 32 cm.

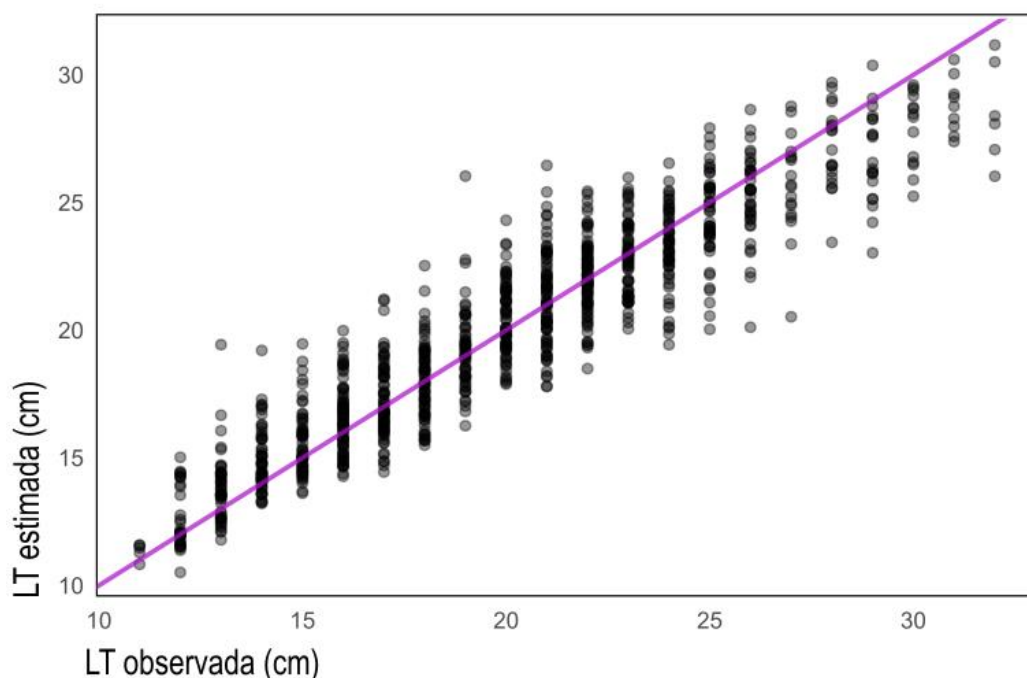


Figura 4.14. Relación entre la longitud total observada (cm) y la estimada mediante el modelo aditivo generalizado mixto (GAMM) en juveniles de *Micropogonias furnieri*. Cada punto representa un individuo. La línea diagonal magenta representa la línea de identidad ($y = x$).

Tabla 4.4. Comparación entre las longitudes totales (LT) observadas y las retrocalculadas (LT_i) mediante el modelo GAMM, desagregadas por edad. Se presentan los valores medios y las desviaciones estándar (DE) para cada grupo etario. La estimación de LT_i se realizó a partir del radio del otolito estandarizado, considerando la temporada y los efectos aleatorios asociados a ejemplares y campañas.

Edad	Media LT observada (cm)	DE LT observada	Media LT retrocalculada (cm)	DE LT retrocalculada
0	16,60	2,73	16,90	2,74
1	23,20	2,07	23,00	2,11
2	29,30	1,63	27,50	2,10

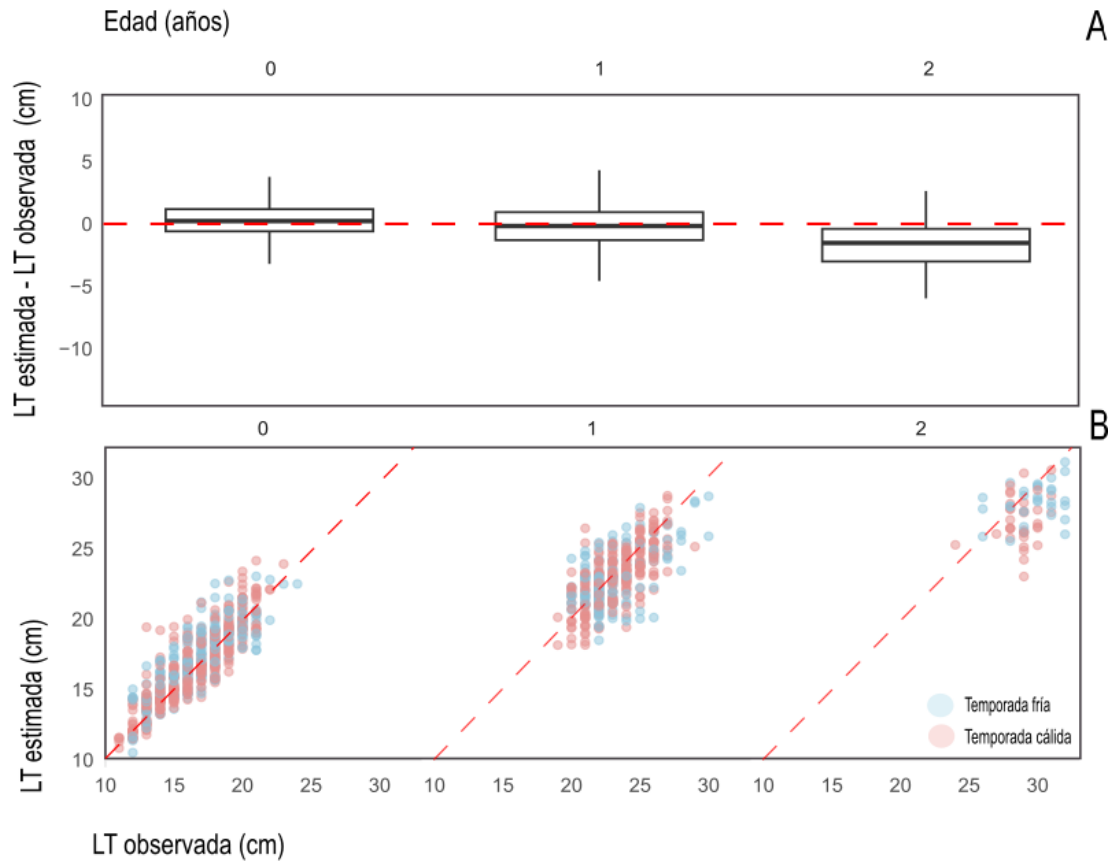


Figura 4.15. Validación del modelo de retrocálculo de longitud total (LT) según edad y temporada. (A) Distribución del error de estimación (LT estimada – LT observada, en cm) por clase de edad. La línea roja discontinua indica el valor cero (sin error). (B) Relación entre LT observada y LT estimada, desagregada por edad y temporada (celeste: temporada fría; rosa: temporada cálida). La línea roja punteada representa la identidad (LT estimada = LT observada). Los puntos alineados sobre esta línea indican coincidencia perfecta entre valores estimados y observados.

4.4 Discusión

Los resultados de este **CAPÍTULO IV** no sólo actualizan el conocimiento sobre la edad y el crecimiento de juveniles de corvina rubia, sino que aportan datos inéditos sin precedentes de su principal área de cría, reforzando el valor de los otolitos para revelar la historia de vida de los peces (Campana y Thorrold, 2001; Miller et al., 2010). La lectura de los otolitos constituye el primer conjunto de datos actualizado sobre juveniles de corvina rubia en Bahía Samborombón desde la década de los 80' (Cotrina y Lasta 1986). Estos registros revelan por primera vez patrones estacionales de reclutamiento y crecimiento vinculados al pulso de puestas masivas de fin de año, y a la estrategia de desove parcial que se prolonga hasta marzo. A partir de aquí, se discutirá cómo la dinámica de las puestas masivas, la estrategia de desove parcial y las variaciones ambientales en Bahía Samborombón interactúan para moldear la estructura demográfica y las trayectorias de crecimiento de estos juveniles, poniendo en perspectiva sus implicancias para la gestión pesquera y la conservación de la especie. Los resultados obtenidos en este capítulo permitirán mejorar los rangos de longitudes utilizados por el INIDEP para asignar las edades de los juveniles hasta el momento. Esto permite optimizar el Índice de abundancia de reclutas (edad 1) que es utilizado como uno de los insumos del modelo estructurado por edad que se utiliza para la estimación de la captura biológicamente aceptable (CBA) de corvina rubia.

La variación en la distribución de longitudes entre temporadas evidencia la estrecha relación entre el ciclo reproductivo de la corvina rubia y las condiciones ambientales estacionales. Durante la temporada cálida, los juveniles de edad 0 (≤ 18 cm) se concentran en un pico modal, reflejo del rápido crecimiento tras las puestas masivas de fin de año (Macchi y Christiansen, 1991), y comienza a emerger la clase de edad 1 (> 18 cm y ≤ 25 cm) al alcanzar parte de esa cohorte inicial tallas mayores producto de un reclutamiento sincrónico. En cambio, en la temporada fría la distribución se fragmenta en múltiples picos, lo que sugiere la superposición de varias cohortes propia de la estrategia de desove parcial que se extiende hasta marzo y de las distintas respuestas al “*letargo invernal*”, donde algunos ejemplares frenan su crecimiento durante el letargo invernal mientras otros aprovechan zonas de la bahía menos desfavorables, ampliando así la variabilidad poblacional de juveniles en la Bahía Samborombón. En este sentido, se pone de manifiesto cómo la prolongada temporada reproductiva de la especie, combinada con factores estacionales (temperatura, salinidad, caudal del Río de la Plata, disponibilidad de presas y presencia de

microfibras antropogénicas), moldea la estructura demográfica de los juveniles en dicha área (Borsky et al., 1994; Sampaio y Bianchini, 2002).

La comparación de la alometría peso–LT entre la temporada cálida y la fría revela un efecto estacional en la condición corporal de los juveniles de corvina rubia. Durante la temporada fría, el exponente alométrico es significativamente mayor ($b = 3,06$) que en la estación cálida ($b = 2,92$), lo que sugiere que los peces invernales concentran más reservas a medida que aumentan de tamaño. Este patrón coincide con un cambio notable en la dieta (Pedernera, 2020). Durante la temporada cálida, los juveniles consumen presas relativamente grandes y nutritivas, como el decápodo sergéstido *Peisos petrunkevitchi* (Mallo y Boschi, 1982; Viñas et al., 2016), mientras que en la fría se alimentan principalmente del misidáceo *Neomysis americana* (Pedernera, 2020), de menor talla. Para cubrir las mismas demandas energéticas con presas más pequeñas, los peces invernales probablemente deban capturar un mayor número de presas, incrementando así su gasto de energía y reforzando la necesidad de acumular más reservas corporales.

Respecto de las etapas tempranas de ontogenia, la temperatura y la disponibilidad de alimento (tanto en cantidad como en calidad) son factores clave que modulan las tasas de crecimiento (Fuiman y Werner, 2009). Además, las características oceanográficas predominantes (por ejemplo, corrientes, estratificación y turbulencia, ENSO) influyen en la probabilidad de encuentro o desencuentro entre presas y depredadores, condicionando la eficiencia de captura. Así, en LT menores (< 23 cm), los ejemplares de la temporada cálida registraron pesos significativamente superiores, evidenciando un “ventajismo” nutricional impulsado por la abundancia de alimento y temperaturas óptimas para el crecimiento somático rápido. A LT mayores de 23 cm, los juveniles de la estación fría parecen compensar esta ventaja inicial mediante un incremento proporcional del peso, lo que refleja un balance dinámico entre oferta de presas, condiciones térmicas y esfuerzo de forrajeo bajo distintas condiciones ambientales y oceanográficas.

El radio del otolito acompaña el crecimiento del pez de forma alométrica, aumentando a medida que la LT aumenta (Verocai et al., 2023). Esta relación, aunque por lo general es creciente y continua, puede matizarse en distintas fases del desarrollo bajo la influencia de la tasa de crecimiento y las condiciones ambientales (Campana y Thorrold, 2001; Morales-Nin, 2000).

Este estudio, mediante un modelo GAMM, reveló una asociación alométrica fuerte y no lineal entre la LT y el radio de otolito en ambas temporadas, lo que indicaría que la tasa de depósito otolítico se mantiene esencialmente constante pese a las fluctuaciones estacionales de temperatura y disponibilidad de alimento. Este mismo tipo de relación entre ambas variables ya había sido registrada para la especie por Verocai et al. (2023). Sin embargo, para larvas Braverman (2011) observó una relación lineal marcada entre el radio mayor del otolito y la longitud estándar larval, demostrando un acople estrecho entre el crecimiento somático y la calcificación otolítica. Es posible que durante la ontogenia muy temprana esta relación se aproxime a la linealidad; no obstante, a medida que el pez progresa hacia fases juveniles, emergen procesos biológicos y ambientales (variaciones en la tasa de crecimiento, temperatura y alimento) que podrían inducir la dinámica alométrica y no lineal.

La deposición de carbonato de calcio en el otolito se encuentra íntimamente ligada a la tasa metabólica del pez, la cual aumenta con la temperatura ambiental (Gillooly et al., 2001; Fablet et al., 2011). En los peces, las temperaturas más elevadas suelen acelerar tanto el crecimiento somático como la velocidad de formación de los anillos otolíticos (Reynolds y Casterlin, 1980). Sin embargo, varios estudios muestran que incluso cuando el crecimiento corporal se detiene (por inanición o por condiciones térmicas extremas), el otolito continúa depositando material a un ritmo casi constante (Mosegaard et al., 1988; Wright et al., 1990). Este desacople parcial respalda el uso de los otolitos como archivos cronológicos fiables del crecimiento individual (Morales-Nin, 2000), ya que su formación parece regularse por mecanismos intrínsecos robustos y no solo por la condición somática del pez.

En conjunto, estos hallazgos refuerzan un doble control del crecimiento en juveniles de corvina rubia, donde la disponibilidad de recursos y la temperatura modulan la acumulación de reservas somáticas y, por ende, la condición nutricional, mientras que la relación entre crecimiento somático y depósito otolítico se mantiene notablemente estable, validando los otolitos como registros fiables para reconstruir la historia de vida de la especie.

La demostración de una relación no lineal altamente significativa entre el radio estandarizado del otolito y el peso corporal confirmaría que el vínculo entre la calcificación otolítica y el aumento somático en corvina rubia no es simplemente proporcional, sino que refleja fases de crecimiento

diferenciales a lo largo de la ontogenia. En particular, el modelo GAMM sugiere que en etapas tempranas (cuando el radio del otolito es pequeño), el incremento de peso por unidad de radio es más pronunciado, lo cual podría obedecer a una fase de precipitación acelerada de aragonita asociada a procesos bioquímicos y metabólicos intensos durante la formación inicial de incrementos (Morales-Nin, 2000; Campana y Casselman, 1993). A medida que los otolitos crecen, la pendiente de esta curva se modera, revelando un desacoplamiento gradual entre el depósito de material otolítico y el crecimiento somático. En conjunto, estos hallazgos muestran que, si bien la trayectoria general de crecimiento otolito–peso permanece estable frente a cambios estacionales, la interacción de fenómenos biológicos (fases de alta precipitación de carbonato, márgenes de crecimiento temprano) y ambientales (temperatura, disponibilidad de presas más nutritivas en la estación cálida, presión de pesca en la estación fría (zafra), etc) moldearían el desarrollo somático de las cohortes juveniles.

La marcada dominancia de juveniles de edad 0 en ambas temporadas y aún más pronunciada en el período frío subraya el papel crítico de la Bahía Samborombón como zona de cría y reclutamiento de corvina rubia (Lasta, 1995). Este patrón concuerda con el hecho de que los adultos tienden a desplazarse a aguas más profundas conforme crecen (Lagos, 2003), y encaja perfectamente con el pulso reproductivo principal de la especie entre noviembre y marzo (Macchi y Christiansen, 1991); los individuos de edad 0 detectados en la temporada fría serían, en gran medida, los reclutas de las puestas de principio de año.

La trayectoria de crecimiento, reflejada en el aumento progresivo de la LT con la edad, fue homogénea en ambas estaciones del año, aunque los juveniles en la temporada cálida exhibieron longitudes promedio ligeramente mayores dentro de cada clase etaria. Esto podría atribuirse a condiciones más favorables de temperatura y disponibilidad de alimento durante esa temporada (Derisio et al., 2014; Di Mauro y Braverman, 2019; Schiariti et al., 2006), lo cual acelera el crecimiento somático temprano.

Si bien la edad y el crecimiento de la corvina rubia han sido ampliamente estudiados a lo largo de su distribución (Ver anexo, Tabla 4.A1), no se disponía hasta el momento de información actualizada sobre los rangos de longitudes correspondientes a las edades de los juveniles en la

Bahía Samborombón, siendo los últimos registros datados en la década del 80' haciendo uso de otra metodología que dificultaba la lectura del primer anillo (Cotrina y Lasta 1986).

La asignación conservadora de rangos de LT para definir las clases de edad constituye una mejora metodológica respecto al criterio de Cotrina y Lasta (1986). Mientras dichos autores emplearon un pulido longitudinal al *sulcus acusticus*, en esta tesis se optó por el método transversal tradicionalmente utilizado en estudios de juveniles y adultos de la especie. Además, se incorporaron tecnologías de imagen de alta resolución para la medición de marcas y anillos de crecimiento en individuos juveniles, lo que refuerza la fiabilidad de las inferencias sobre la estructura poblacional y las dinámicas de crecimiento. Gracias a esta nueva metodología estandarizada, los rangos de LT correspondientes a las clases de edad 0 y 1 han sido actualizados. En concreto, la edad 0 ahora abarca ejemplares de hasta 18 cm de LT y la edad 1, aquellos entre 18 cm y 25 cm; en contraste, Cotrina y Lasta (1986) definieron la edad 0 hasta 12 cm y la edad 1 de 12 a 25 cm (Figura 4.16). Esta revisión no solo armoniza nuestros criterios con protocolos contemporáneos, sino que también mejora la precisión en la estimación etaria de los juveniles (Figura 4.16).

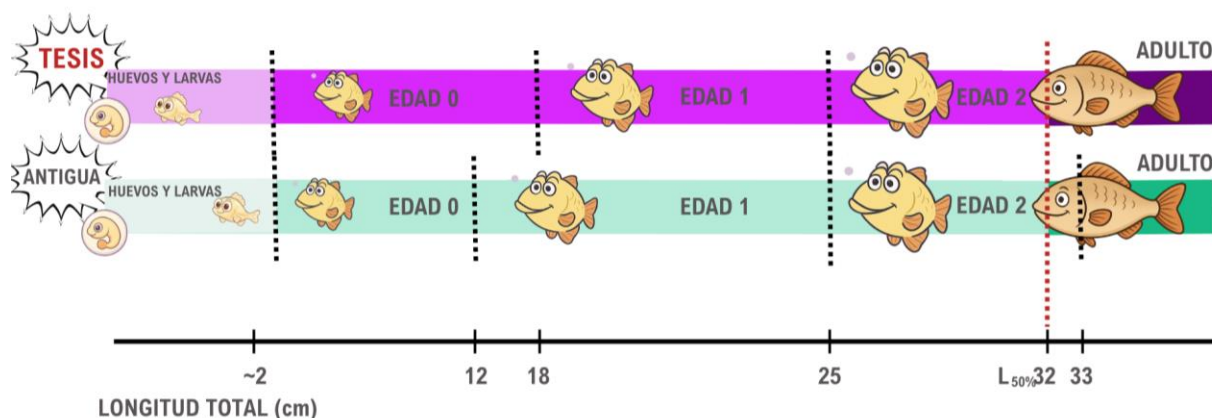


Figura 4.16. Comparación esquemática de las clases de edad según rangos de longitud total (LT) empleados en esta tesis (barra superior, fondo violeta) frente al criterio histórico de Cotrina y Lasta (1986) (barra inferior, fondo verde).

El análisis de las posiciones radiales de las nueve marcas de crecimiento en los otolitos de juveniles de corvina rubia confirmó un patrón ontogenético ordenado, en el que las distancias medianas de cada marca aumentan progresivamente con la edad. Aunque la forma general de las distribuciones

radiales es similar entre las temporadas, existen ventanas concretas (marcas 3 y 9) en las que se altera la dinámica de depósito de carbonato cálcico.

Al comparar estaciones, emergen diferencias sutiles pero reveladoras: en la estación fría, las densidades de marca se concentran en dos picos ($\sim 230 \mu\text{m}$ y $\sim 750 \mu\text{m}$), mientras que en la cálida se dilucidan tres máximos locales (~ 230 , ~ 500 y $\sim 750 \mu\text{m}$). La primera marca ($\sim 230 \mu\text{m}$) coincide con el “cierre primordial” descrito a los 60 días post-eclosión (Braverman et al., 2015) y es constante en ambas temporadas. El segundo pico ($\sim 500 \mu\text{m}$) podría corresponder a un centro accesorio secundario vinculado al pulso reproductivo masivo de fin de año (Avigliano et al., 2021). El tercer máximo ($\sim 750 \mu\text{m}$), común a ambas estaciones pero más pronunciado en la cálida y observable a partir de $\approx 15 \text{ cm}$ de LT, podría reflejar el inicio de la remodelación ontogenética del *sulcus acusticus* sugerida por Verocai et al. (2023). Estos autores demostraron que a partir de $\approx 20 \text{ cm}$ (edad 1) se produce un cambio marcado en la duración y frecuencia de las llamadas de disturbio típicas de los esciénidos que emiten sonidos “roncadores”, asociado a un incremento relativo del área del *sulcus*. No obstante, esta relación es una hipótesis que surge de los resultados de esta tesis; por tal motivo, sería conveniente testearla en el futuro mediante estudios de microquímica otolítica que permitan comprobar si la banda de $750 \mu\text{m}$ exhibe también una señal elemental distintiva.

En conjunto, estos resultados demuestran que la formación de marcas otolíticas en la corvina rubia no solo sigue un patrón ontogenético predecible, sino que también incorpora señales de los eventos ecológicos y estacionales que experimentan los juveniles.

El retrocálculo de la LT media a partir de la microestructura otolítica es fundamental porque permite reconstruir la historia de crecimiento individual en etapas tempranas, cuando faltan ejemplares jóvenes para muestrear, cuando se desea evaluar variaciones poblacionales en respuesta a cambios ambientales y para optimizar estrategias de manejo y conservación (Smith, 1983; Powles y Warlem, 1988). Aunque todos los métodos de retrocálculo parten de la hipótesis de proporcionalidad entre el crecimiento del otolito y el corporal, esta relación puede diferir según la especie, la población y las condiciones locales (Mosegaard et al., 1988; Secor y Dean, 1989).

La validación del modelo GAMM de retrocálculo de LT demostró una alta precisión global, gracias a la integración del tamaño radial del otolito, el efecto fijo de temporada y los efectos aleatorios de ejemplar y campaña. Sin embargo, el desempeño varió con la edad: en los juveniles de edad 0 la correlación fue excelente, en los de edad 1 se mantuvo alta, mientras que en edad 2 el ajuste cayó notablemente, probablemente por el menor tamaño muestral, la mayor dispersión individual y al L50% asignado. Estos resultados indican que el modelo es especialmente confiable para las etapas más tempranas del crecimiento y sugieren precaución al aplicar el retrocálculo en individuos cercanos al límite juvenil (> 25 cm), donde la variabilidad individual puede comprometer la exactitud de las estimaciones.

En definitiva, estos resultados refuerzan el papel central de Bahía Samborombón como área de cría y reclutamiento de la corvina rubia, al albergar una gran proporción de ejemplares de edad 0. Mantener la integridad de esta zona garantizando la calidad del hábitat resulta clave para sostener las tasas de incorporación de juveniles al stock explotado. La notable “ventaja” nutricional observada en la estación cálida, seguida de una capacidad de compensación en la fría, indica que la condición nutricional de los reclutas puede influir directamente en su supervivencia y posterior contribución a la pesquería. Por ello, las estrategias de manejo deberían contemplar medidas de protección espacial y temporal en la bahía, así como el monitoreo de la calidad trófica y ambiental, para asegurar una explotación sostenible y la persistencia de este recurso pesquero de gran importancia económica y social.

4.5 Reflexión final

Este **CAPÍTULO IV** revela el valor de los otolitos como verdaderas “cajas del tiempo” de la corvina rubia, aportando datos actualizados sobre el crecimiento de los juveniles en su principal área de cría en Argentina (Figura 4.17). Aquí describimos patrones estacionales muy claros: un pulso de reclutamiento masivo a fin de año seguido por desoves que se extienden hasta marzo, evidencias que emergen en múltiples cohortes superpuestas y configuran la distribución fragmentada de la LT media durante la temporada fría.

La exploración de la alometría peso–LT mostró un efecto estacional en la condición corporal: una ventaja nutricional en la estación cálida y una compensación somática en la fría, probablemente vinculados a la variabilidad en la disponibilidad de presas y a los cambios ambientales, que condicionan tanto la acumulación de reservas como las trayectorias de crecimiento.

Asimismo, se generó un rango de longitudes actualizado para cada clase de edad, optimizando nuevos criterios para la determinación de los mismos evitando solapamientos, actualizando los previos que se obtuvieron utilizando otra metodología.

El auténtico salto metodológico de este trabajo reside en el uso del modelo GAMM como herramienta principal de retrocálculo, en lugar de los enfoques lineales tradicionales. El análisis microestructural de los otolitos permitió también identificar tres marcas de crecimiento particularmente relevantes. Gracias a su capacidad para capturar relaciones no lineales y efectos estacionales de forma simultánea, el GAMM supera la estricta suposición de proporcionalidad entre el radio del otolito y la longitud corporal, mejorando de manera notable la precisión de las estimaciones en las etapas más tempranas de la ontogenia.

En conjunto, estos hallazgos no solo consolidan a la Bahía Samborombón como una zona crítica de cría y reclutamiento de corvina rubia, sino que proporcionan herramientas metodológicas fundamentales y conocimientos ecológicos esenciales para diseñar estrategias de protección espacial y temporal, y, en última instancia, garantizar la sostenibilidad de esta pesquería de gran valor económico y social.



Figura 4.17. Resumen gráfico de los principales hallazgos proporcionados en el **CAPÍTULO IV**.

4.6 Referencias

1. **Albuquerque, C. Q. D., Muelbert, J. H., Sampaio, L. A. N. D. (2009).** Early developmental aspects and validation of daily growth increments in otoliths of *Micropogonias furnieri* (Pisces, Sciaenidae) larvae reared in laboratory.
2. **Albuquerque, C. Q., Miekeley, N., Muelbert, J. H., Walther, B. D., Jaureguizar, A. J. (2012).** Estuarine dependency in a marine fish evaluated with otolith chemistry. *Marine Biology*, 159(10), 2229-2239.
<https://doi.org/10.1007/s00227-012-2007-5>
3. **Avigliano, E., Alves, N. M., Rico, M. R., Ruarte, C. O., D'Atri, L., Méndez, A., ... & Borstelmann, C. (2021).** Population structure and ontogenetic habitat use of *Micropogonias furnieri* in the Southwestern Atlantic Ocean inferred by otolith chemistry. *Fisheries Research*, 240, 105953.
<https://doi.org/10.1016/j.fishres.2021.105953>
4. Bagenal, T. B., Tesch, F. W. (1978). Age and growth [of fish].
5. **Bianchini, M. L., Ragonese, S. (2011).** Establishing length-at-age references in the red mullet, *Mullus barbatus* L. 1758 (Pisces, Mullidae), a case study for growth assessments in the Mediterranean geographical sub-areas (GSA). *Mediterranean Marine Science*, 12(2), 316-332.
6. **Braverman, M. S. (2011).** Historia de vida temprana de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*, Sciaenidae) en el estuario del Río de la Plata. Tesis doctoral, Universidad de Buenos Aires.
http://bibliotecadigital.exactas.uba.ar/collection/tesis/document/tesis_n4941_Braverman
7. **Braverman, M. S., Brown, D. R., Acha, E. M. (2015).** Indirect validation of daily increments in whitemouth croaker (*Micropogonias furnieri*) larvae otoliths.
<https://doi.org/10.1016/j.fishres.2024.106949>
8. **Borski, R. J., Yoshikawa, J. S., Madsen, S. S., Nishioka, R. S., Zabetian, C., Bern, H. A., Grau, E. G. (1994).** Effects of environmental salinity on pituitary growth hormone content and cell activity in the euryhaline tilapia, *Oreochromis mossambicus*. *General and comparative endocrinology*, 95(3), 483-494.
<https://doi.org/10.1006/gcen.1994.1148>

9. **Campana, S. E. (1999).** Chemistry and composition of fish otoliths: pathways, mechanisms and applications. Marine ecology progress series, 188, 263-297.
<https://doi.org/10.3354/meps>
10. **Campana, S. E. (2001).** Accuracy, precision and quality control in age determination, including a review of the use and abuse of age validation methods. Journal of fish biology, 59(2), 197-242.
<https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2001.tb00127.x>
11. **Campana, S. E., Casselman, J. M. (1993).** Stock discrimination using otolith shape analysis. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 50(5), 1062-1083.
<https://doi.org/10.1139/f93-123>
12. **Campana, S. E., Thorrold, S. R. (2001).** Otoliths, increments, and elements: keys to a comprehensive understanding of fish populations?. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 58(1), 30-38.
<https://doi.org/10.1139/f00-177>
13. **Carbonara, P., Follesa, M. C. (2019).** Handbook on fish age determination: a Mediterranean experience. General fisheries commission for the mediterranean. Studies and Reviews, (98), I-179.
14. **Casselman, J. M. (1990).** Growth and relative size of calcified structures of fish. Transactions of the American Fisheries Society, 119(4), 673-688.
[https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1990\)119<0673:GARSOC>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1990)119<0673:GARSOC>2.3.CO;2)
15. **Cavole, L. M., Haimovici, M. (2015).** The use of otolith microstructure in resolving issues of ageing and growth of young *Micropogonias furnieri* from southern Brazil. Marine Biology Research, 11(9), 933-943.
<https://doi.org/10.1080/17451000.2015.1031799>
16. **Ciechomski, J. D. D. (1980).** Alimentacion y crecimiento de juveniles de corvina, *Micropogon opercularis*, en condiciones experimentales. Boletim do Instituto Oceanográfico, 29, 109-112.
<https://doi.org/10.1590/S0373-55241980000200024>
17. **Cotrina, C. P. (1991).** Estudio sobre el borde de los otolitos sagittae de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*). Frente Marítimo, 17(Sección A), 39-42.

18. **Cotrina, C. P., Lasta, C. A. (1986).** Estudio preliminar de la determinación de edad en la corvina (*Micropogonias furnieri*). Primer Simposio Científico 13–16 de noviembre de 1984, Mar del Plata, Argentina, Publicación de la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo, 1[2], 311–318.
19. **Christensen, J. S. (1964).** Burning of otoliths: A technique for age determination of Solea and other fish. *Journal du Conseil*, 29, 73–81.
<https://doi.org/10.1093/icesjms/29.1.73>
20. **Derisio, C., Braverman, M., Gaitán, E., Hozbor, C., Ramírez, F., Carreto, J., ... , Mianzan, H. (2014).** The turbidity front as a habitat for *Acartia tonsa* (Copepoda) in the Río de la Plata, Argentina-Uruguay. *Journal of Sea Research*, 85, 197-204.
<https://doi.org/10.1016/j.seares.2013.04.019>
21. **Di Mauro, R., Braverman, M. S. (2019).** Características del zooplancton de la Bahía Samborombón derivadas del análisis de imágenes digitales. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP).
22. **Fay, R. R., Popper, A. N. (2000).** Evolution of hearing in vertebrates: the inner ears and processing. *Hearing research*, 149(1-2), 1-10.
[https://doi.org/10.1016/S0378-5955\(00\)00168-4](https://doi.org/10.1016/S0378-5955(00)00168-4)
23. **Ferguson, G. J., Ward, T. M., Gillanders, B. M. (2011).** Otolith shape and elemental composition: Complementary tools for stock discrimination of mullet (*Argyrosomus japonicus*) in southern Australia. *Fisheries Research*, 110(1), 75-83.
<https://doi.org/10.1016/j.fishres.2011.03.014>
24. **Fablet, R., Pecquerie, L., De Pontual, H., Høie, H., Millner, R., Mosegaard, H., Kooijman, S. A. (2011).** Shedding light on fish otolith biomineralization using a bioenergetic approach. *PLoS One*, 6(11), e27055.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0027055>
25. **Fuiman, L. A., Werner, R. G. (Eds.). (2009).** Fishery science: The unique contributions of early life stages. John Wiley & Sons.
26. **Gauldie, R. W. (1999).** Ultrastructure of lamellae, mineral and matrix components of fish otolith twinned aragonite crystals: implications for estimating age in fish. *Tissue and Cell*, 31(2), 138-153.
<https://doi.org/10.1054/tice.1999.0030>

27. **Gauldie, R. W., Nelson, D. G. A. (1990).** Otolith growth in fishes. Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology, 97(2), 119-135.
[https://doi.org/10.1016/0300-9629\(90\)90159-P](https://doi.org/10.1016/0300-9629(90)90159-P)
28. **Gillooly, J. F., Brown, J. H., West, G. B., Savage, V. M., Charnov, E. L. (2001).** Effects of size and temperature on metabolic rate. science, 293(5538), 2248-2251.
<http://doi.org/10.1126/science.1061967>
29. **Haimovici, M., Reis, E. G. (1984).** Determinação de idade e crescimento da castanha *Umbrina canosai*, (Pisces, Sciaenidae) do sul do Brasil. Atlântica, 7, 25-46.
30. **Houde, E. D. (1989).** Comparative growth, mortality, and energetics of marine fish larvae: temperature and implied latitudinal effects. Fishery Bulletin, 87(3), 471-495.
31. **Houde, E. D. (2008).** Emerging from Hjort's shadow. Journal of Northwest Atlantic Fishery Science, 41.
<http://doi.org/10.2960/J.v41.m634>
32. **Jones, C. M. (1992).** Development and application of the otolith increment technique. In Otolith microstructure examination and analysis (Vol. 117, pp. 1-11). Virginia (USA): Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences.
33. **Lagos, N. (2003).** Distribución de los juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*, Scienidae) en el estuario del Río de la Plata. Informe Proyecto Freplata (PNUD/GEF/RLA/99/G31)-INIDEP.
34. **Lasta, C. A. (1995).** *La Bahía de Samborombon: zona de desove y cría de peces* (Doctoral dissertation, Universidad Nacional de La Plata).
35. **Macchi, G. J., Christiansen, H. E. (1991).** Análisis temporal del proceso de maduración y estimación de la frecuencia reproductiva en la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*). En Resúmenes del Octavo Simposio Científico-Tecnológico de la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo, Montevideo, Uruguay.
36. **Mallo, J., Boschi, E. (1982).** Contribucion al conocimiento del cararon Peisos petrunkevitchi de la region de Mar del Plata (Crustacea: Decapoda: Sergestidae). Physis, Serie A, 41(100), 85-98.
37. **Militelli, M. I., Macchi, G. J., Rodrigues, K. A. (2013).** Comparative reproductive biology of Sciaenidae family species in the Río de la Plata and Buenos Aires Coastal Zone,

Argentina. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 93(2), 413-423.

<https://doi.org/10.1017/S0025315412001488>

38. **Miller, M. E., Stewart, J., & West, R. J. (2010).** Using otoliths to estimate age and growth of a large Australian endemic monacanthid, *Nelusetta ayraudi* (Quoy and Gaimard, 1824). Environmental biology of fishes, 88(3), 263-271.

<https://doi.org/10.1007/s10641-010-9639-4>

39. **Morales-Nin, B. (2000).** Review of the growth regulation processes of otolith daily increment formation. Fisheries research, 46(1-3), 53-67.

[https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(00\)00133-8](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(00)00133-8)

40. **Mosegaard, H., Svedäng, H., Taberman, K. (1988).** Uncoupling of somatic and otolith growth rates in Arctic char (*Salvelinus alpinus*) as an effect of differences in temperature response. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 45(9), 1514-1524.

<https://doi.org/10.1139/f88-180>

41. **Mugiya, Y.(1987).** Phase difference between calcification and organic matrix formation in the diurnal growth of otoliths in rainbow trout, *Salmo gairdneri*. Fish. Bull.:(United States), 85(3).

42. **Neilson, J. D., Campana, S. E. (2008).** A validated description of age and growth of western Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 65(8), 1523-1527.

<https://doi.org/10.1139/F08-127>

43. **Norbis, W., Galli, O. (2013).** Spatial co-occurrence of two Sciaenid species (*Micropogonias furnieri* and *Cynocion guatucupa*) subject to fishing in the Río de La Plata and oceanic coast of Uruguay: ecological or technological interdependence?. Bol. Inst. Pesca (Impr.), 137-148.

44. **Panfili, J., De Pontual, H., Troadec, H., Wright, P. J. (2002).** Manual of fish sclerochronology (pp. 464-p+). Ifremer-IRD coedition.

45. **Pedernera, M. (2020).** Hábitos alimentarios en juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en la Bahía Samborombón (Doctoral dissertation, Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional de Mar del Plata, Argentina).

46. **Platt, C., Popper, A. N. (1981).** Otolith organ receptor morphology in herring-like fishes. In *The Vestibular System: Function and Morphology* (pp. 64-76). New York, NY: Springer New York.
https://doi.org/10.1007/978-1-4612-5902-2_3
47. **Popper, A. N., Fay, R. R. (1999).** The auditory periphery in fishes. In *Comparative hearing: Fish and amphibians* (pp. 43-100). New York, NY: Springer New York.
https://doi.org/10.1007/978-1-4612-0533-3_3
48. **Powles, P. M., Warlen, S. M. (1988).** Estimation of hatch periods for Yellow Perch, based on otolith readings from juveniles (age-0). *Transactions of the American Fisheries Society*, 117(Supplement 1), 60-67.
49. **Ranaldi, M. M., Gagnon, M. M. (2008).** Trace metal incorporation in otoliths of black bream (*Acanthopagrus butcheri* Munro), an indicator of exposure to metal contamination. *Water, air, and soil pollution*, 194(1), 31-43.
<https://doi.org/10.1007/s11270-008-9696-x>
50. **Reynolds, W. W., Casterlin, M. E. (1980).** The role of temperature in the environmental physiology of fishes. In *Environmental physiology of fishes* (pp. 497-518). Boston, MA: Springer US.
https://doi.org/10.1007/978-1-4899-3659-2_19
51. **Romanek, C. S., Gauldie, R. W. (1996).** A predictive model of otolith growth in fish based on the chemistry of the endolymph. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology*, 114(1), 71-79.
[https://doi.org/10.1016/0300-9629\(95\)02094-2](https://doi.org/10.1016/0300-9629(95)02094-2)
52. **Rossi-Wongtschowski, C. L. D. B., Siliprandi, C. C., Brenha, M. R., Gonsales, S. D. A., Santificetur, C., Santos, A. M. V. D. (2014).** Atlas of marine bony fish otoliths (Sagittae) of Southeastern-Southern Brazil Part I: Gadiformes (Macrouridae, Moridae, Bregmacerotidae, Phycidae and Merlucciidae); Part II: Perciformes (Carangidae, Sciaenidae, Scombridae and Serranidae). *Brazilian Journal of Oceanography*, 62(especial), 1-103.
53. **Sampaio, L. A., Bianchini, A. (2002).** Salinity effects on osmoregulation and growth of the euryhaline flounder *Paralichthys orbignyanus*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 269(2), 187-196.

[https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(01\)00395-1](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(01)00395-1)

54. **Schiariti, A., Berasategui, A. D., Giberto, D. A., Guerrero, R. A., Acha, E. M., Mianzan, H. W. (2006).** Living in the front: *Neomysis americana* (Mysidacea) in the Río de la Plata estuary, Argentina-Uruguay. *Marine Biology*, 149(3), 483-489.

<https://doi.org/10.1007/s00227-006-0248-x>

55. **Secor, D. H., Dean, J. M. (1989).** Somatic growth effects on the otolith–fish size relationship in young pond-reared striped bass, *Morone saxatilis*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 46(1), 113-121.

<https://doi.org/10.1139/f89-015>

56. **Secor, D. H., White, M. G., Dean, J. M. (1991).** Immersion marking of larval and juvenile hatchery-produced striped bass with oxytetracycline. *Transactions of the American Fisheries Society*, 120(2), 261-266.

[https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1991\)120<0261:IMOLAJ>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1991)120<0261:IMOLAJ>2.3.CO;2)

57. **Secor, D. H., Rooker, J. R. (2000).** Is otolith strontium a useful scalar of life cycles in estuarine fishes?. *Fisheries Research*, 46(1-3), 359-371.

[https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(00\)00159-4](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(00)00159-4)

58. **Smith, C. L. (1983).** Summary of round table discussions on back calculation. In *Proceedings of the international workshop on age determination of oceanic pelagic fishes* (pp. 45-47).

59. **Stevenson, D. K., Campana, S. E. (Eds.). (1992).** Otolith microstructure - examination and analysis (Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci., 117). Fisheries and Oceans Canada.

60. **Sturrock, A. M., Trueman, C. N., Darnaude, A. M., Hunter, E. (2012).** Can otolith elemental chemistry retrospectively track migrations in fully marine fishes?. *Journal of Fish Biology*, 81(2), 766-795.

<https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2012.03372.x>

61. **Tuset, V. M., Lombarte, A., Assis, C. A. (2008).** Otolith atlas for the western Mediterranean, north and central eastern Atlantic. *Scientia Marina*, 72(S1), 7-198.

<https://doi.org/10.3989/scimar.2008.72s17>

62. **Tuset, V. M., Otero-Ferrer, J. L., Siliprandi, C., Manjabacas, A., Marti-Puig, P., Lombarte, A. (2021).** Paradox of otolith shape indices: routine but overestimated use. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 78(6), 681-692.

<https://doi.org/10.1139/cjfas-2020-0369>

63. **Verocai, J. E., Cabrera, F., Lombarte, A., Norbis, W. (2023).** Form function of sulcus acusticus of the sagittal otolith in seven Sciaenidae (Acanthuriformes) species using geometric morphometrics (southwestern Atlantic). *Journal of Fish Biology*, 103(5), 1199-1213.

<https://doi.org/10.1111/jfb.15521>

64. **Viñas, M. D., Hoffmeyer, M., Boschi, E. E. (2016).** Misidáceos.
65. **Volpedo, A. V., Echeverría, D. D. (1997).** Morfología de las sagittae de lenguados del Mar Argentino (Bothidae, Paralichthyidae y Achiropsettidae). *Thalassas: An international journal of marine sciences*, 13(1), 113-126.
66. **Volpedo, A. V., Echeverría, D. D. (1999).** Morfología de los otolitos sagittae de juveniles y adultos de *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) (Sciaenidae). *Thalassas*, 15 (1-2), 93-105.
67. **Volpedo, A. V., Echeverría, D. D. (2000).** Catálogo y claves de otolitos para la identificación de peces del Mar Argentino (Vol. 1). Editorial Dunken.
68. **Volpedo, A. V., Vaz-dos-Santos, A. M. (2015).** Métodos de estudios con otolitos: principios y aplicaciones. INPA CONICET UBA: Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.
69. **Waessle, J. A., Lasta, C. A., Favero, M. (2003).** Otolith morphology and body size relationships for juvenile Sciaenidae in the Río de la Plata estuary (35-36 S). *Scientia Marina*, 67(2), 233-240.

<https://doi.org/10.3989/scimar.2003.67n2233>

70. **Weiss, G. (1981).** Ictioplancton del estuario de Lagoa dos Patos, Brasil. Tesis Doctoral dissertation, Universidad Nacional de La Plata.

<https://doi.org/10.35537/10915/5041>

71. **Wells, B. K., Friedland, K. D., Clarke, L. M. (2003).** Increment patterns in otoliths and scales from mature Atlantic salmon *Salmo salar*. *Marine Ecology Progress Series*, 262, 293-298.

<https://doi.org/10.3354/meps262293>

72. **Williams, T., Bedford, B. C. (1974).** The use of otoliths for age determination.

73. **Wright, P. J., Metcalfe, N. B., Thorpe, J. E. (1990).** Otolith and somatic growth rates in Atlantic salmon parr, *Salmo salar* L: evidence against coupling. Journal of Fish Biology, 36(2), 241-249.

<https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1990.tb05599.x>

4.6 Trabajos asociados al capítulo

Alves, N. M., D'Atri, L. L., Rodríguez, J., Temperoni, B., Díaz, M. V. (2025). Otolitos como claves del crecimiento: una mirada integradora al desarrollo juvenil de la corvina rubia en la Bahía Samborombón. Informe de Investigación INIDEP, 28 p.

Alves, N. M., D'Atri, L. L., Rodríguez, J., Temperoni, B., Díaz, M. V. (2025). Otolitos como claves del crecimiento: una mirada integradora al desarrollo juvenil de la corvina rubia en la Bahía Samborombón. Informe de Investigación INIDEP, 28 p.

Alves, N. M., D'Atri, L. L., Rodríguez, J., Temperoni, B., Díaz, M. V. (2025). La caja negra de un estuario cambiante: Otolitos y crecimiento juvenil de la corvina rubia en la Bahía Samborombón. En XXII Jornadas de las Ciencias del Mar y XX Coloquio de Oceanografía (Puerto Madryn, Argentina) [Póster].

CAPÍTULO IV

Anexo

"Donde la ciencia afina su mirada"

A4.1. Relación entre la Longitud total (LT, cm) y el radio del otolito (mm)*Modelo lineal (lm)*

Para evaluar la adecuación del modelo lineal entre la longitud total (LT) y el radio del otolito, se utilizó el radio estandarizado (radio_s). La estandarización (centrado y escalado) permite interpretar mejor los coeficientes, facilita la convergencia en modelos más complejos y reduce problemas de colinealidad, especialmente cuando se incluyen términos no lineales o aleatorios.

Se realizó la evaluación gráfica de los supuestos del modelo lineal, la cual se presenta en la Figura 4.A1. El gráfico de residuos frente a los valores ajustados mostró un patrón característico en forma de abanico, con una dispersión creciente hacia los extremos del rango de predicción. Este comportamiento sugiere una violación del supuesto de homocedasticidad, es decir, varianza constante de los errores, lo cual fue confirmado estadísticamente mediante el test de no-constancia de varianza (ncvTest), que resultó altamente significativo ($\chi^2 = 45,38$, $p < 0,001$). El análisis de la normalidad de los residuos evidenció una leve desviación en los extremos, aunque la mayoría de los puntos se ajustaron razonablemente bien a la línea teórica esperada bajo normalidad. Asimismo, el gráfico de residuos estandarizados en función de los valores ajustados reveló un patrón no aleatorio, con acumulación sistemática de residuos en ciertas zonas del eje de predicción, lo que sugiere que la relación entre la LT y el radio del otolito podría no ser estrictamente lineal. Finalmente, el análisis de la distancia de Cook indicó la presencia de algunas observaciones con influencia relativa sobre el ajuste del modelo, aunque ninguna de ellas superó los umbrales habitualmente considerados preocupantes.

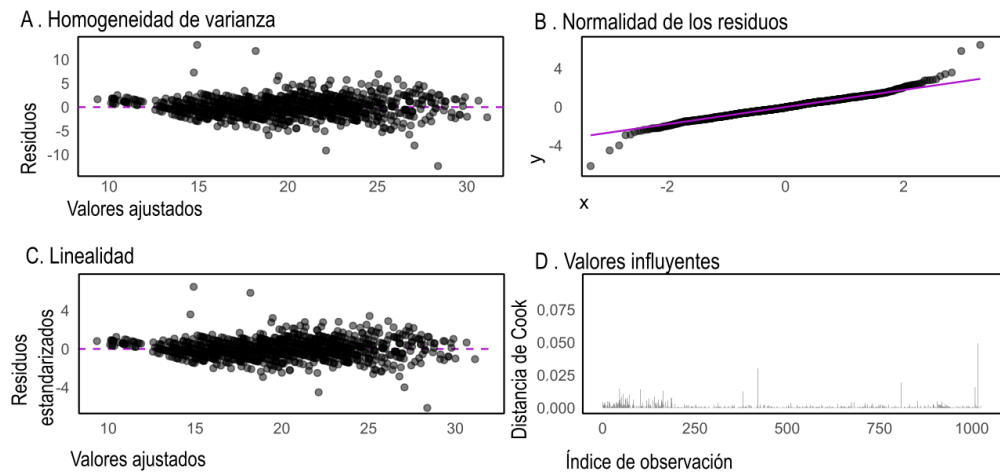


Figura 4.A1. Gráficos de diagnóstico del modelo lineal simple ajustado entre la longitud total (LT) y el radio del otolito estandarizado (modelo: $lt \sim \text{radio}_s$, $n = 1024$). Se presentan: (A) Homogeneidad de varianza (residuos vs. valores ajustados), (B) Normalidad de los residuos (Q-Q plot), (C) Linealidad (residuos estandarizados vs. ajustados) y (D) Valores influyentes (distancia de Cook por observación).

Aunque el modelo lineal simple entre la LT y el radio del otolito estandarizado (radio_s) mostró un ajuste estadísticamente significativo ($R^2 = 0,81$, $p < 0,001$), el análisis de los residuos reveló claras violaciones a los supuestos del modelo (Figura 4.A2.). Estos resultados indican que, a pesar de su simplicidad y del valor elevado de R^2 , el modelo lineal no describe adecuadamente la relación entre radio y LT.

En conjunto, estos resultados indican que el modelo lineal no captura adecuadamente la estructura de los datos, especialmente en términos de varianza constante y linealidad, lo que motiva la exploración de modelos más flexibles, como los modelos aditivos generalizados mixtos (GAMM).

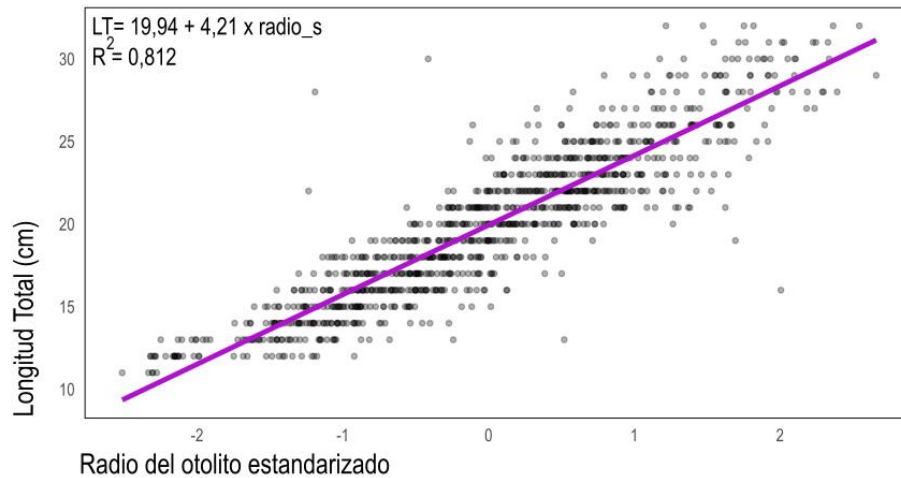


Figura 4.A2. Ajuste del modelo lineal simple entre la longitud total (LT) y el radio del otolito estandarizado (radio_s) para juveniles de *Micropogonias furnieri*. La línea magenta representa la ecuación ajustada ($LT = 19,94 + 4,21 \times \text{radio}_s$), con un coeficiente de determinación $R^2 = 0,812$.

Modelo aditivo generalizado mixto (GAMM)

La evaluación de los supuestos del GAMM indicó un ajuste adecuado (Figura 4.A3). El diagnóstico gráfico de residuos no mostró patrones sistemáticos cuando fueron graficados contra los valores ajustados, lo que sugiere homogeneidad de varianza (homocedasticidad). El QQ-plot reveló una distribución aproximadamente normal de los residuos, con leves desviaciones en los extremos, mientras que el histograma de residuos mostró una distribución simétrica sin asimetrías marcadas. Asimismo, el chequeo de complejidad del término suavizado para radio_s (edf = 4,60) mostró un índice k adecuado (k-index = 1,03, p = 0,77), indicando que la dimensión base del término suavizado fue suficiente para capturar la no linealidad de forma eficiente, sin necesidad de aumentar la flexibilidad del ajuste. No se detectaron indicios de sobreajuste ni de violaciones importantes de los supuestos fundamentales del modelo.

El modelo fue ajustado mediante el método de máxima verosimilitud restringida (fREML) y alcanzó convergencia plena en siete iteraciones. El rango del gradiente fue bajo y el hessiano positivo definido, lo que indica estabilidad numérica en la optimización. En conjunto, los diagnósticos avalan la idoneidad del GAMM para modelar la relación no lineal entre la LT y el radio del otolito, corrigiendo los problemas observados bajo un enfoque lineal tradicional.

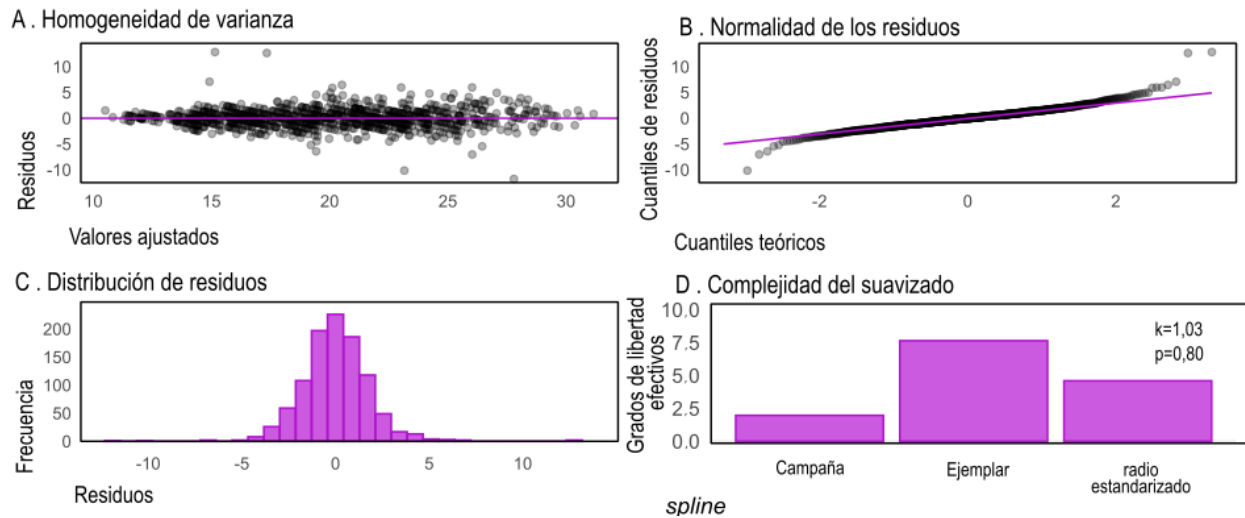


Figura 4.A3. Gráficos de diagnóstico del modelo aditivo generalizado mixto (GAMM) ajustado para evaluar la relación entre la longitud total (LT) y el radio del otolito estandarizado (modelo: $l_t \sim s(\text{radio}_s) + \text{temporada} + s(\text{ejemplar}, \text{bs} = "re") + s(\text{campana}, \text{bs} = "re")$), $n = 1024$). Se muestran: (A) Homogeneidad de varianza (residuos vs. valores ajustados), (B) Normalidad de los residuos (Q-Q plot), (C) Histograma de residuos y (D) Complejidad del suavizado para cada término spline incluido en el modelo.

A4.2.Relación entre el peso (g) y el radio del otolito (mm)

Modelo aditivo generalizado mixto (GAMM)

La evaluación de los supuestos del GAMM ajustado para la relación entre peso y radio del otolito evidenció un ajuste adecuado (Figura 4.A4). El diagnóstico gráfico de residuos frente a valores ajustados no reveló patrones sistemáticos, indicando homogeneidad de varianza. La distribución de los residuos fue aproximadamente normal, con leves desviaciones en los extremos. El histograma de residuos presentó una distribución simétrica, sin asimetrías marcadas ni colas extremas. Además, el chequeo de la complejidad del término suavizado para el radio estandarizado ($\text{edf} = 4,91$) mostró un índice k apropiado ($k\text{-index} = 1,04$, $p = 0,84$), lo que sugiere que la dimensión base fue suficiente para capturar la no linealidad sin sobreajuste ni necesidad de mayor flexibilidad. El modelo, ajustado mediante máxima verosimilitud restringida, alcanzó plena convergencia en siete iteraciones, con un rango de gradiente bajo y un hessiano positivo definido, garantizando estabilidad numérica. En conjunto, estos resultados confirman la idoneidad del GAMM para describir la relación no lineal entre peso y radio del otolito.

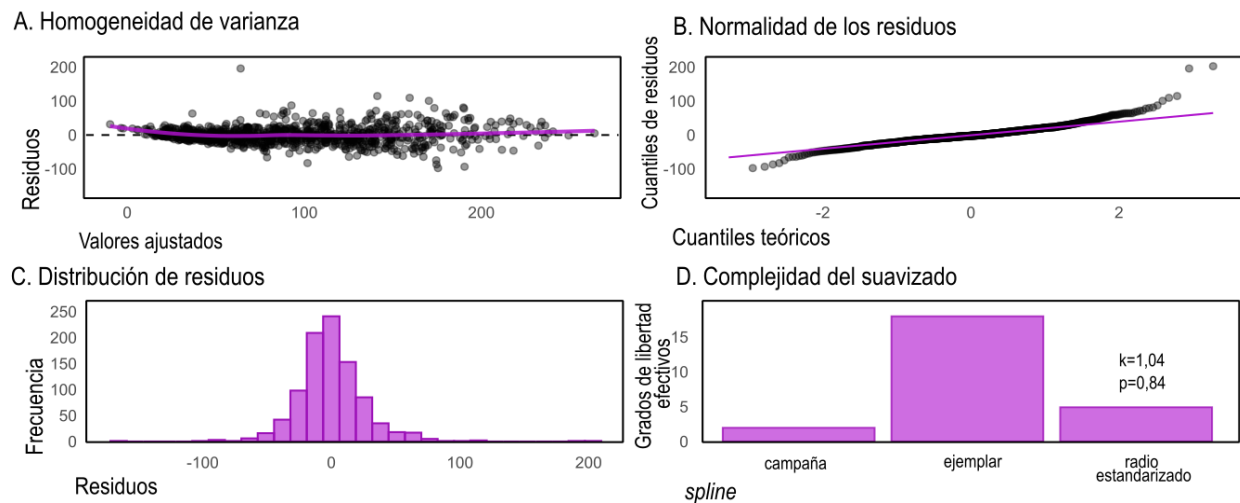


Figura 4. A4. Gráficos de diagnóstico del modelo aditivo generalizado mixto (GAMM) ajustado para evaluar la relación entre el peso y el radio del otolito estandarizado (modelo: $\text{peso} \sim s(\text{radio_s}) + \text{temporada} + s(\text{ejemplar}, \text{bs} = "re") + s(\text{campana}, \text{bs} = "re")$, $n = 1024$). Se muestran: A) Homogeneidad de varianza (residuos vs. valores ajustados), (B) Normalidad de los residuos (Q-Q plot), (C) Histograma de residuos y (D) Complejidad del suavizado para cada término spline incluido en el modelo.

A4.3. Asignación de edad y actualización de rangos de longitudes

Datos previos

Tabla 4.A1. Comparación de longitudes promedio (cm) reportadas para ejemplares de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) de edades 0, 1 y 2 en distintas áreas del Atlántico sudoccidental, según diferentes estudios. Se indica el tipo de análisis utilizado y la referencia correspondiente. En negrita, se destacan los valores obtenidos en el presente estudio para Bahía Samborombón mediante lectura de otolitos.* Se utilizaron individuos juveniles menores a 32 cm de LT, umbral que corresponde a la longitud de primera madurez sexual de la especie (Militelli et al., 2013).

Edad	Longitud promedio (cm)	Área de estudio	Tipo de análisis	Referencia
0	20,0 - 22,9	Ubatuba	Lectura otolitos	Santos et al., 2017
	4	Lagoa dos Patos	Análisis de composición largos	de Reis y Castello, 1996
	4,1 - 13	Laguna de Rocha y Castillos	Lectura otolitos	Santana et al., 2018
	10,4	Estuario del Río de la Plata	Lectura otolitos	Cotrina y Lasta, 1986
	16,3	Bahía Samborombón*	Lectura otolitos	Presente Tesis
1	23,2	Sur de Brasil	Lectura otolitos	Schwingel y Castello, 1990

	13	Lagoa dos Patos	Análisis composición largos	de Reis y Castello, de 1996
	7,6 - 16	Laguna de Rocha y Castillos	Lectura otolitos	Santana et al., 2018
	15,3	Laguna de Rocha	Lectura otolitos	Borthagaray et al., 2011
	18,2	Estuario del Río de la Plata	Lectura otolitos	Cotrina y Lasta, 1986
	15,6	Mar del Plata	Lectura de escamas	Haimovici, 1977
	22,8	Bahía Samborombón*	Lectura otolitos	Presente Tesis
2	20 - 25,9	Ubatuba	Lectura otolitos	Santos et al., 2017
	28,1	Sur de Brasil	Lectura otolitos	Schwingel y Castello, 1990
	20	Lagoa dos Patos	Análisis composición largos	de Reis y Castello, de 1996
	11 - 19,5	Laguna de Rocha y Castillos	Lectura otolitos	Santana et al., 2018
	19,1	Laguna de Rocha	Lectura otolitos	Borthagaray et al., 2011
	28,5	Estuario del Río de la Plata	Lectura otolitos	Cotrina y Lasta, 1986
	22,7	Mar del Plata	Lectura de escamas	Haimovici, 1977
	28,1	Bahía Samborombón*	Lectura otolitos	Presente Tesis

CAPÍTULO V

Partículas

Antropogénicas

“Gusto a poco”

5.1 Introducción

Tras recorrer la historia vital de los juveniles de corvina rubia, sus luchas contra el letargo invernal, los cambios en su condición nutricional y las huellas de crecimiento inscritas en sus otolitos, la mirada debe girar ahora hacia un **desafío más reciente y perturbador: la impronta humana**. Las partículas antropogénicas que conviven con los organismos en la Bahía Samborombón aparecen como un reflejo del entorno que los rodea, un espejo de la huella humana que penetra hasta las etapas más tempranas de la vida. Su presencia deja un gusto a poco, un recordatorio de que allí donde deberían prevalecer los procesos naturales, se cuele la señal inequívoca de la actividad humana. Este capítulo nos convoca a desentrañar cómo estas partículas se entrelazan con la biología de los juveniles, revelando no solo la vulnerabilidad de la especie, sino también la fragilidad de los ecosistemas costeros bajo la presión antrópica.

Le hablo al mundo

El océano sostiene la vida en la Tierra, pero hoy enfrenta una convergencia de **estresores antrópicos**: calentamiento, acidificación y desoxigenación (Glibert, 2022; Gunderson et al., 2016; Heinze, 2024) y, en muchos sistemas, cambios de salinidad asociados a actividades humanas (Röthig et al., 2023). A estos factores se suma una marea global de plásticos que se encuentran en todos los ambientes marinos, desde las zonas costeras someras hasta la zona abisal y regiones remotas (Chiba et al., 2018; Free et al., 2014; Napper et al., 2020). La **contaminación plástica marina es ubicua e irreversible** (Villarrubia-Gómez et al., 2018), y se reconoce como una amenaza de límite planetario de contaminación química con capacidad de comprometer el funcionamiento de los sistemas ecológicos (Beaumont et al., 2019; McIlgorm et al., 2011; Rochman et al., 2016).

Dentro de esta problemática, los microplásticos, partículas menores a 5 mm (Arthur et al., 2009), representan un nuevo **estresor global**, dada su capacidad de interactuar con organismos de la base de las redes tróficas y generar **efectos en cascada** a nivel ecosistémico (Clark et al., 2016). En particular, las **microfibras** son la forma más abundante en los ambientes marinos (Bottari et al., 2022; Di Mauro et al., 202; Suaria et al., 2020), con múltiples orígenes: producción y uso de textiles (De Falco et al., 2020; Zhou et al., 2020), lavado y secado de prendas (Athey et al., 2020), descarte de residuos textiles (Gavigan et al., 2020; Kabir et al.,

2023) y actividades pesqueras y acuícolas (Cole, 2016; Fred-Ahmadu et al., 2024; Mishra et al., 2020). El problema se ha exacerbado con el uso extendido de polímeros sintéticos en redes y cabos (Deroiné et al., 2019; Nelms et al., 2021), generando residuos que causan daño a la fauna marina debido tanto a su ingestión como por enmallamiento (Jacobsen et al., 2010; Duncan et al., 2017).

Las microfibras son heterogéneas en composición, tamaño, forma, color y material, y aún no existe una definición unificada que abarque todos estos parámetros (Liu et al., 2021). Una de las definiciones considera a cualquier material fibroso natural o artificial con morfología filiforme, diámetro $<50\ \mu\text{m}$, longitud entre $1\ \mu\text{m}$ y $5\ \text{mm}$, y una relación longitud/diámetro >100 (Liu et al., 2019). Cabe destacar que incluso las fibras de origen natural suelen estar tratadas con tintes, aditivos y retardantes de llama, lo que les confiere persistencia y potencial de impacto ambiental comparable al de las fibras sintéticas (Concato et al., 2023; Salvador-Cesa et al., 2017; Suran et al., 2018). Por lo tanto, analizarlas en conjunto bajo la categoría de *microfibras antropogénicas* permite simplificar y estandarizar la evaluación ambiental (Pedrotti et al., 2021; Ryan et al., 2020).

Los *estuarios*, como *ambientes de transición* entre agua dulce y marina, son zonas particularmente vulnerables a la contaminación por plásticos debido a su alta dinámica hidrológica y a la presión antrópica directa (Chubarenko et al., 2025; Hitchcock y Mitrovic, 2019; Yonkos et al., 2014). Al mismo tiempo, cumplen funciones ecológicas críticas como área de cría de peces y transporte de materia orgánica al océano (Elliott et al., 2002; Müller et al., 2023). Numerosos estudios reportan concentraciones elevadas de microplásticos en aguas superficiales de estuarios urbanizados en comparación con ambientes oceánicos abiertos (McEachern et al., 2019; Zhao et al., 2014), así como en los organismos que los habitan (Arias et al., 2019; Mandiola et al., 2021).

El Estuario del Río de la Plata (*ERdP*) es el quinto más grande del mundo, drena aproximadamente el 20% del continente sudamericano a través de sus dos tributarios principales, los ríos Paraná y Uruguay, que atraviesan Argentina, Bolivia, Brasil, Paraguay y Uruguay (Achkar et al., 2016; García-Alonso et al., 2019). En la cuenca y su litoral habitan *aproximadamente 150 millones de personas*, distribuidas en unas 60 ciudades, incluyendo

grandes áreas metropolitanas como Buenos Aires, Brasilia, Asunción y Montevideo (Achkar et al., 2016; García-Alonso et al., 2019). Las actividades antrópicas dominantes en las márgenes costeras, tránsito marítimo, operaciones portuarias, pesca y urbanización costera (incluido el turismo), constituyen motores clave de la contaminación del agua, aún cuando el ERdP es altamente productivo y sostiene pesquerías de gran valor para Uruguay y Argentina (Acha et al., 2008; García-Alonso et al., 2019).

En Argentina, ya se ha registrado la presencia de microplásticos y microfibras en peces comerciales, sedimentos, agua y mamíferos marinos (Arias et al., 2019; Denuncio et al., 2017; Di Mauro et al., 2025; Mandiola et al., 2021), lo que sugiere que los estuarios locales funcionan como un reflejo del entorno y como centinelas de la presión antrópica regional.

La fragilidad de la paz

En un ecosistema saludable, alimentarse es sinónimo de energía, crecimiento y estabilidad fisiológica. La irrupción de las microfibras antropogénicas en la alimentación puede alterar el **equilibrio trófico** ya que **ocupan volumen sin nutrir** (Wright et al., 2013), alteran la adquisición de energía y fuerzan compensaciones fisiológicas que pueden traducirse en menor crecimiento y condición (Siddiqui et al., 2023; Cormier et al., 2021; Hutton et al., 2024; Nodehi et al., 2024), especialmente en **etapas tempranas** (Cousin et al., 2020; Stienbarger et al., 2021). En ensayos controlados con peces, las microfibras de poliéster no envejecidas reducen el crecimiento en cuestión de días, en línea con un mecanismo de dilución alimentaria y menor eficiencia trófica (Hutton et al., 2024). A su vez, revisiones recientes describen **daño del tracto gastrointestinal**, disrupción metabólica/oxidativa y aumentos de mortalidad asociados a microplásticos en peces, con vulnerabilidad mayor en larvas y juveniles por sus altas demandas energéticas y la transferencia trófica (Nodehi et al., 2024; Witczak et al., 2024; Zhang et al., 2023).

El perjuicio no se limita al costo energético. Las microfibras antropogénicas funcionan también como **vectores químicos**: liberan aditivos propios o adsorben contaminantes del ambiente que pueden transferirse a los tejidos, incrementando el costo fisiológico de la ingestión (Teuten et al., 2009; Rochman et al., 2013; Sait et al., 2021). Trabajos recientes aportan evidencia que permite observar diferencias en los efectos que producen las fibras

naturales y sintéticas respecto de la bioaccesibilidad de compuestos orgánicos persistentes y lípidos esenciales. Se observó que las fibras **no sintéticas** (p. ej., algodón) no son inocuas (Erdle et al., 2025). Estas interacciones químicas se superponen al efecto físico de **“falsa saciedad”**, de modo que el acto de comer puede convertirse en un doble golpe: menos nutrientes por unidad de alimento y mayor carga química asociada. (Erdle et al., 2025; Hutton et al., 2024).

La **transferencia trófica** agudiza el problema: el efecto negativo se potencia, ya que los consumidores superiores no solo ingieren directamente microfibras, sino también presas que previamente las han incorporado a su dieta, aumentando así la exposición a estos contaminantes. Estudios recientes documentan incrementos de 4 a 15 veces en la carga de microfibras de poliéster a lo largo de cadenas tróficas experimentales, evidenciando una vía eficiente de **magnificación alimentaria** (Miller et al., 2025). Además el **tamaño, color y densidad** de las fibras condicionan su biodisponibilidad e ingestión, modulando selectividad, captura y digestibilidad de las presas (Singh et al., 2024).

En estuarios, la retención hidrodinámica y los procesos de **sedimentación biogeoquímica** (p. ej., incorporación a pellets fecales y agregados fitoplanctónicos) favorecen la acumulación bentónica de microplásticos y, por extensión, la exposición alimentaria de organismos demersales y nectobentónicos (Chubarenko et al., 2025).

Más allá del daño físico y químico, la ingestión de microfibras antropogénicas **compromete la condición nutricional de los peces**, observable en métricas integradoras como el factor de condición de Fulton, el crecimiento somático y la eficiencia de conversión (Nodehi et al., 2024). Ensayos dietarios con microfibras de algodón y poliéster evidencian alteraciones del perfil de ácidos grasos y cambios en biomarcadores de estado, indicando que las fibras no sintéticas también generan efectos adversos (Erdle et al., 2025). A escala aplicada, trabajos en peces comerciales reportan asociaciones entre mayor ingestión de microplásticos y menor condición corporal (Cañón-Bastidas et al., 2025).

En conjunto, la evidencia indica que la presencia de microfibras antropogénicas en la dieta reduce la adquisición y utilización de energía, con **efectos medibles** sobre condición y crecimiento, especialmente en **etapas tempranas**. Este desequilibrio compromete atributos

poblacionales clave como el crecimiento, la condición y, en última instancia, el reclutamiento con *implicancias ecológicas y pesqueras concretas*.

Búsqueda

Existen numerosos estudios que evalúan la ingestión de partículas antropogénicas en peces; en particular, la *familia Sciaenidae*, caracterizada por especies costero-estuarinas y con hábitos bentónicos o necto-bentónicos, aparece reiteradamente expuesta. En este grupo se observa un patrón consistente: predominio de formas fibrosas entre las partículas ingeridas, presencia a lo largo de distintas etapas ontogenéticas y una clara modulación espacial asociada a gradientes de urbanización y descargas locales (de Amorim et al., 2020; Shu et al., 2023). Esta combinación: *uso de hábitat estuarino + hábitos tróficos cercanos al fondo + presión antrópica* explica buena parte de la variabilidad observada en la frecuencia y composición de las partículas ingeridas entre sitios y especies.

Para corvina rubia, la evidencia regional es concordante. En el estuario de Bahía Blanca se documentó por primera vez la ingestión de microplásticos en la especie, con fibras como categoría predominante en juveniles (Arias et al., 2019). En la Bahía Samborombón, un estudio en adultos registró alta ocurrencia de microplásticos y dominio de formas filamentosas en el tracto digestivo (Mandiola et al., 2021). De forma concordante, evaluaciones en la costa sudeste de Brasil reportaron residuos plásticos en contenidos estomacales de corvina rubia en estuarios intensamente antropizados, reforzando el rol de estos sistemas como nodos de exposición (Alves y Figueiredo, 2023; Strilicher et al., 2022).

En síntesis, la evidencia es consistente: las partículas antropogénicas están presentes en mares y estuarios. Su disponibilidad y la exposición biológica aumentan en contextos urbanizados, y la vía trófica es clave para su incorporación en peces, con efectos sobre crecimiento, condición y supervivencia, especialmente en etapas tempranas. Este panorama, observado en múltiples regiones y taxones, respalda avanzar hacia una evaluación integrada de ambiente, ingestión y respuesta biológica para estimar implicancias ecológicas y pesqueras.

La importancia de abordar la contaminación por partículas antropogénicas en este capítulo...

La presencia de partículas antropogénicas en sistemas costero-estuarinos introduce un estrés adicional en áreas de cría donde múltiples especies atraviesan etapas críticas del ciclo de vida. En particular, en la Bahía Samborombón, los juveniles de corvina rubia encuentran refugio y alimento; cuando en ese mismo espacio se incorporan partículas sin valor nutricional y con posible carga química, se comprometen procesos básicos de adquisición y utilización de energía, con impactos sobre la condición, el crecimiento y la supervivencia temprana. En este capítulo se integra la disponibilidad de microfibras en el ambiente, su ingestión y la respuesta biológica de los juveniles, información que permitirá luego conectar estos eslabones con la dinámica de reclutamiento.

Objetivos e Hipótesis

El **objetivo principal** de este capítulo es identificar y analizar la presencia de partículas antropogénicas en los contenidos estomacales de juveniles de corvina rubia y en el agua en la Bahía Samborombón durante dos temporadas del año (cálida y fría) en el periodo 2018-2019.

Para alcanzar el objetivo principal de este capítulo, se plantearon los siguientes **objetivos específicos**:

1. Determinar la presencia de partículas antropogénicas en los tractos gastrointestinales de los juveniles de corvina rubia en la Bahía Samborombón.
2. Caracterizar las partículas antropogénicas en los tractos gastrointestinales de los juveniles y en el agua de la Bahía Samborombón.
3. Analizar los factores intrínsecos y extrínsecos que modulan la ingestión de partículas antropogénicas en juveniles de corvina rubia en la Bahía Samborombón.
4. Establecer si la condición nutricional se ve afectada por la ingestión de microfibras antropogénicas presentes en los tractos gastrointestinales de los juveniles de corvina rubia en la Bahía Samborombón.

Estos objetivos específicos se abordaron a partir de la siguiente *hipótesis* de trabajo:

“La presencia de partículas antropogénicas en los contenidos estomacales de los juveniles de corvina rubia en la Bahía Samborombón los afectará negativamente, reflejándose en una reducción en la condición nutricional”



La elaboración de este capítulo me dejó también un aprendizaje personal: la resiliencia de los juveniles de corvina rubia frente al caos ambiental se convirtió en un espejo de mi propio camino de trabajo. Se lo dedico a mi primer hijo, Beltrán, que me acompañó primero desde adentro y luego, ya en mis brazos, mientras atravesaba este momento.

5.2 Materiales y métodos

5.2.1 Colecta de las muestras y procesamiento

Las muestras analizadas en este estudio provienen de dos *Campañas de Evaluación de Juveniles de corvina rubia* realizadas por el INIDEP en la Bahía Samborombón, que abarcaron dos temporadas del año: cálida (Be-02/19) y fría (Wi-03/18). El diseño de muestreo incluyó *23 estaciones fijas*, distribuidas en tres zonas geográficas a lo largo de un gradiente latitudinal (*norte, medio y sur*). Estas estaciones fijas fueron predefinidas y repetidas en todas las campañas, lo que permitió mantener un esquema espacialmente consistente y, por lo tanto, comparaciones válidas en el tiempo (Figura 5.1). En cada estación se realizaron dos actividades principales: lance de pesca y toma de datos oceanográficos.

Durante las tareas a bordo, las capturas se separaron y procesaron de inmediato. Se extrajo una submuestra representativa de juveniles ($LT \leq 32$ cm; Militelli et al., 2013; Norbis y Galli, 2013), procurando cubrir todo el rango de longitudes. Para asegurar la comparabilidad entre estaciones y evitar la sobreponderación de lances excepcionalmente abundantes, se estableció un tope de aproximadamente 30 individuos por lance; cuando la captura fue ≤ 30 , se procesó el total. El tracto gastrointestinal de cada ejemplar fue extraído y almacenado a -20 °C para análisis posteriores en laboratorio.

Para investigar la disponibilidad de partículas antropogénicas en el ambiente, se recolectaron muestras de agua superficial (~ 30 cm de profundidad) en cada estación fija de muestreo. Para ello, se arrojó un balde desde la banda de la embarcación y, a partir del agua obtenida, se vertió una submuestra de 1 L en frascos de vidrio previamente enjuagados exhaustivamente para prevenir la contaminación. Adicionalmente se añadieron 2 mL de formaldehído al 10 % a cada muestra para prevenir la actividad biológica durante su almacenamiento a temperatura ambiente.

Los datos de datos oceanográficos, temperatura y salinidad, se obtuvieron mediante el uso de un perfilador continuo CTD SBE 19 plus (Sea-Bird Electronics, EE.UU.) operado manualmente.

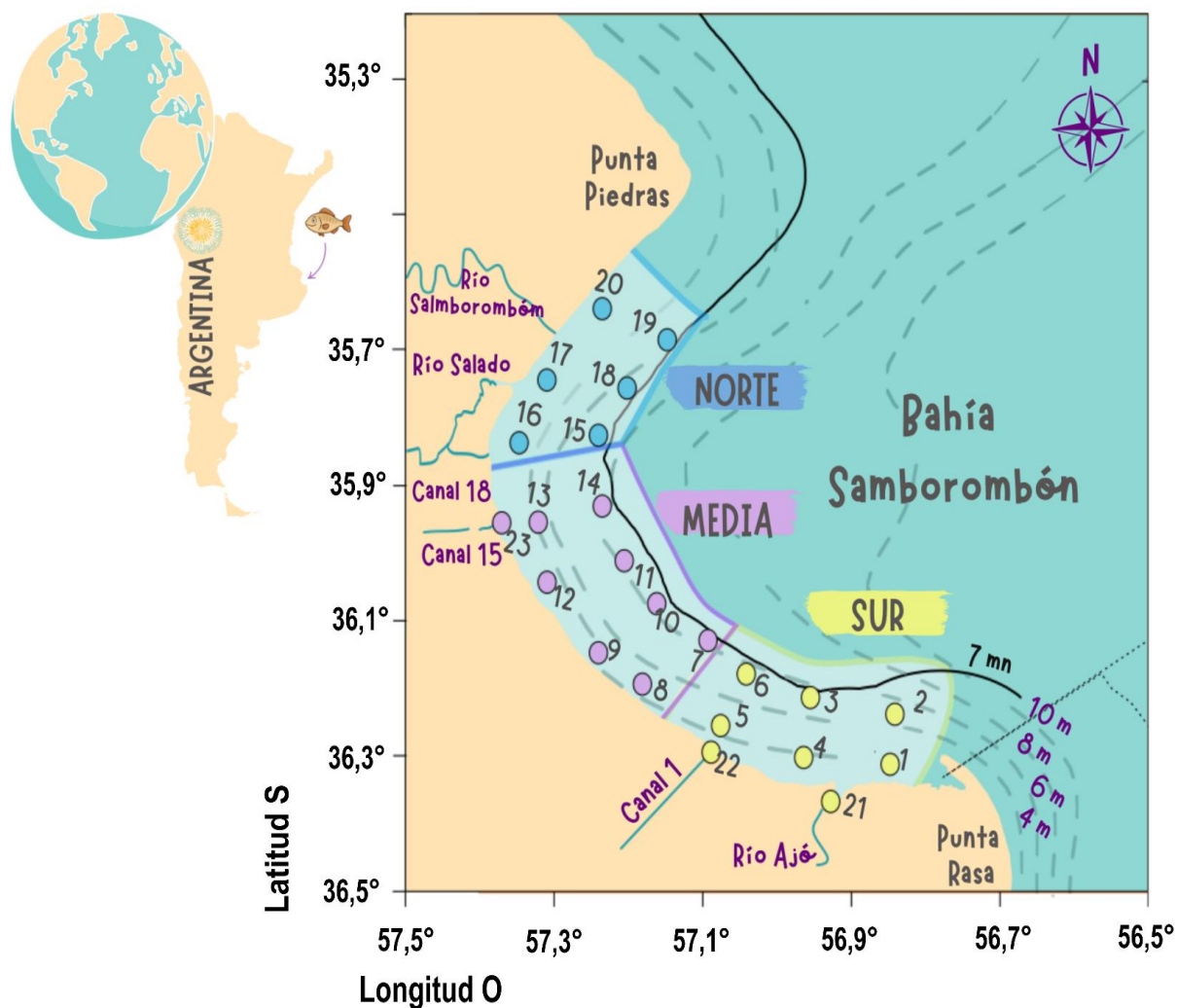


Figura 5.1. Estaciones fijas realizadas durante las Campañas de Evaluación de Juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en el área costera de la Bahía Samborombón. Se indican las tres zonas de la bahía, los círculos de colores y los numeros indican las estaciones fijas en las que se realizaron lances de pesca y recolección de datos oceanográficos.

Controles ambientales de laboratorio

Trabajar en la determinación de partículas antropogénicas requiere extremar todas las medidas de cuidado y contaminación posible. Por esa razón durante todo el procedimiento se utilizó un guardapolvo de algodón de alta calidad, y todas las herramientas (pinzas, agujas, pipetas, etc.) fueron enjuagadas consistentemente con etanol al 70 % y mantenidas bajo la campana de flujo laminar, al igual que el sistema de filtración de vidrio.

El estereoscopio binocular con fuente de luz utilizado en el procedimiento de búsqueda de partículas antropogénicas también fue colocado bajo la campana de flujo laminar y desinfectado antes de su uso.

Adicionalmente, para contemplar la posible contaminación por partículas antropogénicas presentes en el aire del ambiente de laboratorio, se realizaron blancos mediante la filtración de 1 L de agua destilada desionizada.

Los controles ambientales para los contenidos de los tractos gastrointestinales se llevaron a cabo diariamente. Para ello, una membrana de nitrato de celulosa (Sartorius®, 47 mm Ø, 0,7 µm) se empapó en agua destilada filtrada y se colocó bajo la campana de flujo laminar, así como en el área de trabajo circundante, durante todo el día (Anexo A5.1).

Aislamiento de partículas antropogénicas a partir de los tractos gastrointestinales

Los tractos gastrointestinales se colocaron en placas de Petri de vidrio desinfectadas (90 mm × 15 mm), empapadas en etanol al 70 %, y se disecaron con tijeras y pinzas limpias, bajo un microscopio binocular (aumento máximo 50×), dispuesto dentro de una campana de flujo laminar. El contenido de los tractos gastrointestinales fue examinado cuidadosamente en busca de la presencia de partículas antropogénicas; cuando se detectaron, se recolectaron con una pipeta de vidrio y se transfirieron a tubos de ensayo rotulados con agua destilada filtrada (Anexo A5.2).

Grupos de 20 tubos de ensayo que contenían individuos de similar longitud total y estación fija de muestreo se colocaron en recipientes de vidrio debidamente limpiados y desinfectados. Se completó el volumen final hasta alcanzar 50 mL con agua destilada doblemente filtrada. Las muestras se filtraron utilizando una bomba de vacío XZ-1B conectada a un sistema de filtración de vidrio y membranas de nitrato de celulosa (Sartorius®, 47 mm Ø, 0,7 µm). Inmediatamente después, las membranas se adhirieron al fondo de placas de Petri plásticas (90 mm × 15 mm), se cubrieron y se dejaron secar a temperatura ambiente hasta su inspección con un estereomicroscopio Leica S8 APO (80× de aumento).

Cabe destacar que no se utilizaron métodos químicos de digestión de materia orgánica para la extracción y separación de los microplásticos, ya que estos procedimientos pueden ocasionar alteración física de las partículas ya sea en color o tamaño (Pfohl et al. 2021).

Aislamiento de partículas antropogénicas a partir de muestras de agua

Del volumen total de cada muestra (1L), se filtraron 500 mL, reservándose el resto para eventuales análisis complementarios. Se utilizó una bomba de vacío XZ-1B conectada a un sistema de filtración de vidrio y membranas de nitrato de celulosa (Sartorius®, 47 mm Ø, 0,7 µm). Inmediatamente después, las membranas se adhirieron al fondo de placas de Petri plásticas (90 mm × 15 mm), se cubrieron y se dejaron secar a temperatura ambiente hasta su inspección con un estereomicroscopio Leica S8 APO (80× de aumento).

Caracterización visual y registro digital de las partículas antropogénicas

Dentro de las partículas antropogénicas, aquellas que no presentaron forma filiforme fueron clasificadas como fragmentos (Figura 5.2.A). En cambio, las que sí se encontraban dentro del rango de tamaño general definido para microplásticos (1 µm–5 mm) y presentaban morfología filiforme fueron clasificadas como microfibras, incluyéndose tanto fibras relativamente cortas como largas (Figura 5.2.B,C), con sección transversal plana o cilíndrica.

Las partículas fueron caracterizadas según su color, siguiendo las pautas de Di Mauro et al. (2022) para asegurar la autoconsistencia:

i) el color debía ser homogéneo, o cubrir la mayor parte de su superficie (Figura 5.2.D) ; ii) las partículas sin color en su superficie o muy decoloradas (Figura 5.2.E), con solo pequeñas trazas del color original, se clasificaron como transparentes (Figura 5.2.F).

Las categorías discretas de color se definieron de acuerdo con el sistema de clasificación cromática estandarizado propuesto por Crawford y Quinn (2016).

En particular, para las microfibras antropogénicas, para describir completamente el aspecto físico, también se registraron otros descriptores, como la presencia de extremos deshilachados (Figura 5.2.G) y cualquier indicio visible de posible bio incrustación microbiana (Figura

5.2.H). La presencia de al menos dos de estas características en la superficie hizo que las microfibras se consideraran con signos de deterioro, clasificándolas como “envejecidas”.

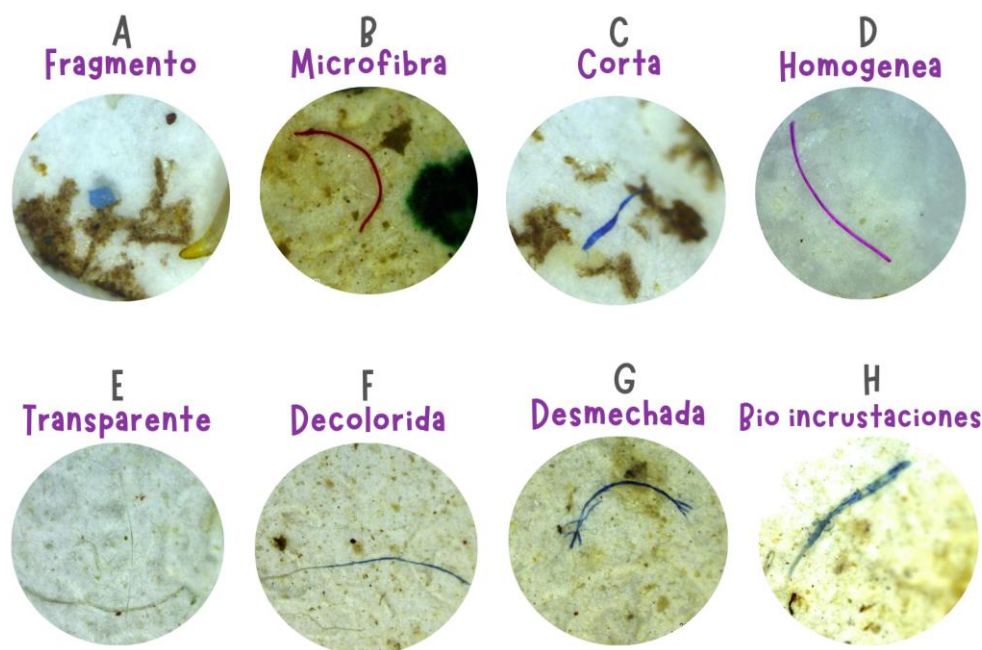


Figura 5.2. Registro fotográfico de partículas antropogénicas. A)fragmento, B)microfibra, C)microfibra corta, D) con color homogéneo a lo largo de toda su longitud, E) sin color, F) muy decoloradas, G) deshilachadas, H) con indicios de posibles incrustaciones biológicas.

Las fotografías de las partículas retenidas en las membranas de nitrato de celulosa se obtuvieron con una cámara digital de 16 megapíxeles acoplada al estereomicroscopio, lo que permitió capturar imágenes de alta resolución, con bordes bien definidos de las partículas y colores claros y distinguibles.

Para controlar la posición de la membrana en el campo visual, se realizaron tres marcas con un marcador fino en la parte superior central, derecha e izquierda de las membranas. Se inspeccionó toda la superficie, y las partículas fuera del perímetro definido por la pieza de filtración no fueron consideradas parte de la muestra.

Para asegurar la correcta asignación del color en cada imagen de partícula, se tomaron notas adicionales sobre los colores en tiempo real. En el caso de partículas con curvatura tridimensional, se generó una segunda imagen utilizando la herramienta de ensamblaje de imágenes 3D. Todas las imágenes fueron provistas con una escala.

Dada la baja proporción de fragmentos (1,5% vs 98,5%), fueron desestimados del análisis y se procedió a evaluar solo a las microfibras antropogénicas.

Se midieron todas las microfibras encontradas (n = 1004) mediante el software de análisis de imágenes ImageJ (v1.38r) (Schindelin et al., 2012). Cada una fue medida individualmente utilizando la herramienta de polígono segmentado, con la cual se trazó digitalmente una serie de segmentos de línea siguiendo el contorno de las microfibras, lo que permitió la medición automática del área proyectada (A), el perímetro (Pe) y el diámetro de Feret (F) (Anexo A5.3). Este último representa la mayor distancia entre dos puntos cualesquiera a lo largo del contorno de la silueta de la partícula, y puede considerarse una medida de la longitud.

Sin embargo, dado que muchas microfibras estaban torcidas o enrolladas, se calculó un parámetro alternativo de longitud (L), que brinda una estimación de la longitud real (Elewa, 2010).

$$L = (Pe + \sqrt{Pe^2 - 16A})/4$$

Es importante señalar que la detección, caracterización y medición de las partículas fueron realizadas por un único operador, con el fin de minimizar posibles sesgos en el proceso analítico. Asimismo, las concentraciones finales de microfibras antropogénicas fueron ajustadas mediante la corrección con controles en blanco, restando el promedio de microfibras detectadas en dichos controles. Los resultados se expresaron como el número de microfibras por tracto gastrointestinal individual (MFAs/TIG), lo que permitió obtener estimaciones más precisas y comparables entre muestras.

5.2.2 Análisis de datos

Microfibras antropogénicas en tractos gastrointestinales y agua

Para analizar la presencia de microfibras antropogénicas en los contenidos de los tractos gastrointestinales de juveniles de corvina rubia, se aplicó la prueba χ^2 de Pearson para comparación de proporciones (Pearson, 1900), estableciendo un nivel de significancia de $p < 0,05$. Las diferencias entre temporadas se evaluaron mediante las pruebas no paramétricas de Mann-Whitney y Kruskal-Wallis (McKnight y Najab, 2010).

Se realizó un análisis descriptivo para caracterizar las microfibras antropogénicas recolectadas tanto en los tractos gastrointestinales de juveniles como en las muestras de agua de cada estación de muestreo. Las fibras se clasificaron de acuerdo con su color, tipo, longitud, ancho y grado de deterioro.

Finalmente, para explorar la relación entre el número de microfibras antropogénicas registradas en los tractos gastrointestinales y en el agua se utilizó la correlación por rangos de Spearman.

Modelo lineal generalizado mixto (GLMM)

Los efectos de las variables intrínsecas (longitud total) y extrínsecas (temperatura de fondo, temporada y zona de la bahía) sobre el número de microfibras antropogénicas por tracto gastrointestinal (MFAs/TGI) se evaluaron mediante un modelo lineal generalizado mixto con distribución binomial negativa inflada en ceros y función de enlace log (Zuur et al., 2009).

Las covariables fijas incluyeron la temperatura de fondo (tf, continua), la longitud total de los juveniles (lt, continua) y la zona de la bahía (Zona, categórica con tres niveles norte, media y sur). Para considerar la dependencia entre observaciones correspondientes a cada estación fija de muestreo (S), se la incorporó como intercepto aleatorio.

El modelo quedó expresado como:

$$\text{MFAs_TGI}_{ij} \sim \text{NB}(\mu_{ij}, \sigma^2)$$

$$\log(\mu_{ij}) = \text{tf}_{ij} + \text{lt}_{ij} + \text{Zona}_{ij} + S_i,$$

$$S_i \sim N(0, \sigma_S^2)$$

donde i denota la estación fija de muestreo,

j el tracto gastrointestinal,

y MFAs_TGI_{ij} corresponde al número de fibras en la j -ésima observación del tracto gastrointestinal en la estación i (con $i=1, \dots, 23$).

El modelo fue ajustado de manera independiente para cada temporada. En la temporada fría no se cumplieron los supuestos paramétricos, por lo que se recurrió a un enfoque no paramétrico. Así, para cada temporada se evaluó el efecto de la zona de la bahía y de la longitud total (LT) sobre el número de microfibras por tracto gastrointestinal (MFAs/TGI) mediante un análisis de covarianza permutacional (ANCOVA permutacional, 9.999 permutaciones), una alternativa robusta frente al incumplimiento de supuestos.

La exclusión de las microfibras antropogénicas registradas en el agua como variable extrínseca se debió a la falta de información para todas las estaciones fijas de muestreo, lo que hubiera comprometido la robustez del modelo.

Los análisis se realizaron en R versión 3.3.1 (R Core Team, 2019) utilizando los paquetes glmmTMB (Brooks et al., 2017) y emmeans (Russell et al., 2019). La pertinencia de la variable aleatoria se evaluó mediante prueba de verosimilitud (likelihood ratio test) empleando la función anova del paquete stats. Los supuestos del modelo fueron evaluados y se verificó su cumplimiento mediante los diagnósticos realizados con DHARMA (Hartig, 2022) (Anexo A5.4). Finalmente, se estimó el porcentaje de varianza explicada por el modelo mediante los coeficientes de determinación marginal y condicional (R^2), siguiendo el criterio propuesto por Nakagawa y Schielzeth (2013).

Condición nutricional

Para evaluar cómo afecta el consumo de partículas antropogénicas a la condición nutricional de los juveniles de corvina rubia en la Bahía Samborombón, se analizaron 456 ejemplares en los cuales fue posible parear el índice de condición nutricional (RDs, Capítulo 3) con el número de microfibras registradas en el tracto gastrointestinal. Se empleó un análisis global con el fin de maximizar el poder estadístico y detectar patrones generales, considerando el desbalance en el número de ejemplares entre temporadas (cálida=197, fría=259). Complementariamente, se realizaron correlaciones por temporada a fin de explorar posibles diferencias temporales en la relación entre condición y microfibras.

5.3 Resultados

Se analizó un total de 532 tractos gastrointestinales de ejemplares juveniles, de los cuales 342 correspondieron a individuos recolectados durante la temporada cálida y 190 en la fría (Tabla 5.1). De estos ejemplares se aislaron en total 1004 microfibras antropogénicas.

Tabla 5.1. Recuentos positivos y negativos de estómagos de juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) para la ingestión de microfibras antropogénicas. Se reportan el rango y la media de la longitud total (LT) durante las temporadas (fría y cálida) en las estaciones fijas de muestreo de la Bahía Samborombón.

Temporada	Zona	Estación	Positivo a microfibras				Negativo a microfibras			
			n	Rango (cm)	LT	Media LT (cm)	n	Rango (cm)	LT	Media LT (cm)
Fría	SUR	1	19	6,00 – 21,00		15,42 ± 4,23	4	6,00 – 21,00		15,00 ± 6,68
	SUR	3	5	22,00 – 32,00	–	26,60 ± 4,23	1	25,20		25,20
	SUR	4	6	17,00 – 23,00	–	20,87 ± 2,66	6	19,00 – 24,00	–	21,62 ± 2,05
	SUR	5	2	20,50 – 24,00	–	22,25 ± 2,47	0	-		-
	MEDIA	8	6	21,00 – 24,00	–	22,80 ± 1,05	3	21,00 – 24,50	–	22,50 ± 1,80
	MEDIA	12	12	15,00 – 23,80	–	18,72 ± 3,11	5	5,00 – 20,00		14,06 ± 5,88
	MEDIA	13	24	6,00 – 14,80		10,44 ± 2,84	10	7,00 – 16,70		11,34 ± 3,46
	NORTE	15	2	25,00 – 28,50	–	26,75 ± 2,47	0	-		-
	NORTE	16	19	6,00 – 26,00		14,11 ± 7,68	7	6,50 – 21,00		14,83 ± 7,10
	NORTE	17	14	7,00 – 28,00		17,76 ± 6,14	12	6,50 – 24,00		14,68 ± 6,74
	NORTE	18	4	22,50 – 33,50	–	28,48 ± 4,70	1	27,20		27,20
	NORTE	20	4	5,40 – 14,60		8,40 ± 4,22	1	24,10		24,10
	SUR	21	17	4,00 – 20,00		7,34 ± 3,99	6	3,50 – 9,50		5,80 ± 2,22

Cálida	SUR	2	21	3,50 – 22,90	13,18 ± 5,16	16	6,50 – 23,00	14,82 ± 3,72
	SUR	3	14	7,00 – 25,50	18,71 ± 6,53	10	8,30 – 26,50	19,43 ± 9,76
	SUR	4	28	4,00 – 28,00	15,65 ± 8,48	6	7,50 – 22,40	15,52 ± 7,23
	SUR	5	3	4,00 – 10,10	17,15 ± 2,86	1	5,50	5,50
	SUR	6	10	26,50 32,30	– 29,17 ± 1,69	4	26,50 31,00	– 28,16 ± 2,47
	SUR	7	10	22,00 31,50	– 27,81 ± 2,66	3	23,40 30,50	– 28,43 ± 3,38
	MEDIA	8	11	4,20 – 13,20	7,99 ± 2,85	12	4,50 – 10,50	6,73 ± 1,97
	MEDIA	9	20	15,30 28,50	– 19,69 ± 3,80	18	14,40 29,50	– 19,95 ± 4,07
	MEDIA	10	2	25,50 29,30	– 27,40 ± 2,69	3	8,60 – 23,70	17,85 ± 5,94
	MEDIA	13	18	6,90 – 30,60	18,52 ± 7,73	22	7,00 – 27,00	14,30 ± 5,73
	NORTE	16	49	5,50 – 29,30	19,09 ± 6,49	35	5,70 – 28,80	16,60 ± 7,26
	NORTE	17	7	3,20 – 30,00	8,87 ± 9,64	13	3,70 – 29,00	11,70 ± 9,77
	SUR	22	3	9,20 – 12,50	10,57 ± 1,72	3	8,80 – 20,80	13,20 ± 6,61

La presencia de microfibras en los tractos gastrointestinales de los juveniles resultó estadísticamente significativa ($p < 0,0001$), registrándose en el 64% de los ejemplares analizados. En promedio, cada tracto contuvo $1,87 \pm 2,36$ MFAs/TGI, aunque en un caso extremo se contabilizaron hasta 15 microfibras en un solo individuo.

Al comparar entre temporadas, la incidencia también fue significativa: durante la estación cálida, el 59% de los organismos presentó al menos una fibra ($p = 0,0002$), mientras que en la estación fría esta proporción ascendió al 70% ($p = 5,44 \times 10^{-9}$). La incidencia resultó significativamente mayor en la temporada fría ($p = 0,011$) (Figura 5.3).

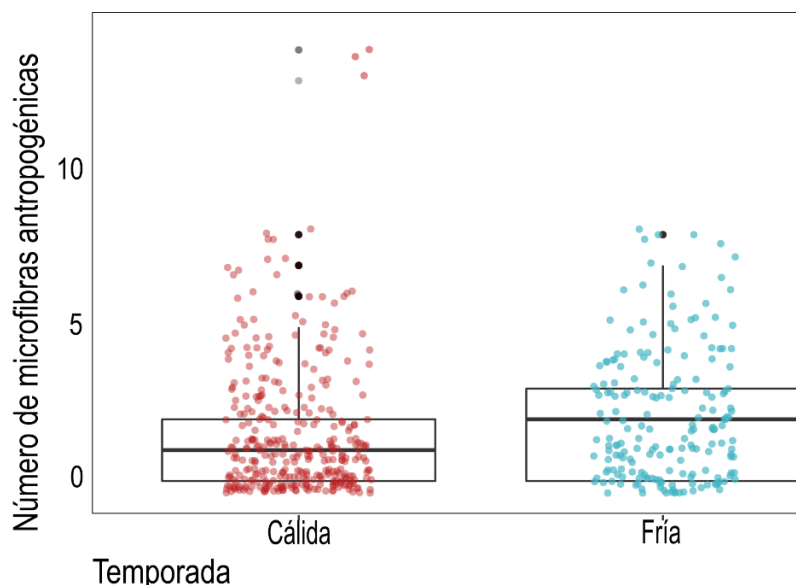


Figura 5.3. Gráficos de caja del número de microfibras antropogénicas por tracto gastrointestinal de juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en la Bahía Samborombón durante las campañas en estudio, diferenciadas por temporada cálida (círculos rojos) y fría (círculos celestes). La línea horizontal dentro de cada caja indica la mediana.

Al analizar las características físicas de las microfibras antropogénicas se observó que en conjunto, predominaron aquellas de color azul y negro (Figura 5.4.A). Además, se detectaron otros colores menos abundantes: marrón, rojo, verde, violeta, transparente, gris y naranja. La mayoría de las microfibras presentaron una forma visualmente aplanada (94,22 %), mientras que un porcentaje reducido (5,78 %) fue clasificado como cilíndrica (Figura 5.4.B).

El rango de longitud de las microfibras antropogénicas fue de 0,01 a 5,00 mm (Figura 5.4.C), con un promedio de $0,92 \pm 0,88$ mm. El ancho promedio fue de $0,014 \pm 0,06$ mm, con un rango de 0,001 a 0,0480 mm. La mayoría de los anchos se concentraron entre 0,01 y 0,02 mm, independientemente de la longitud específica (Figura 5.4.D).

Del total de fibras, el 18,95 % presentó signos de decoloración, el 12,40 % bordes deshilachados y el 0,72 % evidenció incrustaciones biológicas. Se estimó que el 27,9 % de las microfibras antropogénicas cumplió con dos categorías simultáneamente, lo que indica que más del 70 % de las mismas podrían considerarse como nuevas, dado que no mostraron signos de envejecimiento en su superficie.

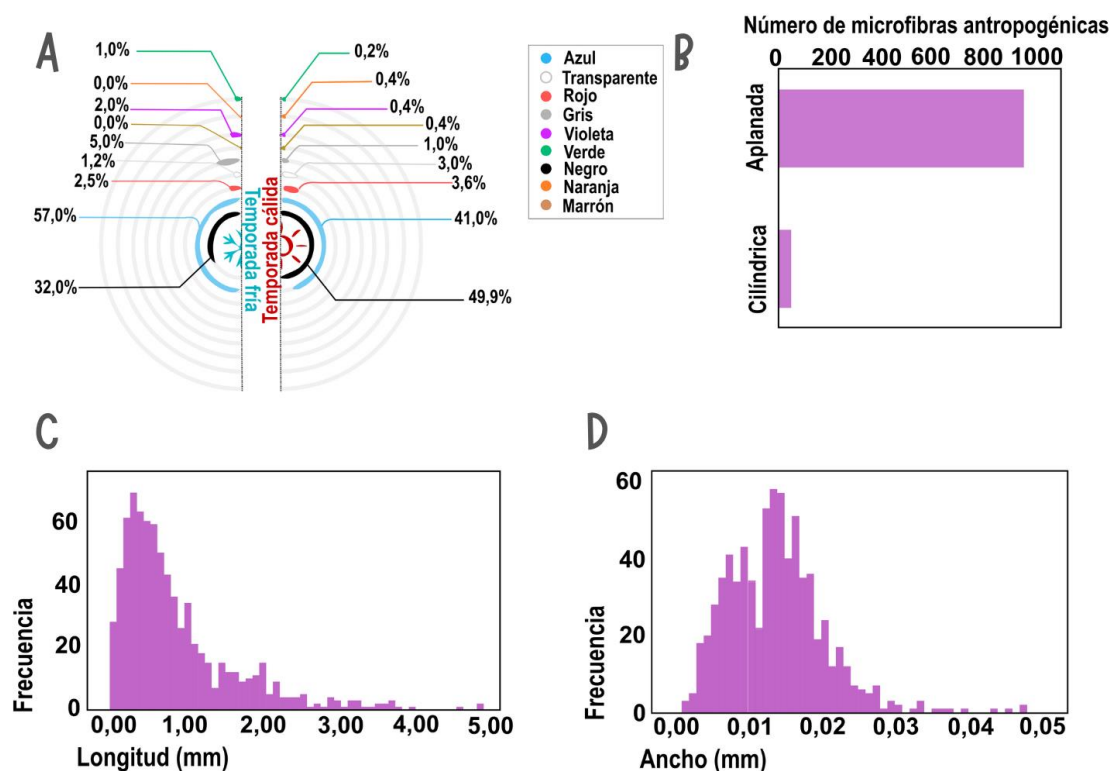


Figura 5.4. Morfología de las microfibras antropogénicas encontradas en los tractos gastrointestinales de juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en la Bahía Samborombón. A) Abundancia relativa de colores durante ambas temporadas (fría y cálida), B) número de microfibras antropogénicas según tipología, C) frecuencia de microfibras antropogénicas según longitud (mm), D) frecuencia de microfibras antropogénicas según ancho (mm).

El 94 % de las muestras de agua analizadas resultó positivo para microfibras antropogénicas. Las concentraciones máximas observadas fueron de 98 MFAs/L en la temporada fría y 28 MFAs/L en la cálida (Tabla 5.2). En ambas temporadas predominaron las microfibras negras, seguidas por las transparentes y azules. Otros colores menos abundantes incluyeron marrón, rojo, verde, violeta, gris y naranja (Figura 5.5.A). La mayoría, presentó una forma aplanada (97,04 %), mientras que un pequeño porcentaje (2,96 %) fue clasificado como cilíndrica (Figura 5.2.B).

La longitud de las microfibras varió entre 0,06 y 5,00 mm, con un promedio de $0,91 \pm 0,87$ mm (Fig. 5C), mientras que el ancho promedió $0,02 \pm 0,02$ mm, dentro de un rango de 0,002 a 0,08 mm (Fig. 5D). Algunas de las microfibras antropogénicas halladas en el agua superaron el tamaño de 5 mm definido para esta categoría (2,20 %). Del total, el 6,90 % mostró signos

de decoloración, el 5,05 % bordes deshilachados y el 1,89 % evidenció incrustaciones biológicas. Solo el 2 % de las microfibras cumplió simultáneamente con dos categorías, lo que indica que más del 98 % de las encontradas en el agua fueron clasificadas como nuevas, ya que no se observaron signos de deterioro en su superficie.

Tabla 5.2. Resumen de las microfibras antropogénicas encontradas en los tractos gastrointestinales de juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) y en el agua de la Bahía Samborombón, durante la temporadas cálida y fría. Se indican los valores promedio (TGI), el porcentaje de ejemplares positivos (TGI %), la concentración de microfibras por litro de agua (MF/L) y el porcentaje de muestras de agua con presencia de microfibras. En negrita se destacan los valores más elevados.

<i>Temporada</i>	<i>Zona</i>	<i>Estación</i>	<i>Media (TGI)</i>	<i>Positivo TGI%</i>	<i>MA/L</i>	<i>Positivo agua%</i>
Cálida	Sur	2	1,67	58	18	100
	Sur	3	4,49	83	18	100
	Sur	4	1,60	80	18	100
	Sur	5	3,46	77	28	100
	Media	8	1,21	55	4	100
	Media	9	1,20	40	28	100
	Media	10	0,97	47	6	100
	Media	11	1,52	65	12	100
	Media	13	1,21	37	18	100
	Norte	16	1,32	57	20	100
	Norte	17	2,33	50	0	0
Fría	Sur	1	2,00	83	60	100
	Sur	3	2,00	50	24	100
	Media	8	2,33	67	98	100
	Media	12	1,20	71	16	100
	Norte	15	1,62	54	8	100
	Norte	16	3,00	83	14	100
	Norte	17	2,23	73	14	100

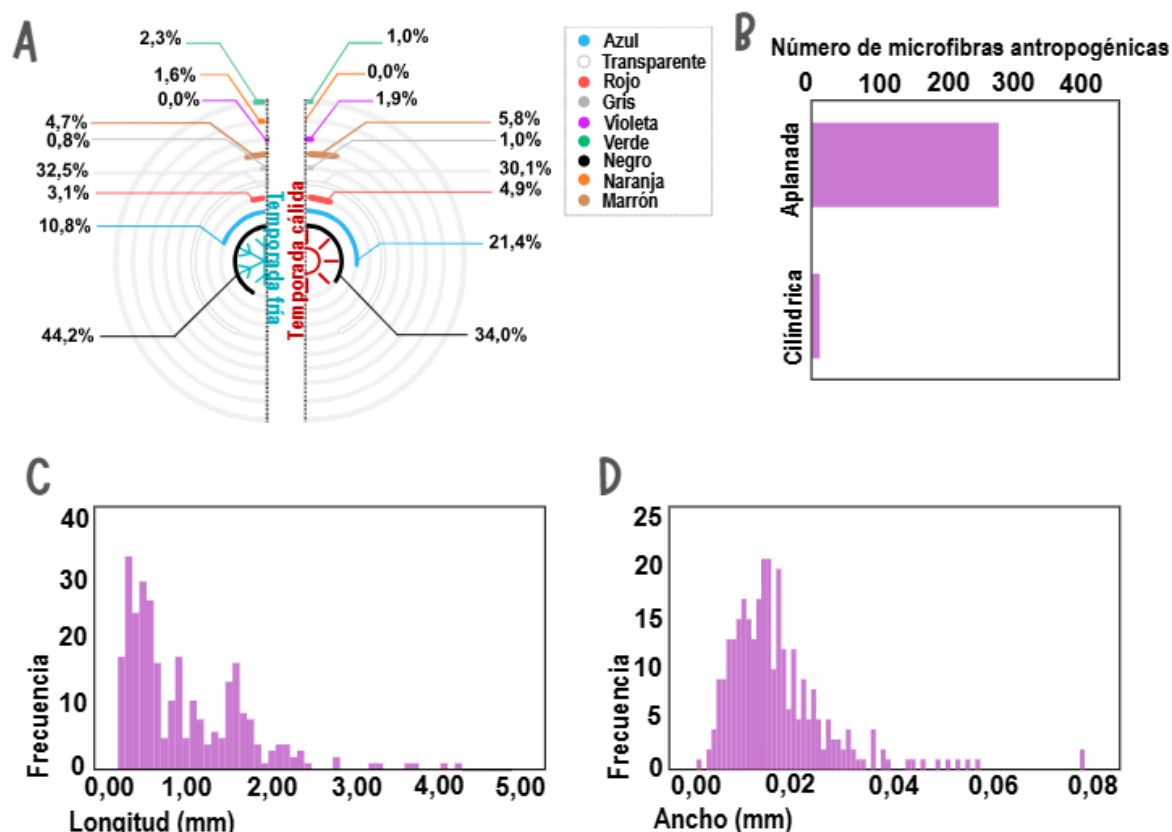


Figura 5.5. Morfología de las microfibras antropogénicas encontradas en el agua de la Bahía Samborombón. A) Abundancia relativa de colores durante ambas temporadas (fría y cálida), B) número de microfibras antropogénicas según tipología, C) frecuencia de microfibras antropogénicas según longitud (mm), D) frecuencia de microfibras antropogénicas según ancho (mm).

No se observó una correlación significativa entre las microfibras antropogénicas halladas en los tractos gastrointestinales y las detectadas en el agua ($p = 0,07$, $p = 0,12$), lo que indica que las variaciones en la abundancia en el agua no se reflejaron directamente en la cantidad ingerida por los ejemplares analizados.

El análisis del GLMM reveló un patrón claro en la incidencia de microfibras antropogénicas por tracto gastrointestinal, el cual mostró una tendencia decreciente a medida que aumentó la temperatura de fondo ($p < 0,0001$), lo que sugiere que la ingesta de partículas se redujo en la temporada cálida. Por otra parte, la variable “zona” también resultó significativa para explicar la ingestión de microfibras ($p < 0,0001$), destacándose diferencias espaciales marcadas: los juveniles provenientes de la zona sur presentaron la mayor incidencia de fibras en sus tractos gastrointestinales, en tanto que los individuos capturados en la zona media evidenciaron los

valores más bajos (Tabla 5.3). A este patrón se sumó un efecto intrínseco relevante, ya que los ejemplares de mayor tamaño exhibieron consistentemente una incidencia más elevada de microfibras en comparación con los de menor talla ($p < 0,0001$) (Figura 5.6). En conjunto, el modelo lineal generalizado mixto explicó el 26 % de la varianza observada en los datos, de los cuales un 2 % correspondió al efecto atribuido al factor aleatorio asociado a las estaciones fijas de muestreo (Figura 5.6). Estos resultados fueron consistentes con los análisis no paramétricos adicionales realizados para la temporada cálida ($p < 0,0001$). En la temporada fría, en cambio, únicamente se observó una mayor ingestión en los organismos de mayor tamaño ($p < 0,0001$).

Tabla 5.3. Valor medio ($\pm$ desvío estándar) del número de microfibras antropogénicas por tracto gastrointestinal en juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*), considerando como variables explicativas la temporada del año (cálida y fría) y la zona de la Bahía Samborombón.

Media de microfibras antropogénicas por tracto gastrointestinal

Cálida			Fría		
1,53 $\pm$ 3,71			2,09 $\pm$ 4,26		
Zona			Zona		
Norte	Media	Sur	Norte	Media	Sur
1,45 $\pm$ 1,84	1,41 $\pm$ 2,40	2,50 $\pm$ 2,98	2,18 $\pm$ 2,36	1,76 $\pm$ 1,90	2,36 $\pm$ 1,96

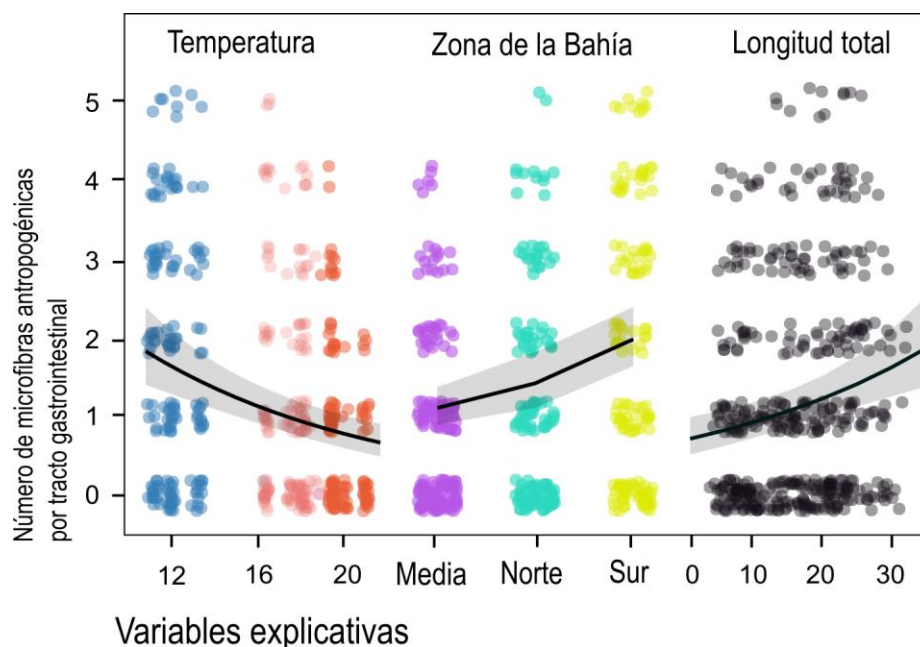


Figura 5.6. Ajuste del modelo lineal generalizado mixto (GLMM) con distribución binomial negativa inflada en ceros, para el número de microfibras antropogénicas por tracto gastrointestinal de juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en la Bahía Samborombón. Los puntos representan los datos observados y las líneas con las áreas sombreadas corresponden al modelo ajustado, las columnas hacen referencia a las variables explicativas temperatura (°C), zona de la Bahía Samborombón (norte, media y sur) y Longitud total (LT, cm).

En el análisis global, la condición nutricional resultó significativamente menor en los ejemplares que presentaron microfibras en el tracto gastrointestinal (Mann–Whitney, $U = 27846$, $p = 0,019$). Al analizar las temporadas por separado, no se detectaron diferencias entre grupos en la condición ($p > 0,05$). Las correlaciones mostraron que en la temporada cálida no hubo asociación entre el número de microfibras y la condición (Spearman $\rho = -0,038$, $p = 0,515$; Kendall $\tau = -0,027$, $p = 0,533$), mientras que en la temporada fría se observó una relación negativa débil (Spearman $\rho = -0,16$, $p = 0,050$; Kendall $\tau = -0,11$, $p = 0,049$), indicando que los individuos con mayor ingestión de microfibras tendieron a presentar valores más bajos de condición nutricional (Figura 5.7).

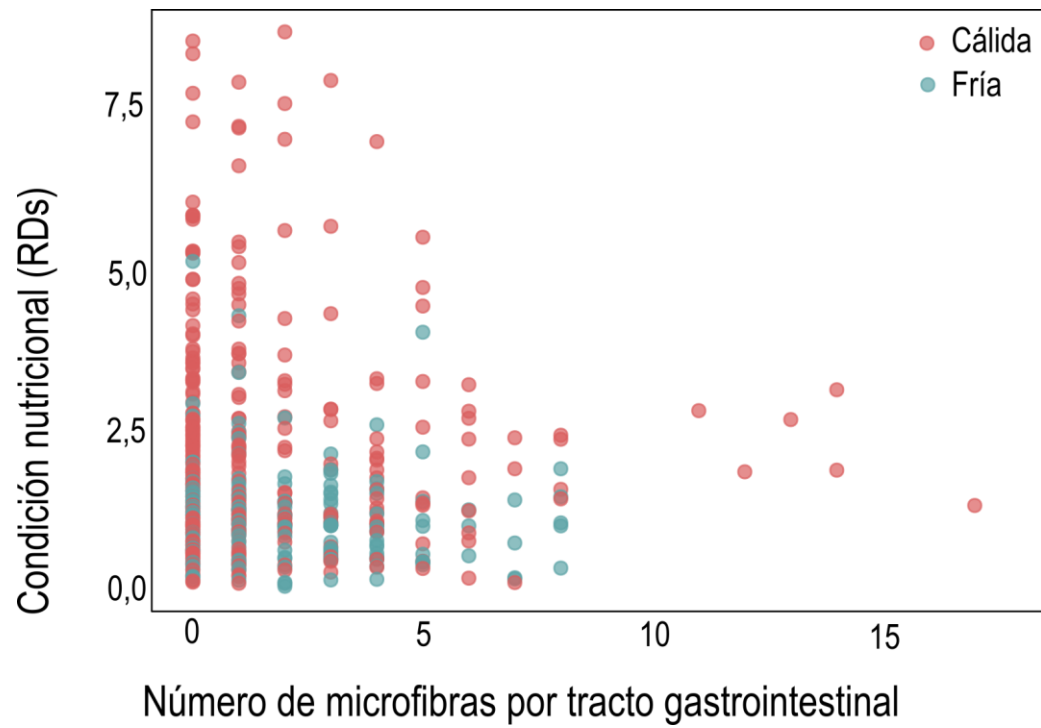


Figura 5.7. Relación entre el número de microfibras antropogénicas por tracto gastrointestinal y la condición nutricional (RDs) de juveniles de corvina rubia en la Bahía Samborombón. Los puntos corresponden a ejemplares recolectados en la temporada cálida (círculos rojos) y en la temporada fría (círculos celestes).

5.4 Discusión

Este **CAPÍTULO V** demostró que los **juveniles de corvina rubia** en la Bahía Samborombón **ingieren microfibras antropogénicas** con elevada frecuencia, alcanzando un 64 % de los tractos gastrointestinales analizados. Si bien se detectaron fragmentos, las microfibras representaron el 98,5 % de las partículas. La marcada predominancia de microfibras antropogénicas coincide con lo observado en peces de interés comercial por Neves et al. (2015), quienes además destacaron que los peces demersales tienden a acumular mayor proporción de microfibras que los pelágicos, siendo además más propensos a incorporar fragmentos.

El promedio registrado fue de $1,87 \pm 2,36$ MFAs/TGI, con valores extremos de hasta 17 fibras en un único ejemplar. Este nivel de ingestión se encuentra en línea con lo informado por Mandiola et al. (2021) en juveniles de corvina rubia mayores a 23 cm LT de la Bahía Samborombón ($2,83 \pm 3,14$ microplásticos/TGI), aunque resultó inferior al registrado en el estuario de Bahía Blanca por Arias et al. (2019) ($12,1 \pm 6,2$ microplásticos/TGI en juveniles >15 cm LT). En ambos casos, las fibras constituyeron la morfología dominante, aunque los porcentajes reportados incluyeron todas las formas de microplásticos, lo que limita la comparación directa con los mencionados estudios. Esta situación refuerza la necesidad de analizar fibras de manera diferenciada como ha sido señalado por diversos autores (Acharya et al., 2021; Gago et al., 2018; Lindeque et al., 2020).

Los valores observados en este estudio se ubican dentro del rango reportado para otros sistemas estuariales, como Brasil ($1,06 \pm 0,30$ microplásticos/TGI; Vendel et al., 2017) y Portugal ($1,67 \pm 0,27$ microplásticos/TGI; Bessa et al., 2018). No obstante, existe todavía escasa información sobre la ingestión de microfibras en estadios tempranos de peces, ya que la mayoría de los estudios refieren a ejemplares adultos (Compa et al., 2018; Savoca et al., 2020).

En conjunto, estos resultados confirman que la **Bahía Samborombón** constituye un ambiente con **alta disponibilidad de microfibras antropogénicas**, que los juveniles de corvina rubia las incorporan de manera frecuente y que la magnitud de la ingestión se encuentra dentro del rango reportado para otros sistemas estuariales. Este patrón, sumado a la preponderancia de fibras por sobre otras formas de partículas, aporta evidencia sólida sobre el grado de exposición de los juveniles en su **principal área de cría**.

Las microfibras analizadas mostraron un claro *predominio* de tonalidades oscuras, principalmente *azules y negras*, seguidas por una menor representación de marrón, rojo, verde, violeta, transparente, gris y naranja. Este patrón concuerda con lo observado por Mandiola et al. (2021) en juveniles y adultos de corvina rubia en Bahía Samborombón y con estudios globales que destacan la prevalencia del color azul en fibras ingeridas por fauna marina y dulceacuícola (Merga et al., 2020; Ory et al., 2017; Vidal et al., 2021). Sin embargo, en sedimentos de la misma bahía se reportaron fibras blancas como predominantes (Díaz-Jaramillo et al., 2021), mientras que en juveniles de Bahía Blanca se observaron principalmente fibras transparentes y rojas (Arias et al., 2019). Estas diferencias sugieren que los colores dominantes pueden variar entre matrices ambientales y regiones, posiblemente asociados a fuentes diferenciales de origen, como textiles, vinculados al turismo estival o fibras de redes de pesca. A futuro, la caracterización química de los polímeros podría permitir identificar con mayor precisión el origen de las microfibras.

En cuanto a la *morfología*, la gran mayoría de las fibras fue visualmente *aplanada* (>94 %), mientras que un porcentaje reducido se clasificó como cilíndrico. Este sesgo coincide con observaciones en peces de ambientes estuariales y costeros (Capone et al., 2020) y podría estar vinculado a procesos de abrasión y plegamiento durante su permanencia en la columna de agua, que facilitan su ingestión accidental.

Las dimensiones de las fibras oscilaron entre 0,01 y 5 mm de longitud, con un promedio cercano a 1 mm, valores semejantes a los reportados previamente para la especie en Samborombón (Mandiola et al., 2021) y consistentes con los rangos más comunes hallados en tractos digestivos de peces marinos y estuariales (Abbasi et al., 2018; Lusher et al., 2013; Pazos et al., 2018; Rochman, 2016). Cabe destacar que un pequeño porcentaje superó el umbral de 5 mm y se clasificó como mesofibras, rango también documentado en peces (Tanaka et al., 2023).

Respecto al estado superficial, más del 70 % de las fibras en los tractos y más del 98 % en el agua se clasificaron como *“nuevas”*, sin signos de decoloración, bordes deshilachados o bioincrustaciones. Este hallazgo sugiere un aporte reciente y continuo de fibras a la bahía. La baja proporción de microfibras envejecidas coincide con lo propuesto por Li et al. (2023), quienes destacan que el biofouling y la abrasión requieren tiempos prolongados de residencia. Además, la bioincrustación puede modificar la densidad de las fibras, favoreciendo su

hundimiento, y aumentar su palatabilidad al recubrirlas con microorganismos (Lacerda et al., 2019; Yokota et al., 2017; Vroom et al., 2017).

En el agua superficial, el 94 % de las muestras resultó positivo para microfibras, con concentraciones máximas de $98 \text{ MFAs} \cdot \text{L}^{-1}$ en la temporada fría y $28 \text{ MFAs} \cdot \text{L}^{-1}$ en la cálida. Estas diferencias estacionales pueden vincularse con la influencia de caudales fluviales, precipitaciones y velocidad del viento (Stanton et al., 2019), así como con la turbulencia inducida por viento y olas, que resulta particularmente intensa en sistemas someros como Samborombón (~5–10 m de profundidad; Kukulka et al., 2012). A su vez, la circulación local de la bahía, caracterizada por fenómenos de retención en la zona central, puede favorecer la acumulación diferencial de fibras (Simionato et al., 2004).

Finalmente, no se detectó correlación significativa entre la abundancia de microfibras en el agua y en los tractos gastrointestinales de los juveniles ($\rho = 0,07$; $p = 0,12$). Esto sugiere que la ingestión no refleja directamente la disponibilidad ambiental, sino que depende de procesos adicionales como la distribución vertical heterogénea de las fibras, las diferencias en densidad de los polímeros (Reineccius et al., 2020) y los hábitos alimentarios de los juveniles (Gago et al., 2018).

En conjunto, los resultados muestran que las *microfibras ingeridas y presentes en el agua* de la Bahía Samborombón presentan rasgos consistentes con un *aporte reciente y constante*, dominado por tonalidades oscuras, formas aplanadas y tamaños pequeños. Entre las fuentes potenciales de ingreso, además de la pesca, se encuentran los desagües terrestres vinculados a la actividad humana; en particular, el uso de lavarropas domésticos y descargas urbanas que liberan fibras sintéticas a los cursos de agua, las cuales terminan ingresando al estuario (Browne et al., 2011; De Falco et al., 2019).

Los resultados evidencian que la *ingestión* de microfibras antropogénicas por juveniles de corvina rubia no ocurre de manera uniforme, sino que responde a *condiciones ambientales específicas*. En la Bahía Samborombón y el estuario del Río de la Plata, los pulsos de precipitación, los vientos y la descarga fluvial reorganizan la hidrodinámica y el transporte de partículas: vientos del noreste-este favorecen patrones retentivos en la bahía y, en ausencia de vientos, la batimetría induce un giro anticiclónico al sur y ciclónico al norte, generando zonas de retención en los bordes de la misma (Simionato et al., 2004, 2005; Acha et al., 2003; Bacino et al., 2020). En la *temporada fría*, caracterizada por *menores temperaturas de fondo*, el

predominio de vientos fuertes del sur y sudeste, junto con un mayor arrastre fluvial, incrementa la *mezcla y la resuspensión de sedimentos*, lo que eleva la disponibilidad de partículas en la columna de agua y, en consecuencia, la probabilidad de ingestión incidental por parte de los juveniles. Además, este período coincide con la zafra de la corvina rubia en la región (Carozza, 2012), lo que implica un incremento de la actividad pesquera artesanal e industrial, potencialmente asociado a mayores aportes de fibras y fragmentos derivados del uso de redes y otros artes de pesca. En cambio, durante la *temporada cálida*, asociada a *mayores temperaturas de fondo*, la estabilidad atmosférica, la mayor oferta trófica y un menor arrastre de detritos reducen la exposición relativa a microfibras, aunque los vientos del noreste-este favorecen la retención de partículas dentro de la bahía. Modelos numéricos recientes en el estuario confirmaron que el *transporte y la retención de microplásticos* están estrechamente *gobernados* por la *circulación estuarina y los vientos*, más que por la morfología de las partículas (Elisei et al., 2023), reforzando la interpretación de que la *disponibilidad ambiental condiciona la ingestión observada*.

A la señal estacional se suma la heterogeneidad propia del estuario. La *Bahía Samborombón* presenta una boca ancha y profundidades someras (2–10 m), con *circulación débil y retentiva* ante vientos del noreste - este (Simionato et al., 2004). Estas características la convierten en un *área de cría fundamental* para numerosas especies costeras (Acha et al., 2008), pero al mismo tiempo *favorecen la acumulación y permanencia* de *microfibras antropogénicas*, particularmente en los extremos norte y sur durante la temporada cálida, donde la retención local puede ser mayor. Además, la resuspensión forzada por viento en sectores someros aumenta la biodisponibilidad de fibras que, de otro modo, permanecerían enterradas (Xue et al., 2020).

El predominio de microfibras refleja un patrón ampliamente documentado en la literatura regional e internacional; este tipo de partículas dominan la fracción ingerida por peces en estuarios y aguas costeras (Berlino et al., 2021; Botterell et al., 2019; Neves et al., 2015), su morfología filiforme favorece la co-ingesta durante la alimentación de fondo o en aguas turbias, y su persistencia puede verse reforzada por procesos de enterramiento/resuspensión (Zhang et al., 2022).

Entre los factores intrínsecos, se detectó una *asociación positiva con la longitud total*: los juveniles de mayor longitud presentaron más microfibras antropogénicas en el tracto

gastrointestinal. Este patrón ha sido reportado en múltiples estudios en peces estuarinos y juveniles (Bottari et al., 2022; Gad y Midway, 2022; Hurt et al., 2020; Salerno et al., 2021), y suele explicarse por mayor tiempo de exposición y movilidad, y por dietas más diversas, lo que incrementa la probabilidad de ingestión accidental (confusión con presas/coingesta) y la transferencia trófica desde presas contaminadas (Botterell et al., 2019; Roch et al., 2020; Walkinshaw et al., 2020). Si bien algunos autores no hallaron relación con esta variable (Mandiola et al., 2021), la evidencia general apunta a que los juveniles de mayor tamaño son más vulnerables a la contaminación por microplásticos (Salerno et al., 2021). En el caso de la *corvina rubia*, su *ecología bentófaga y la alimentación en zonas mixohalinas* con invertebrados y misidáceos (Giberto et al., 2008) aumentan la probabilidad de *incorporar microfibras antropogénicas de forma directa*; además, existe evidencia sólida de ingestión de microplásticos en el zooplancton, incluyendo fibras, lo que sustenta la posible transferencia trófica hacia peces (Botterell et al., 2019). A su vez, la transferencia trófica a peces ha sido demostrada experimentalmente en cadenas estuarinas y marinas (Athey et al., 2020; Uy et al., 2022).

Finalmente, los *potenciales impactos* de las microfibras antropogénicas no dependen solo de la *cantidad* ingerida, sino también de su *química y superficie*: las fibras pueden adsorber contaminantes hidrofóbicos y metales (Rosso et al., 2022; Tatone et al., 2015), transportar microbios y parásitos (Zhang et al., 2022) y traslocarse a tejidos (Wootton et al., 2021), lo que aumenta la *vulnerabilidad fisiológica*. Dado que en Bahía Samborombón se registran metales traza en agua y sedimentos, la co-exposición microfibras–contaminantes adquiere especial relevancia ecológica y sanitaria (Du et al., 2022; Vázquez-Rowe et al., 2021).

En conjunto, los resultados sugieren que la ingestión de microfibras antropogénicas está condicionada por: forzantes estacionales, heterogeneidad espacial dentro de la bahía y rasgos ontogenéticos. Además, la variación residual entre estaciones fijas resalta la importancia de la escala local. Estos hallazgos son coherentes con lo reportado para otras roncadoras (Sciaenidae), incluyendo *corvina rubia* y especies afines, en las que se han documentado ocurrencia, transferencia trófica y/o efectos fisiológicos asociados a microplásticos (Arias et al., 2019; Mandiola et al., 2021; Shu et al., 2023).

En esta tesis se detectó que la *relación* entre la *ingestión de microfibras antropogénicas* y la *condición nutricional* de los juveniles no fue homogénea a lo largo del año, sino que *dependió*

del contexto energético temporal. Durante la *temporada cálida*, la *mayor disponibilidad de presas* bentónicas y planctónicas en la bahía (Giberto et al., 2008) y los *mejores índices de condición* registrados en los juveniles (CAPÍTULO III) sugieren que la ingestión de microfibras *no* se tradujo en un *deterioro detectable de su estado nutricional*. En contraste, en la *temporada fría*, caracterizada por una *menor oferta alimentaria y una reducción de la actividad metabólica*, incluso una ingestión moderada de microfibras se asoció con una *disminución en la condición nutricional*. Esto sugiere que, en *momentos de restricción energética*, la presencia de *partículas sin valor nutritivo* en el tracto gastrointestinal podría intensificar el déficit, ya sea por provocar *falsa saciedad*, *interferir* en la *digestión* o *desplazar alimento disponible* (Jovanović, 2017; Bhuyan et al., 2022; Wright et al., 2013).

Desde una perspectiva ecológica, esta *asimetría temporal* es relevante porque indica que el impacto de los microfibras no es constante, sino que se potencia cuando los organismos atraviesan períodos de estrés energético, en el caso de la corvina rubia coincide con el *letargo invernal*. Juveniles en peor condición nutricional presentan mayor vulnerabilidad a la depredación, enfermedades o mortalidad por pesca incidental (Ferron y Leggett, 1994; Salerno et al., 2021), lo que convierte a la ingestión de microfibras en un *estresor adicional* que puede afectar la supervivencia durante el invierno.

5.5 Reflexión final

El análisis de la **ingestión de microfibras antropogénicas** en juveniles de corvina rubia evidencia que este proceso está **condicionado por factores ambientales y biológicos**, y que sus efectos no son homogéneos a lo largo del año. Mientras que en la temporada cálida la mayor oferta trófica amortigua el impacto de las fibras, en la temporada fría, cuando la energía es limitada, la **presencia de partículas sin valor nutritivo puede comprometer la condición nutricional**. Esta **vulnerabilidad** en los **estadios tempranos** no solo afecta la resiliencia poblacional de la especie, sino que también tiene implicancias para las **pesquerías artesanales** que dependen de estos recursos, y para la **salud alimentaria** de las comunidades que los consumen. **Reconocer estos riesgos** resulta esencial para comprender la dinámica del sistema y **anticipar los desafíos** que imponen la contaminación y el cambio ambiental en la Bahía Samborombón.



Figura 5.8. Resumen gráfico de los principales hallazgos proporcionados en el **CAPÍTULO V**.

5.6 Referencias

1. **Abbasi, S., Soltani, N., Keshavarzi, B., Moore, F., Turner, A., Hassanaghaei, M. (2018).** Microplastics in different tissues of fish and prawn from the Musa Estuary, Persian Gulf. *Chemosphere*, 205, 80-87.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.04.076>
2. **Acha, E. M., Mianzan, H. W., Iribarne, O., Gagliardini, D. A., Lasta, C., Daleo, P. (2003).** The role of the Río de la Plata bottom salinity front in accumulating debris. *Marine Pollution Bulletin*, 46(2), 197-202.
[https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00356-9](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00356-9)
3. **Acha, E. M., Mianzan, H., Guerrero, R., Carreto, J., Giberto, D., Montoya, N., Carignan, M. (2008).** An overview of physical and ecological processes in the Río de la Plata Estuary. *Continental shelf research*, 28(13), 1579-1588.
<https://doi.org/10.1016/j.csr.2007.01.031>
4. **Acharya, S., Rumi, S. S., Hu, Y., Abidi, N. (2021).** Microfibers from synthetic textiles as a major source of microplastics in the environment: A review. *Textile Research Journal*, 91(17-18), 2136-2156.
<https://doi.org/10.1177/0040517521991244>
5. **Achkar, M., Díaz, I., Domínguez, A., Pesce, F. (2016).** Uruguay: naturaleza, sociedad, economía: una visión desde la geografía. Ediciones de la Banda Oriental.
6. **Alves, V. E., Figueiredo, G. M. (2023).** Assessment of microplastic impacts on whitemouth croaker (*Micropogonias furnieri*) and ecosystem services in Guanabara Bay, Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 106(12), 2177-2192.
<https://doi.org/10.1007/s10641-023-01497-9>
7. **Arias, A. H., Ronda, A. C., Oliva, A. L., Marcovecchio, J. E. (2019).** Evidence of microplastic ingestion by fish from the Bahía Blanca estuary in Argentina, South America. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 102(6), 750-756.
<https://doi.org/10.1007/s00128-019-02604-2>
8. **Arthur, C., Baker, J. E., Bamford, H. A. (2009).** Proceedings of the international research workshop on the occurrence, effects, and fate of microplastic marine debris, september 9-11, 2008, university of Washington tacoma, tacoma, wa, USA.
https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/2509/noaa_2509_DS1.pdf

9. **Athey, S. N., Albotra, S. D., Gordon, C. A., Monteleone, B., Seaton, P., Andrady, A. L., ... , Brander, S. M. (2020).** Trophic transfer of microplastics in an estuarine food chain and the effects of a sorbed legacy pollutant. *Limnology and Oceanography Letters*, 5(1), 154-162.
<https://doi.org/10.1002/lol2.10130>
10. **Athey, S. N., Erdle, L. M. (2022).** Are we underestimating anthropogenic microfiber pollution? A critical review of occurrence, methods, and reporting. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 41(4), 822-837.
<https://doi.org/10.1002/etc.5173>
11. **Bacino, G. L., Dragani, W. C., Codignotto, J. O., Pescio, A. E., Farenga, M. O. (2020).** Shoreline change rates along Samborombón Bay, Río de la Plata estuary, Argentina. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 237, 106659.
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106659>
12. **Beaumont, N. J., Aanesen, M., Austen, M. C., Börger, T., Clark, J. R., Cole, M., ... , Wyles, K. J. (2019).** Global ecological, social and economic impacts of marine plastic. *Marine pollution bulletin*, 142, 189-195.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.022>
13. **Berlino, M., Mangano, M. C., De Vittor, C., Sarà, G. J. E. P. (2021).** Effects of microplastics on the functional traits of aquatic benthic organisms: A global-scale meta-analysis. *Environmental Pollution*, 285, 117174.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117174>
14. **Bhuyan, M. S. (2022).** Effects of microplastics on fish and in human health. *Frontiers in Environmental Science*, 10, 827289.
<https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.827289>
15. **Bottari, T., Nibali, V. C., Branca, C., Grotti, M., Savoca, S., Romeo, T., ... , Mancuso, M. (2022).** Anthropogenic microparticles in the emerald rockcod *Trematomus bernacchii* (Nototheniidae) from the Antarctic. *Scientific Reports*, 12(1), 17214.
<https://doi.org/10.1038/s41598-022-21670-x>

16. **Botterell, Z. L., Beaumont, N., Dorrington, T., Steinke, M., Thompson, R. C., Lindeque, P. K. (2019).** Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: A review. *Environmental Pollution*, 245, 98-110.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.065>
17. **Brooks, M. E., Kristensen, K., Van Benthem, K. J., Magnusson, A., Berg, C. W., Nielsen, A., ..., Bolker, B. M. (2017).** Modeling zero-inflated count data with glmmTMB. *BioRxiv*, 132753.
<https://doi.org/10.1101/132753>
18. **Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., Thompson, R. (2011).** Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environmental science & technology*, 45(21), 9175-9179.
19. **Capone, A., Petrillo, M., Mistic, C. (2020).** Ingestion and elimination of anthropogenic fibres and microplastic fragments by the European anchovy (*Engraulis encrasicolus*) of the NW Mediterranean Sea. *Marine Biology*, 167(11), 166.
20. **Cañón-Bastidas, J., Molina, A., Duque, G. (2025).** Impact of Microplastic Ingestion on Commercial Fish: A Trophic-Level Analysis. *International Journal of Environmental Research*, 19(4), 142.
<https://doi.org/10.1007/s41742-025-00798-4>
21. **Carozza, C. R. (2012).** Estructura y dinámica poblacional de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) del extremo sur de su distribución, Provincia de Buenos Aires, Argentina (Doctoral dissertation, Tesis de Doctorado. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad Nacional de Mar del Plata).
22. **Chiba, S., Saito, H., Fletcher, R., Yogi, T., Kayo, M., Miyagi, S., ... , Fujikura, K. (2018).** Human footprint in the abyss: 30 year records of deep-sea plastic debris. *Marine Policy*, 96, 204-212.
<https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.03.022>
23. **Chubarenko, I., Khatmullina, L., Esiukova, E., Krivoshlyk, P., Radmanesh, A., Bocherikova, I., ... , Chubarenko, B. (2025).** Deposition of microplastics in estuaries: critical review of field and experimental data from the perspective of the Ocean Marginal Filter concept. *Science of The Total Environment*, 997, 180210.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.180210>

24. **Clark, J. R., Cole, M., Lindeque, P. K., Fileman, E., Blackford, J., Lewis, C., ... , Galloway, T. S. (2016).** Marine microplastic debris: a targeted plan for understanding and quantifying interactions with marine life. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 14(6), 317-324.
<https://doi.org/10.1002/fee.1297>
25. **Cole, D. P., Henry, T. C., Gardea, F., Haynes, R. (2016).** Damage precursors in individual microfibers. In *Smart Materials, Adaptive Structures and Intelligent Systems* (Vol. 50480, p. V001T05A005). American Society of Mechanical Engineers.
<https://doi.org/10.1115/SMASIS2016-9013>
26. **Compa, M., Ventero, A., Iglesias, M., Deudero, S. (2018).** Ingestion of microplastics and natural fibres in *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792) and *Engraulis encrasicolus* (Linnaeus, 1758) along the Spanish Mediterranean coast. *Marine pollution bulletin*, 128, 89-96.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.01.009>
27. **Concato, M., Panti, C., Bains, M., Galli, M., Giani, D., Fossi, M. C. (2023).** Detection of anthropogenic fibres in marine organisms: Knowledge gaps and methodological issues. *Marine Pollution Bulletin*, 191, 114949.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.114949>
28. **Cormier, B., Le Bihanic, F., Cabar, M., Crebassa, J. C., Blanc, M., Larsson, M., ... , Cousin, X. (2021).** Chronic feeding exposure to virgin and spiked microplastics disrupts essential biological functions in teleost fish. *Journal of hazardous materials*, 415, 125626.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125626>
29. **Cousin, X., Batel, A., Bringer, A., Hess, S., Bégout, M. L., Braunbeck, T. (2020).** Microplastics and sorbed contaminants–Trophic exposure in fish sensitive early life stages. *Marine Environmental Research*, 161, 105126.
<https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105126>
30. **Crawford, C. B., Quinn, B. (2016).** Microplastic pollutants. Elsevier Limited.
31. **De Amorim, A. L. A., Ramos, J. A., Júnior, M. N. (2020).** Ingestion of microplastic by ontogenetic phases of *Stellifer brasiliensis* (Perciformes, Sciaenidae) from the surf zone of tropical beaches. *Marine Pollution Bulletin*, 158, 111214.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111214>

32. **De Falco, F., Di Pace, E., Cocca, M., Avella, M. (2019).** The contribution of washing processes of synthetic clothes to microplastic pollution. *Scientific reports*, 9(1), 6633.

<https://doi.org/10.1038/s41598-019-43023-x>

33. **De Falco, F., Cocca, M., Avella, M., Thompson, R. C. (2020).** Microfiber release to water, via laundering, and to air, via everyday use: a comparison between polyester clothing with differing textile parameters. *Environmental science & technology*, 54(6), 3288-3296.

34. **Denuncio, P., Mandiola, M. A., Salles, S. B. P., Machado, R., Ott, P. H., De Oliveira, L. R., Rodriguez, D. (2017).** Marine debris ingestion by the South American fur seal from the Southwest Atlantic Ocean. *Marine pollution bulletin*, 122(1-2), 420-425.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.07.013>

35. **Deroiné, M., Pillin, I., Le Maguer, G., Chauvel, M., & Grohens, Y. (2019).** Development of new generation fishing gear: A resistant and biodegradable monofilament. *Polymer testing*, 74, 163-169.

<https://doi.org/10.1016/j.polymertesting.2018.11.039>

36. **Di Mauro, R., Castillo, S., Pérez, A., Iachetti, C. M., Silva, L., Tomba, J. P., Chiesa, I. L. (2022).** Anthropogenic microfibers are highly abundant at the Burdwood Bank seamount, a protected sub-Antarctic environment in the Southwestern Atlantic Ocean. *Environmental Pollution*, 306, 119364.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119364>

37. **Di Mauro, R., Alves, N. M., Rodriguez, J., Sobrero, L., Chiesa, I. L., Hozbor, C., ... , Schiariti, A. (2025).** Assessing anthropogenic microfiber pollution in the southwestern Atlantic Ocean: a large-scale study on spatial distribution, concentration, and physical characterization. *Environmental Science and Pollution Research*, 1-21.

<https://doi.org/10.1007/s11356-025-36964-6>

38. **Díaz-Jaramillo, M., Islas, M. S., Gonzalez, M. (2021).** Spatial distribution patterns and identification of microplastics on intertidal sediments from urban and semi-natural SW Atlantic estuaries. *Environmental Pollution*, 273, 116398.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116398>

39. **Du, H., Xie, Y., Wang, J. (2022).** Environmental impacts of microplastics on fishery products: An overview. *Gondwana Research*, 108, 213-220.
<https://doi.org/10.1016/j.gr.2021.08.013>
40. **Duncan, E. M., Botterell, Z. L., Broderick, A. C., Galloway, T. S., Lindeque, P. K., Nuno, A., Godley, B. J. (2017).** A global review of marine turtle entanglement in anthropogenic debris: a baseline for further action. *Endangered Species Research*, 34, 431-448.
41. **Elewa, A. M. T. (2010).** Morphometrics for nonmorphometricians. In: *Lecture Notes in Earth Sciences*. Springer-Verlag.
<https://doi.org/10.1007/978-3-540-95853-6>
42. **Elisei Schicchi, A., Moreira, D., Eisenberg, P., Simionato, C. G. (2023).** Qualitative study of the transport of microplastics in the Río de la Plata Estuary, Argentina, through numerical simulation. *Journal of Marine Science and Engineering*, 11(12), 2317.
<https://doi.org/10.3390/jmse11122317>
43. Elliott, M., Hemingway, K. L., Costello, M. J., Duhamel, S., Hostens, K., Labropoulou, M., ... , Winkler, H. (2002). Links between fish and other trophic levels.
44. **Erdle, L. M., Stevack, K., Parzanini, C., Arts, M. T., Rochman, C. M. (2025).** Exposure to cotton and polyester microfibers leads to different fatty acid profiles and chemical contaminants concentrations in juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, vgaf093.
<https://doi.org/10.1093/etjnl/vgaf093>
45. **Ferron, A., Leggett, W. C. (1994).** An appraisal of condition measures for marine fish larvae. In *Advances in marine biology* (Vol. 30, pp. 217-303). Academic Press.
[https://doi.org/10.1016/S0065-2881\(08\)60064-4](https://doi.org/10.1016/S0065-2881(08)60064-4)
46. **Fred-Ahmadu, O. H., Ahmadu, F. O., Adedapo, A. E., Oghenovo, I., Ogunmodede, O. T., Benson, N. U. (2024).** Microplastics and chemical contamination in aquaculture ecosystems: The role of climate change and implications for food safety—a review. *Environmental Sciences Europe*, 36(1), 181.
<https://doi.org/10.1186/s12302-024-00995-6>

47. **Free, C. M., Jensen, O. P., Mason, S. A., Eriksen, M., Williamson, N. J., Boldgiv, B. (2014).** High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake. *Marine pollution bulletin*, 85(1), 156-163.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.001>
48. **Gad, A. K., Midway, S. R. (2022).** Relationship of microplastics to body size for two estuarine fishes. *Microplastics*, 1(1), 211-220.
<https://doi.org/10.3390/microplastics1010014>
49. **Gago, J., Carretero, O., Filgueiras, A. V., Viñas, L. (2018).** Synthetic microfibers in the marine environment: A review on their occurrence in seawater and sediments. *Marine pollution bulletin*, 127, 365-376.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.11.070>
50. **Gavigan, J., Kefela, T., Macadam-Somer, I., Suh, S., Geyer, R. (2020).** Synthetic microfiber emissions to land rival those to waterbodies and are growing. *PLoS One*, 15(9), e0237839.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0237839>
51. **García-Alonso, J., Lercari, D., Defeo, O. (2019).** Río de la Plata: a neotropical estuarine system. In *Coasts and estuaries* (pp. 45-56). Elsevier.
52. **Giberto, D. A. (2008).** Estructura de la comunidad bentónica y ecología trófica de Sciaenidae (Pisces: Osteichthyes) en el estuario del Río de la Plata. Universidad Nacional del Comahue.
53. **Glibert, P. M., Cai, W. J., Hall, E. R., Li, M., Main, K. L., Rose, K. A., ... , Vidyarathna, N. K. (2022).** Stressing over the complexities of multiple stressors in marine and estuarine systems. *Ocean-Land-Atmosphere Research*.
<http://doi.org/10.34133/2022/9787258>
54. **Gunderson, A. R., Armstrong, E. J., Stillman, J. H. (2016).** Multiple stressors in a changing world: the need for an improved perspective on physiological responses to the dynamic marine environment. *Annual review of marine science*, 8, 357-378.
<https://doi.org/10.1146/annurev-marine-122414-033953>
55. **Hartig, F. (2022).** DHARMa: residual diagnostics for hierarchical (multi-level/mixed) regression models. R package version 0.4. 6.

56. **Heinze, W. M., Steinmetz, Z., Klemmensen, N. D. R., Vollertsen, J., Cornelis, G. (2024).** Vertical distribution of microplastics in an agricultural soil after long-term treatment with sewage sludge and mineral fertiliser. *Environmental Pollution*, 356, 124343.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.124343>
57. **Hitchcock, J. N., Mitrovic, S. M. (2019).** Microplastic pollution in estuaries across a gradient of human impact. *Environmental Pollution*, 247, 457-466.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.01.069>
58. **Hurt, R., O'Reilly, C. M., Perry, W. L. (2020).** Microplastic prevalence in two fish species in two US reservoirs. *Limnology and oceanography letters*, 5(1), 147-153.
<https://doi.org/10.1002/lol2.10140>
59. **Hutton, S. J., Kashiwabara, L., Anderson, E., Siddiqui, S., Harper, B., Harper, S., Brander, S. M. (2024).** Behavioral and molecular effects of micro and nanoplastics across three plastic types in fish: weathered microfibers induce a similar response to nanosized particles. *Frontiers in Toxicology*, 6, 1490223.
<https://doi.org/10.3389/ftox.2024.1490223>
60. **Jacobsen, J. K., Massey, L., Gulland, F. (2010).** Fatal ingestion of floating net debris by two sperm whales (*Physeter macrocephalus*). *Marine Pollution Bulletin*, 60(5), 765-767.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.03.008>
61. **Jovanović, B. (2017).** Ingestion of microplastics by fish and its potential consequences from a physical perspective. *Integrated environmental assessment and management*, 13(3), 510-515.
<https://doi.org/10.1002/ieam.1913>
62. **Kabir, S. M. (2025).** Microplastic Pollution in Stormwater and its Removal by a Novel Catch Basin Insert Using Adsorbent (Doctoral dissertation, RMIT University).
63. **Kukulka, T., Proskurowski, G., Morét-Ferguson, S., Meyer, D. W., Law, K. L. (2012).** The effect of wind mixing on the vertical distribution of buoyant plastic debris. *Geophysical research letters*, 39(7).
<https://doi.org/10.1029/2012GL051116>

64. **Lacerda, A. L. D. F., Rodrigues, L. D. S., Van Seville, E., Rodrigues, F. L., Ribeiro, L., Secchi, E. R., ..., Proietti, M. C. (2019).** Plastics in sea surface waters around the Antarctic Peninsula. *Scientific reports*, 9(1), 3977.
<https://doi.org/10.1038/s41598-019-40311-4>
65. **Li, Y., Lu, Q., Xing, Y., Liu, K., Ling, W., Yang, J., ... ,Zhao, D. (2023).** Review of research on migration, distribution, biological effects, and analytical methods of microfibers in the environment. *Science of the Total Environment*, 855, 158922.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158922>
66. **Lindeque, P. K., Cole, M., Coppock, R. L., Lewis, C. N., Miller, R. Z., Watts, A. J., ... ,Galloway, T. S. (2020).** Are we underestimating microplastic abundance in the marine environment? A comparison of microplastic capture with nets of different mesh-size. *Environmental Pollution*, 265, 114721.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114721>
67. **Liu, J., Yang, Y., Ding, J., Zhu, B., Gao, W. (2019).** Microfibers: a preliminary discussion on their definition and sources. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(28), 29497-29501.
<https://doi.org/10.1007/s11356-019-06265-w>
68. **Liu, J., Liang, J., Ding, J., Zhang, G., Zeng, X., Yang, Q., ... , Gao, W. (2021).** Microfiber pollution: an ongoing major environmental issue related to the sustainable development of textile and clothing industry. *Environment, Development and Sustainability*, 23(8), 11240-11256.
<https://doi.org/10.1007/s10668-020-01173-3>
69. **Lusher, A. L., Mchugh, M., Thompson, R. C. (2013).** Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. *Marine pollution bulletin*, 67(1-2), 94-99.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.11.028>
70. **Mandiola, M. A., Bagnato, R., Gana, J. C. M., de León, M. C., Dassis, M., Albareda, D. A.,Denuncio, P. E. (2021).** Baseline data of the presence of meso and microplastics in digestive tract of a commercially important teleost fish from the Rio de la Plata Estuary System (Southwest Atlantic Ocean). *Marine and Fishery Sciences (MAFIS)*, 35(1), 103-113.

<https://doi.org/10.47193/mafis.3512022010101>

71. **McEachern, K., Alegria, H., Kalagher, A. L., Hansen, C., Morrison, S., Hastings, D. (2019).** Microplastics in Tampa Bay, Florida: abundance and variability in estuarine waters and sediments. *Marine pollution bulletin*, 148, 97-106.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.07.068>

72. **McIlgorm, A., Campbell, H. F., Rule, M. J. (2011).** The economic cost and control of marine debris damage in the Asia-Pacific region. *Ocean & coastal management*, 54(9), 643-651.

<https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2011.05.007>

73. **McKnight, P. E., Najab, J. (2010).** Mann-whitney U test. *The Corsini encyclopedia of psychology*, 1-1.

<https://doi.org/10.1002/9780470479216.corpsy0524>

74. **Merga, L. B., Redondo-Hasselerharm, P. E., Van den Brink, P. J., Koelmans, A. A. (2020).** Distribution of microplastic and small macroplastic particles across four fish species and sediment in an African lake. *Science of the Total Environment*, 741, 140527..

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140527>

75. **Miller, M. E., Motti, C. A., Snekkevik, V. K., Vickers, K., Kennedy, H., Bastin, L., ... , Kroon, F. J. (2025).** Trophic transfer of polyester microfibrils across a multi-level marine food web. *Marine Pollution Bulletin*, 221, 118590.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.118590>

76. **Mishra, S., Singh, R. P., Rath, C. C., Das, A. P. (2020).** Synthetic microfibers: Source, transport and their remediation. *Journal of Water Process Engineering*, 38, 101612.

<https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101612>

77. **Müller, C., Erzini, K., Dudeck, T., Cruz, J., Corona, L. S., Abrunhosa, F. E., ... , Ekau, W. (2023).** Variability of prey preferences and uptake of anthropogenic particles by juvenile white seabream in a coastal lagoon nursery ground. *Environmental Biology of Fishes*, 106(6), 1383-1404.

<https://doi.org/10.1007/s10641-023-01423-z>

78. **Napper, I. E., Thompson, R. C. (2020).** Plastic debris in the marine environment: history and future challenges. *Global challenges*, 4(6), 1900081.
<https://doi.org/10.1002/gch2.201900081>
79. **Nakagawa, S., Schielzeth, H. (2013).** A general and simple method for obtaining R² from generalized linear mixed-effects models. *Methods in ecology and evolution*, 4(2), 133-142.
<https://doi.org/10.1111/j.2041-210x.2012.00261.x>
80. **Nelms, S. E., Duncan, E. M., Patel, S., Badola, R., Bhola, S., Chakma, S., ... , Koldewey, H. (2021).** Riverine plastic pollution from fisheries: Insights from the Ganges River system. *Science of the Total Environment*, 756, 143305.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143305>
81. **Neves, D., Sobral, P., Ferreira, J. L., Pereira, T. (2015).** Ingestion of microplastics by commercial fish off the Portuguese coast. *Marine pollution bulletin*, 101(1), 119-126.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.11.008>
82. **Nodehi, R. N., Hadi, M., Hosseinzadeh, A., Azizi, N. (2024).** Comprehensive systematic review and meta-analysis of microplastic prevalence and abundance in freshwater fish species: The effect of fish species habitat, feeding behavior, and Fulton's condition factor. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 22(2), 365-380.
<https://doi.org/10.1007/s40201-024-00907-z>
83. **Ory, N., Chagnon, C., Felix, F., Fernández, C., Ferreira, J. L., Gallardo, C., ... , Thiel, M. (2018).** Low prevalence of microplastic contamination in planktivorous fish species from the southeast Pacific Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 127, 211-216.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.12.016>
84. **Pazos, R. S., Bauer, D. E., Gómez, N. (2018).** Microplastics integrating the coastal planktonic community in the inner zone of the Río de la Plata estuary (South America). *Environmental pollution*, 243, 134-142.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.08.064>
85. **Pearson, K. (1900).** On the criterion that a given system of deviations from the probable in the case of a correlated system of variables is such that it can be reasonably

supposed to have arisen from random sampling. The London, Edinburgh, and Dublin Philosophical Magazine and Journal of Science, 50(302), 157-175.

<https://doi.org/10.1080/14786440009463897>

86. **Pedrotti, M. L., Petit, S., Eyheraguibel, B., Kerros, M. E., Elineau, A., Ghiglione, J. F., ... , Gorsky, G. (2021).** Pollution by anthropogenic microfibers in North-West Mediterranean Sea and efficiency of microfiber removal by a wastewater treatment plant. *Science of the Total Environment*, 758, 144195.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144195>

87. **Pfohl, P., Roth, C., Meyer, L., Heinemeyer, U., Gruendling, T., Lang, C., ... , Jessl, S. (2021).** Microplastic extraction protocols can impact the polymer structure. *Microplastics and Nanoplastics*, 1(1), 8.

<https://doi.org/10.1186/s43591-021-00009-9>

88. **R Core Team. (2019).** R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing.

<https://www.R-project.org/>

89. **Reineccius, J., Appelt, J. S., Hinrichs, T., Kaiser, D., Stern, J., Prien, R. D., Waniek, J. J. (2020).** Abundance and characteristics of microfibers detected in sediment trap material from the deep subtropical North Atlantic Ocean. *Science of the Total Environment*, 738, 140354.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140354>

90. **Roch, S., Friedrich, C., Brinker, A. (2020).** Uptake routes of microplastics in fishes: practical and theoretical approaches to test existing theories. *Scientific reports*, 10(1), 3896.

<https://doi.org/10.1038/s41598-020-60630-1>

91. **Rochman, C. M., Hoh, E., Kurobe, T., Teh, S. J. (2013).** Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Scientific reports*, 3(1), 3263.

<https://doi.org/10.1038/srep03263>

92. **Rochman, C. M., Cook, A. M., Koelmans, A. A. (2016).** Plastic debris and policy: Using current scientific understanding to invoke positive change. *Environmental toxicology and chemistry*, 35(7), 1617-1626.

<https://doi.org/10.1002/etc.3408>

93. **Rosso, B., Corami, F., Vezzaro, L., Biondi, S., Bravo, B., Barbante, C., Gambaro, A. (2022).** Quantification and characterization of additives, plasticizers, and small microplastics (5–100 µm) in highway stormwater runoff. *Journal of Environmental Management*, 324, 116348.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116348>
94. **Ryan, P. G., Suaria, G., Perold, V., Pierucci, A., Bornman, T. G., Aliani, S. (2020).** Sampling microfibrils at the sea surface: the effects of mesh size, sample volume and water depth. *Environmental Pollution*, 258, 113413.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113413>
95. **Sait, S. T., Sørensen, L., Kubowicz, S., Vike-Jonas, K., Gonzalez, S. V., Asimakopoulos, A. G., Booth, A. M. (2021).** Microplastic fibres from synthetic textiles: Environmental degradation and additive chemical content. *Environmental Pollution*, 268, 115745.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115745>
96. **Salerno, M., Berlino, M., Mangano, M. C., Sarà, G. (2021).** Microplastics and the functional traits of fishes: A global meta-analysis. *Global Change Biology*, 27(12), 2645-2655.
<https://doi.org/10.1111/gcb.15570>
97. **Salvador - Cesa, F., Turra, A., Baroque-Ramos, J. (2017).** Synthetic fibers as microplastics in the marine environment: a review from textile perspective with a focus on domestic washings. *Science of the total environment*, 598, 1116-1129.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.172>
98. **Savoca, S., Bottari, T., Fazio, E., Bonsignore, M., Mancuso, M., Luna, G. M., ... , Spanò, N. (2020).** Plastics occurrence in juveniles of *Engraulis encrasicolus* and *Sardina pilchardus* in the Southern Tyrrhenian Sea. *Science of the Total Environment*, 718, 137457.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137457>
99. **Shu, R., Hu, W., Gao, S., Zhang, S., Li, Z., Liang, B., Yu, W. (2023).** Transfer pattern of microplastics at an individual level: A case study of two typical Sciaenidae fish in coastal waters. *Science of the Total Environment*, 901, 165570.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165570>

100. **Shu, R., Li, Z., Gao, S., Zhang, S., Yu, W. (2023).** Occurrence and accumulation of microplastics in commercial fish in the coastal waters of the Lvsi fishing ground in China. *Marine Pollution Bulletin*, 194, 115181.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115181>
101. **Siddique, M. A. M., Tahsin, T., Hossain, I., Hossain, M. S., Shazada, N. E. (2023).** Microplastic contamination in commercial fish feeds: A major concern for sustainable aquaculture from a developing country. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 267, 115659.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2023.115659>
102. **Simionato, C. G., Dragani, W., Meccia, V., Nuñez, M. (2004).** A numerical study of the barotropic circulation of the Río de la Plata estuary: sensitivity to bathymetry, the Earth's rotation and low frequency wind variability. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 61(2), 261-273.
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2004.05.005>
103. **Simionato, C. G., Vera, C. S., Siegismund, F. (2005).** Surface wind variability on seasonal and interannual scales over Río de la Plata area. *Journal of Coastal Research*, 21(4), 770-783.
104. **Singh, P. K., Singh, A., Tripathi, K., Basniwal, R. K., Chauhan, R., Chauhan, A. (2024).** Insights into the seasonal variation, distribution, composition and dynamics of microplastics in the Ganga River ecosystem of Varanasi City, Uttar Pradesh, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 196(11), 1134.
<https://doi.org/10.1007/s10661-024-13307-5>
105. **Stanton, T., Johnson, M., Nathanail, P., MacNaughtan, W., Gomes, R. L. (2019).** Freshwater and airborne textile fibre populations are dominated by 'natural', not microplastic, fibres. *Science of the total environment*, 666, 377-389.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.278>
106. **Stienbarger, C. D., Joseph, J., Athey, S. N., Monteleone, B., Andrady, A. L., Watanabe, W. O., ... Brander, S. M. (2021).** Direct ingestion, trophic transfer, and physiological effects of microplastics in the early life stages of *Centropristis striata*, a commercially and recreationally valuable fishery species. *Environmental Pollution*, 285, 117653.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117653>

107. **Strilicherk, A. V., Martins, C. P., Ribeiro, C. C., de Souza Abessa, D. M. (2022).** Presença de microplásticos no conteúdo estomacal de *Micropogonias furnieri* da região estuarina de Santos. In Tudo é Ciência: Congresso Brasileiro de Ciências e Saberes Multidisciplinares (No. 1, pp. 1-8).

<https://doi.org/10.47385/tudoeciencia.26.2022>

108. **Suaria, G., Achtypi, A., Perold, V., Lee, J. R., Pierucci, A., Bornman, T. G., ... Ryan, P. G. (2020).** Microfibers in oceanic surface waters: A global characterization. *Science advances*, 6(23), eaay8493.

<https://doi.org/10.1126/sciadv.aay8493>

109. **Suran, M., 2018.** A planet too rich in fibre: microfibre pollution may have major consequences on the environment and human health. *EMBO Rep.* 19 (9), e46701

<https://doi.org/10.15252/embr.201846701>.

110. **Tanaka, M., Kataoka, T., Nihei, Y. (2023).** An analytical approach to confidence interval estimation of river microplastic sampling. *Environmental Pollution*, 335, 122310.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122310>

111. **Tatone, L. M., Bilos, C., Skorupka, C. N., Colombo, J. C. (2015).** Trace metal behavior along fluvio-marine gradients in the Samborombón Bay, outer Río de la Plata estuary, Argentina. *Continental Shelf Research*, 96, 27-33.

<https://doi.org/10.1016/j.csr.2015.01.007>

112. **Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D. R., Barlaz, M. A., Jonsson, S., Björn, A., ... Takada, H. (2009).** Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical transactions of the royal society B: biological sciences*, 364(1526), 2027-2045.

<https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0284>

113. **Uy, C. A., Johnson, D. W. (2022).** Effects of microplastics on the feeding rates of larvae of a coastal fish: direct consumption, trophic transfer, and effects on growth and survival. *Marine Biology*, 169(2), 27.

<https://doi.org/10.1007/s00227-021-04010-x>

114. **Vázquez-Rowe, I., Ita-Nagy, D., Kahhat, R. (2021).** Microplastics in fisheries and aquaculture: Implications to food sustainability and safety. *Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry*, 29, 100464.
<https://doi.org/10.1016/j.cogsc.2021.100464>
115. **Vidal, L., Sandoval, A. E. M., Duque, G. (2021).** Incremento de la contaminación por microplásticos en aguas superficiales de la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 50(2), 113-132.
<https://boletin.invermar.org.co/ojs/index.php/boletin/article/view/1032>
116. **Villarrubia-Gómez, P., Cornell, S. E., Fabres, J. (2018).** Marine plastic pollution as a planetary boundary threat–The drifting piece in the sustainability puzzle. *Marine policy*, 96, 213-220.
<https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.11.035>
117. **Vroom, R. J., Koelmans, A. A., Besseling, E., Halsband, C. (2017).** Aging of microplastics promotes their ingestion by marine zooplankton. *Environmental pollution*, 231, 987-996.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.08.088>
118. **Walkinshaw, C., Lindeque, P. K., Thompson, R., Tolhurst, T., Cole, M. (2020).** Microplastics and seafood: lower trophic organisms at highest risk of contamination. *Ecotoxicology and environmental safety*, 190, 110066.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.110066>
119. **Witczak, A., Przedpelska, L., Pokorska-Niewiada, K., Cybulski, J. (2024).** Microplastics as a threat to aquatic ecosystems and human health. *Toxics*, 12(8), 571.
<https://doi.org/10.3390/toxics12080571>
120. **Wootton, N., Reis-Santos, P., Gillanders, B. M. (2021).** Microplastic in fish—a global synthesis. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 31(4), 753-771.
<https://doi.org/10.1007/s11160-021-09684-6>
121. **Wright, S. L., Thompson, R. C., Galloway, T. S. (2013).** The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review. *Environmental pollution*, 178, 483-492.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>

122. **Xue, B., Zhang, L., Li, R., Wang, Y., Guo, J., Yu, K., Wang, S. (2020).** Underestimated microplastic pollution derived from fishery activities and “hidden” in deep sediment. *Environmental science & technology*, 54(4), 2210-2217.
123. **Yokota, K., Waterfield, H., Hastings, C., Davidson, E., Kwietniewski, E., Wells, B. (2017).** Finding the missing piece of the aquatic plastic pollution puzzle: interaction between primary producers and microplastics. *Limnology and Oceanography Letters*, 2(4), 91-104.
<https://doi.org/10.1002/lol2.10040>
124. **Yonkos, L. T., Friedel, E. A., Perez-Reyes, A. C., Ghosal, S., Arthur, C. D. (2014).** Microplastics in four estuarine rivers in the Chesapeake Bay, USA. *Environmental science & technology*, 48(24), 14195-14202.
125. **Zhang, E., Kim, M., Rueda, L., Rochman, C., VanWormer, E., Moore, J., Shapiro, K. (2022).** Association of zoonotic protozoan parasites with microplastics in seawater and implications for human and wildlife health. *Scientific reports*, 12(1), 6532.
<https://doi.org/10.1038/s41598-022-10485-5>
126. **Zhang, B., Wu, Q., Gao, S., Ruan, Y., Qi, G., Guo, K., Zeng, J. (2023).** Distribution and removal mechanism of microplastics in urban wastewater plants systems via different processes. *Environmental Pollution*, 320, 121076.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121076>
127. **Zhao, S., Zhu, L., Wang, T., Li, D. (2014).** Suspended microplastics in the surface water of the Yangtze Estuary System, China: first observations on occurrence, distribution. *Marine pollution bulletin*, 86(1-2), 562-568.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.032>
128. **Zhou, H., Zhou, L., Ma, K. (2020).** Microfiber from textile dyeing and printing wastewater of a typical industrial park in China: Occurrence, removal and release. *Science of the Total Environment*, 739, 140329.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140329>

129. **Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A., Smith, G. M. (2009).**

Zero-truncated and zero-inflated models for count data. In Mixed effects models and extensions in ecology with R (pp. 261-293). New York, NY: Springer New York.

https://doi.org/10.1007/978-0-387-87458-6_11

5.7 Trabajos asociados al capítulo

Di Mauro P. R., [Alves N. M.](#), Rodriguez J., Sobrero L., Chiesa I. L., Allega L., Antaccli J., Hozbor C., Diaz M. V., Schiariti A. (2025). Marine textile pollution: exploring the presence of anthropogenic microfibers in waters of the Southwestern Atlantic Ocean. *Environmental Science and Pollution Research*. En prensa.

Cohen S.*, [Alves N. M.*](#), Di Mauro R. P., Macchi G. J., Diaz M. V. (2025). Parada en boxes: nutrición, microfibras y estrés en juveniles de corvina rubia en la Bahía Samborombón. Póster. VI Workshop de Fisiología Ecológica y del Comportamiento, Chascomús, Argentina.

[Alves N. M.*](#), Rodriguez J., Temperoni B., Braverman M. S., Diaz M. V., Di Mauro R. P. (2025). Dime qué comes y te diré cómo creces: impacto de las microfibras antropogénicas en la condición nutricional de primeros estadios de vida de peces de interés comercial. Póster. VI Workshop de Fisiología Ecológica y del Comportamiento, Chascomús, Argentina.

Di Mauro R., Pastore J. I., Rodriguez J. S., [Alves N. M.](#), Rodriguez J., Diaz M. V. (2025). Fiber Features, free dedicated software for the automatic characterization of anthropogenic microfibers from environmental samples. En preparación.

[Alves N. M.](#), Rodriguez J. S., Di Mauro R., Rodriguez J. S., Maldonado D., Braverman M. S., Temperoni B., Diaz M. V. (2024). Like noodles in a soup: Anthropogenic microfibers are being ingested by juvenile fish in nursery grounds of the Southwestern Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 202, 116368. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116368>

Rodriguez J. S., [Alves N. M.](#), Pastore J. I., Diaz M. V. (2024). Software Fiber Features: segmentación, medición y caracterización automática de microfibras. Informe de investigación INIDEP.

[Alves N. M.](#), Rodriguez J., Temperoni B., Braverman M. S., Diaz M. V., Di Mauro R. (2024). Ingestión de microfibras en juveniles de *Micropogonias furnieri* en el Atlántico sudoccidental: ¿una potencial amenaza para el reclutamiento? Póster presentado en SIBECORP, Portugal.

[Alves N. M.](#), Pastore J. I., Diaz M. V., Rodriguez J. S., Di Mauro R. (2023). Trabajo colaborativo para la optimización del procesamiento digital de imágenes de microplásticos: un camino hacia la automatización. Informe de actividad INIDEP.

Alves N. M., Rodriguez J. S., Temperoni B., Braverman M. S., Diaz M. V., Di Mauro R. (2023). Detección de partículas antropogénicas en juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en la Bahía Samborombón. Informe de investigación INIDEP.

Braverman M. S., Alves N. M., Diaz M. V. (2023). Charlas de divulgación sobre “El INIDEP en la Bahía Samborombón, estudiando los juveniles de corvina y los efectos de los (micro)plásticos”. Informe de comisión INIDEP.

CAPÍTULO V

Anexo

"Donde la ciencia afina su mirada"

A5.1 Controles ambientales

Para evitar posibles fuentes de contaminación, el procedimiento de búsqueda de partículas antropogénicas comenzó con una limpieza exhaustiva del área de trabajo. Se utilizó un guardapolvo de algodón de alta calidad y todas las herramientas a emplear, como pinzas, agujas y pipetas, se enjuagaron sistemáticamente en etanol al 70% y se mantuvieron en un contenedor bajo la campana de flujo laminar durante todo el procedimiento.

La inspección de los tractos gastrointestinales se realizó bajo un estereoscopio binocular con fuente de luz el cual se colocó bajo la campana de flujo laminar. Antes de su uso, se limpió y desinfectó con etanol al 70% y luego se dejó cerrado durante aproximadamente treinta minutos.

Los controles ambientales para el contenido de los tractos gastrointestinales se realizaron diariamente dentro y fuera de la campana de flujo laminar. Para ello, se colocó en el área de trabajo, bajo la campana de flujo laminar, una placa de Petri (90 mm × 15 mm) que contenía una membrana de nitrato de celulosa (Sartorius®, 47 mm Ø, 0,7 µm) impregnada en agua destilada filtrada, permaneciendo allí durante toda la jornada. Otra placa de Petri se ubicó fuera de la campana de flujo laminar. Estas placas fueron rotuladas con la fecha y la duración de la exposición.

Para contemplar la posible contaminación por partículas antropogénicas aéreas provenientes del ambiente del laboratorio durante el proceso de filtrado del agua, se realizaron blancos de procedimiento filtrando 1 L de agua destilada desionizada, simulando el procedimiento de las muestras. Es importante señalar que el agua destilada se utilizó únicamente para enjuagues y no se añadió en ningún caso a las muestras.

A5.2 Protocolo para la extracción de partículas antropogénicas en tractos gastrointestinales

Este protocolo fue específicamente desarrollado y probado para el análisis de tractos gastrointestinales de juveniles de corvina rubia, con un rango de longitud total de 9 cm a 33 cm. El tamaño del tracto gastrointestinal de estos organismos es fácilmente manejable bajo magnificación binocular. Se siguieron los siguientes pasos:

1. Cada tracto gastrointestinal fue colocado cuidadosamente en un sobre de papel aluminio rotulado individualmente.

2. El sobre se abrió bajo un estereoscopio dentro de una campana de flujo laminar para mantener un ambiente controlado.
3. Se lo retiró del sobre y se transfirió a una placa de Petri (90 mm × 15 mm) previamente limpiada y desinfectada, impregnada con etanol al 70%.
4. Se añadió agua destilada filtrada a la placa de Petri (90 mm × 15 mm) y se dejó reposar durante dos minutos.
5. El líquido y la superficie del tracto se examinaron bajo el estereoscopio para identificar y retirar cualquier partícula antropogénica adherida, tales como microfibras o fragmentos (no se cuantificaron como parte de la muestra).
6. Una vez retirados todas las partículas antropogénicas visibles, se abrió el tracto gastrointestinal utilizando tijeras y pinzas previamente limpiadas y desinfectadas con etanol al 70%.
7. Se extrajo todo el contenido (alimento, parásitos) y se dejó reposar durante dos minutos.
8. El contenido fue examinado exhaustivamente en busca de partículas antropogénicas.
9. En caso de hallarse partículas antropogénicas, estas se recolectaron con una pipeta de vidrio y se transfirieron a un tubo de ensayo previamente rotulado.
10. La presencia de partículas antropogénicas se registró en un cuaderno de trabajo para su posterior análisis y documentación.

Filtrado de las muestras

Para procesar las muestras de partículas antropogénicas encontradas, se siguieron los siguientes pasos:

1. Se asignó un día específico para el filtrado, que se llevó a cabo bajo una campana de flujo laminar previamente limpiada y desinfectada con etanol al 70%.
2. El agua destilada filtrada se filtró con la ayuda de una bomba de vacío XZ-1B conectada a un matraz Erlenmeyer con un vaso de vidrio. Se colocó una membrana de nitrato de celulosa (Sartorius®, 47 mm Ø, 0,7 µm) en el sistema de filtración. Esta membrana se retiró y colocó en una placa de Petri (90 mm × 15 mm) para su análisis posterior bajo estereoscopio. Esta placa de Petri funcionó como control del proceso de filtración.
3. Para optimizar el uso de los filtros, se agruparon 20 muestras de tubos de ensayo provenientes de individuos de la misma edad y estación fija de muestreo en un contenedor previamente limpiado y desinfectado con etanol al 70%. Si fue necesario, la muestra se llevó a un volumen final de 50 ml con agua destilada doblemente filtrada. El contenido del tubo de ensayo se pipeteó en el vaso, y el tubo se enjuagó tres veces con agua destilada doblemente filtrada para asegurar la recuperación total de las partículas adheridas a las paredes.
4. El dispositivo de filtración se rearmó para cada muestra filtrada. La muestra se vertió en el centro del vaso del sistema de vacío (asegurando que no quedaran residuos en las paredes del tubo) y se realizó la filtración.
5. La membrana de nitrato de celulosa (Sartorius®, 47 mm Ø, 0,7 µm) se transfirió cuidadosamente a una placa de Petri pre-rotulada (90 mm × 15 mm), utilizando códigos de color: azul para individuos < 12 cm de longitud total, violeta para individuos con longitudes de entre 16 – 25 cm y verde para individuos >26, especificando la estación fija en cada etiqueta.
6. Estas muestras se analizaron posteriormente bajo el estereoscopio para identificar y caracterizar las partículas antropogénicas.

A5.3 Fotografía y medición de microfibras antropogénicas

Protocolo para fotografías

Para la caracterización de las microfibras retenidas en la membrana de nitrato de celulosa, cada placa de Petri se colocó bajo un estereoscopio Leica S8 APO y se fotografió con la ayuda de una cámara digital de 16 megapíxeles acoplada al mismo. El procedimiento de visualización se basó en dividir la placa de Petri en cuatro cuadrantes para controlar la posición de la membrana de nitrato de celulosa en el campo visual y abarcar la totalidad de la superficie de la membrana. Los cuadrantes se inspeccionaron en sentido horario, del número 1 al número 4 (Figura 5.A1).

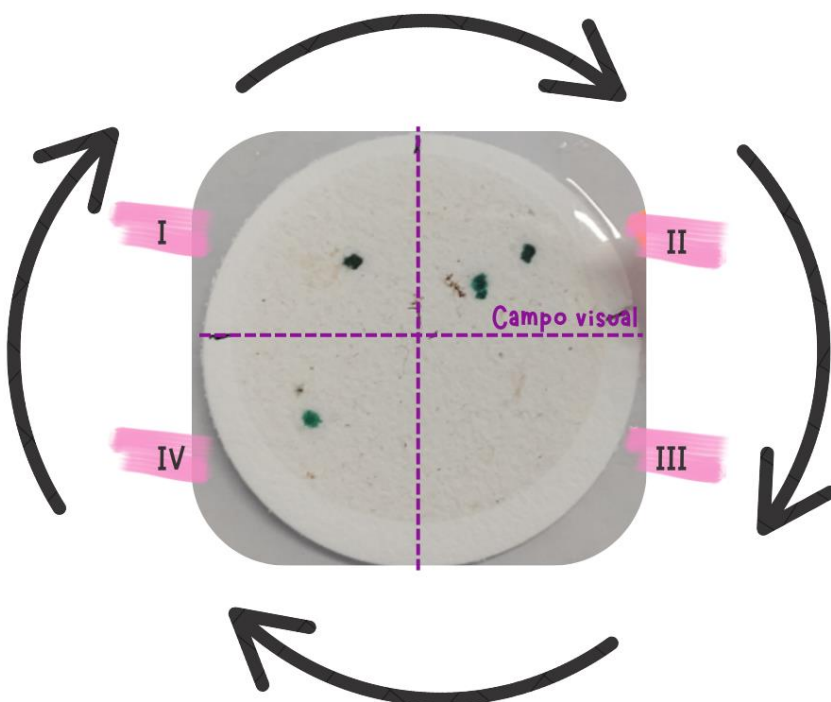


Figura 5. A1. Placa de Petri que muestra los cuatro cuadrantes establecidos y el orden de observación. El campo visual para el análisis de partículas antropogénicas está marcado con líneas punteadas.

Para asegurar la correcta asignación del color a las fibras, las características físicas de cada partícula fueron registradas en un cuaderno de trabajo. Todas las imágenes fueron tomadas con escala.

Todas las mediciones de las microfibras se realizaron utilizando el software ImageJ (Figura 5.A2).

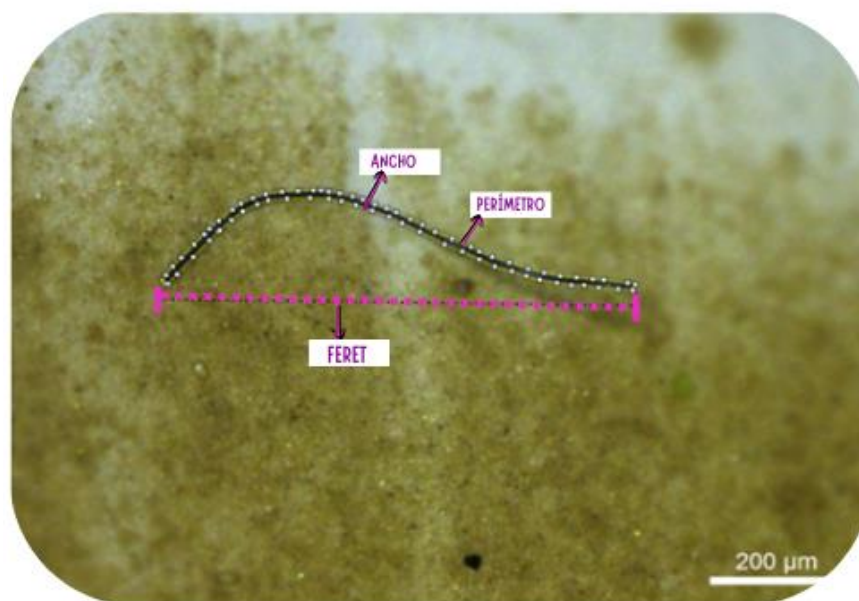


Figura 5.A2. Método de medición utilizando ImageJ. El área de sección transversal (SA), medida en la parte más preservada de la fibra, se marcó con una línea roja y fue calculada automáticamente por el software, al igual que el diámetro de Feret (FD) (que representa la longitud del objeto) y el perímetro (Pe).

A5. 4 Modelo Lineal Generalizado Mixto (GLMM)

Para evaluar los efectos de las variables intrínsecas y extrínsecas sobre la ingestión de microfibras, se ajustó un GLMM con distribución binomial negativa inflada en ceros y enlace logarítmico. Las covariables fijas incluyeron la temperatura de fondo, la longitud total de los juveniles y la zona de la bahía, mientras que la estación fija de muestreo se incorporó como intercepto aleatorio para contemplar la dependencia espacial de las observaciones.

Los diagnósticos de residuos mostraron un adecuado cumplimiento de los supuestos estadísticos (Figura 5.A3), sin evidencias de sobre-dispersión, valores atípicos influyentes o desviaciones marcadas respecto de la distribución esperada. El histograma de valores simulados y la prueba de Kolmogorov-Smirnov confirmaron un ajuste satisfactorio del modelo, con una estructura residual consistente con la especificación asumida. En consecuencia, este modelo se consideró apropiado para capturar simultáneamente la influencia de factores ambientales (temperatura de fondo, zona) y biológicos (longitud total) sobre la ingestión de fibras, permitiendo además controlar la variación no explicada asociada a las estaciones fijas de muestreo.

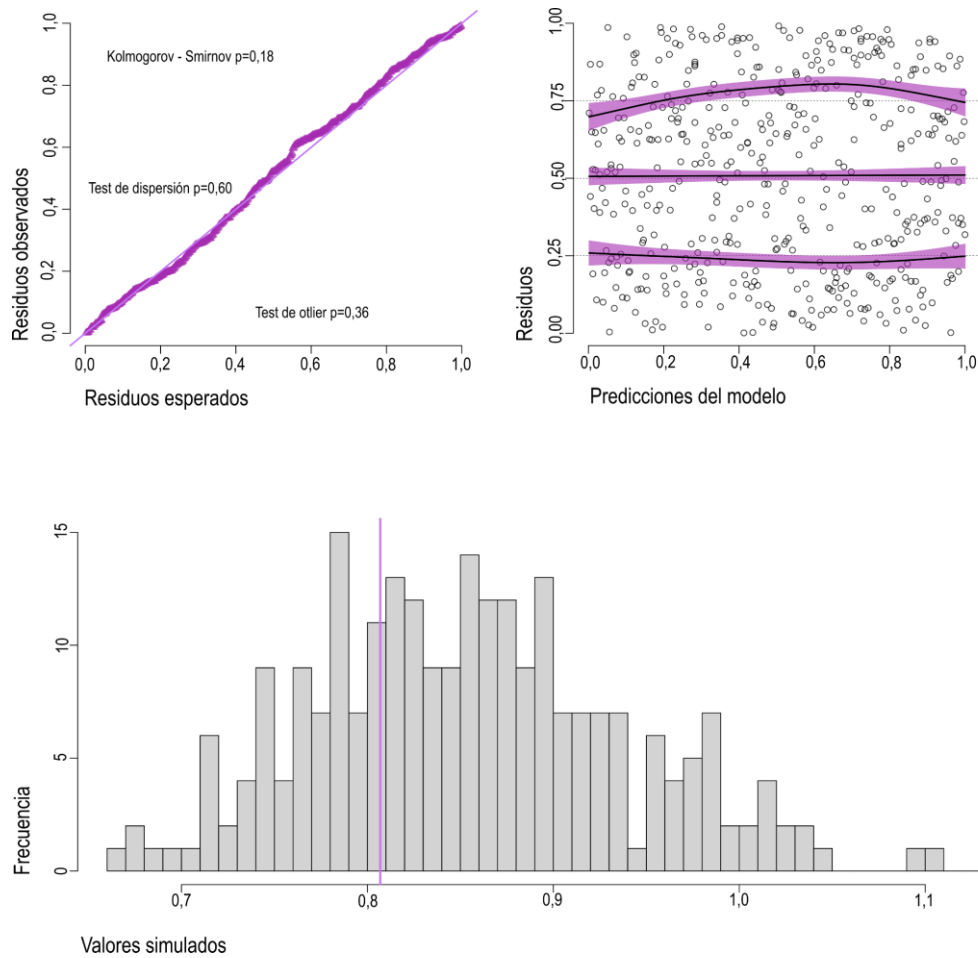


Figura 5. A3. Diagnóstico del ajuste del modelo mixto para número de microfibras antropogénicas en tractos gastrointestinales de juveniles de corvina rubia en la Bahía Samborombón.

CAPÍTULO V

BONUS TRACK!

Uno de los principales obstáculos que debí enfrentar en este capítulo de la tesis fue la medición manual de las partículas antropogénicas halladas tanto en los tractos gastrointestinales como en el agua. Esta tarea resultaba tediosa y demandaba un volumen considerable de tiempo, que muchas veces sentía podría destinar a otras actividades igualmente relevantes, como la redacción de artículos, la revisión de bibliografía o el procesamiento de material. La buena noticia es que, frente a esta dificultad, surgió también una oportunidad: de esa experiencia nació el desarrollo del *software Fiber figures (FF)*.

Aquí vamos..

La caracterización de las microfibras, tanto en muestras de agua como en tractos gastrointestinales, resulta indispensable para evaluar su biodisponibilidad en el ambiente marino (Botterell et al., 2019). No obstante, las mediciones a escala microscópica demandan un considerable esfuerzo del operador, especialmente cuando es necesario registrar múltiples dimensiones para cada partícula. En este contexto, el empleo de técnicas de procesamiento digital de imágenes y de medición automática constituye una herramienta valiosa para obtener parámetros morfométricos con mayor rapidez, precisión y consistencia. El uso de imágenes digitales y sistemas de medición automatizada ha demostrado ser eficaz en el monitoreo de microplásticos en playas, a través de su digitalización con escáneres, aunque con el objetivo de caracterizar partículas de más de 1 mm de diámetro, excluyendo así a las microfibras (Gauci et al., 2019; Lorenzo Navarro et al., 2020). Otros incluyen las mediciones automáticas de partículas menores a 1 mm de diámetro, pero utilizando equipos costosos, como en Hufnagl (2022). Si bien la mayoría de los estudios reportan el tamaño de las microfibras analizadas, no existe todavía una metodología estándar que contemple la cantidad de parámetros necesarios para describirlas en el ambiente marino (Liu et al., 2021).

Teniendo esto en mente, con el fin de agilizar estas tareas, se avanzó en automatizar este proceso a partir de un trabajo colaborativo entre el INIDEP y el Dr Juan Ignacio Pastore del Laboratorio de Instrumentación Virtual y Robótica Aplicada (LIVRA-ICYTE).. De este trabajo conjunto surgió un valioso producto, el software FF, desarrollado para realizar la segmentación, medición automática y caracterización de microfibras antropogénicas, a partir de imágenes digitales capturadas en el estereomicroscopio.

El software posee dos grandes ventajas, en primer lugar, optimizar el tiempo de procesamiento de las imágenes, realizando la segmentación y medición automática y, en segundo lugar, estandarizar la medición de los parámetros morfométricos eliminando el sesgo por operador y las posibles discrepancias entre múltiples operadores. Además, proporciona una caracterización objetiva del envejecimiento de la microfibras a partir del desarrollo de una metodología y un indicador asociado a la serie de anchos medidos a lo largo de toda la microfibras.

¿Cómo lo hicimos?

Para el diseño del software FF se utilizó la base de datos de imágenes digitales de microfibras antropogénicas halladas en el tracto gastrointestinal de juveniles de corvina rubia. Dichas fibras fueron previamente caracterizadas y medidas de manera manual mediante el programa ImageJ, conformando la base de datos utilizada en este **CAPÍTULO V**.

El software FF fue desarrollado para simplificar el análisis de microfibras, permitiendo segmentarlas y estimar distintos parámetros que describen su morfología. Se basa en algoritmos que combinan técnicas de Procesamiento Digital de Imágenes con operadores de Morfología Matemática y geodésicos, integrados en una interfaz de uso sencillo y accesible.

Este programa, diseñado con un propósito específico, no solo agiliza el registro automático de la forma y el tamaño de las microfibras, sino que también facilita la obtención y organización de múltiples medidas. Entre las cuantitativas, se incluyen la longitud, el ancho (mínimo, máximo, promedio y coeficiente de variación), el área y el perímetro; mientras que entre las cualitativas se contemplan atributos como el color y el grado de envejecimiento radial.

Además, a través de un checkbox en la interfaz gráfica de usuario, es posible realizar una clasificación de las microfibras, a partir del conocimiento experto, según si se encuentran plegadas, desteñidas o desmechadas, permitiendo al usuario documentar estas características de manera rápida y eficiente.

Conceptos teóricos

Uno de los mayores desafíos de este trabajo fue traducir al “*lenguaje matemático*” el conocimiento biológico adquirido durante el proceso de medición, fibra por fibra, experiencia que constituyó en sí misma una instancia de aprendizaje. Al mismo tiempo, fue necesario reconocer las limitaciones de ese método manual y proyectar posibles mejoras que el software podría ofrecer para optimizar y ampliar dichas mediciones.

Cálculo de la longitud y el ancho de las microfibras antropogénicas

Para conocer la función de distribución de la longitud de las microfibras antropogénicas es necesario definir una medida que permita cuantificar esta característica con precisión y que además sea suficientemente general. De *manera informal*, en este trabajo definimos la longitud de una microfibra como la *distancia geodésica medida entre sus dos extremos*, restringida al esqueleto topológico de la misma.

Si quisiéramos darle definición matemática necesitamos tener presentes algunos conceptos teóricos...

Esqueleto topológico

En el análisis morfológico de formas, el esqueleto topológico es una representación simplificada y delgada de la misma, que conserva su estructura básica y es equidistante a los bordes de la forma original. Este, suele enfatizar las propiedades geométricas y topológicas de la forma, como su conectividad, topología, longitud, dirección y ancho. Calabi (1965) propuso una definición formal de esqueletos tanto en el caso discreto como en el continuo y se basa en el concepto de bolas maximales.

Una bola $B(x, r)$ con centro x y radio r , $r > 0$, es el conjunto de puntos que distan del centro una distancia menor a r . La bola B incluida en el conjunto X se dice que es maximal si y sólo si no existe una bola más grande incluida en X que contenga B (Figura 5.B1), es decir

$$\forall B^* \text{ ball, } B \subseteq B^* \subseteq X \Rightarrow B^* = B$$

El esqueleto $Sk(X)$ de la forma X es el conjunto formado por los centros de sus bolas maximales. Formalmente,

$$Sk(X) = \{ x \in X : B(x,r) \text{ es bola maximal de } X \}$$

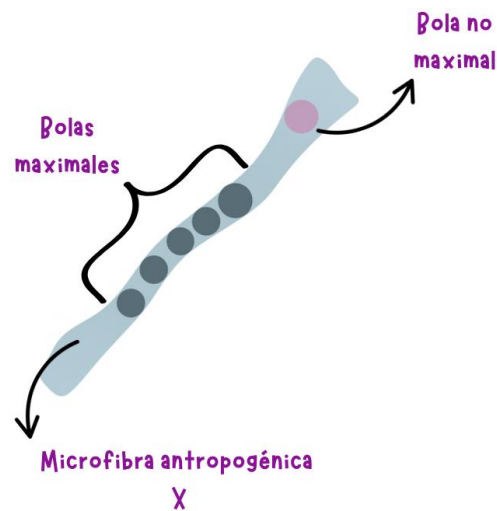


Figura 5.B1. Concepto de bola maximal en el análisis de formas.

Distancia geodésica

Sea $X : \mathbb{Z}^2 \rightarrow \{0,1\}$ una imagen binaria y X un objeto o forma. Definimos la distancia geodésica d^{Geod}_X entre dos puntos p y q de X como el ínfimo de las longitudes de los lazos que unen p con q en X , si tales lazos existen (Lantuéjoul y Maisonneuve, 1984):

$$d^{Geod}_X(p,q) = \inf\{l(C_{p,q})\}$$

donde $l(C_{p,q})$ es la longitud de los lazos que unen a p con q en X . Si no existe tal lazo, se define: $d^{Geod}_X(p,q) = \infty$ (Figura 5.B2)

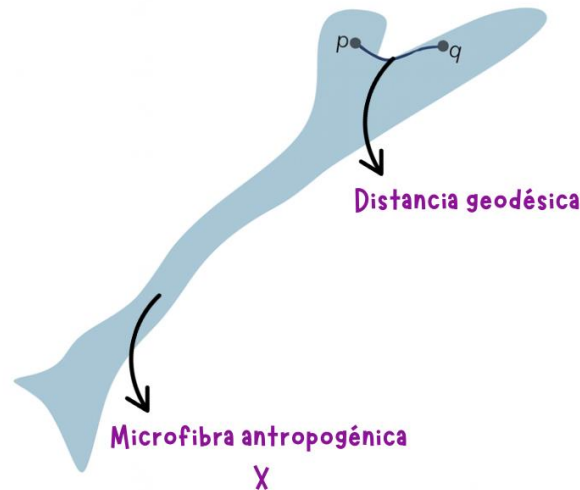


Figura 5.B2.Concepto de distancia geodésica.

Distancia geodésica esquelética

A partir de las dos definiciones previas surge naturalmente la definición de *distancia geodésica esquelética* entre los puntos p y q del esqueleto de un objeto A como la longitud del camino más corto entre estos puntos que pasa por el esqueleto.

$$d^{\text{Geod}}_{\text{SK}(A)}(p,q) = \inf \{l(C_{p,q})\}$$

De la definición de esqueleto topológico, es sencillo demostrar que el conjunto de radios que lo conforman está definido de manera única (Mestetskiy 2015). *De esta forma, el ancho de las microfibras antropogénicas en toda su longitud queda definido de manera única y robusta a partir del conjunto de diámetros* de las bolas maximales sobre el arco geodésico que determina la longitud de las microfibras:

$$A(X) = \{2R > 0 : B(x,r) \text{ maximal ball of } X\}$$

Las definiciones de longitud y ancho poseen tres importantes ventajas:

- 1) Son generales, ya que son aplicables a objetos de cualquier forma
- 2) Son robustas, es decir, pequeñas deformaciones del objeto no modifican repentinamente sus valores
- 3) Son operativas, es decir, son fácilmente implementadas en algoritmos.

Hablando claro... la longitud de las microfibras ya no sería a través del perímetro y una fórmula, sino que se mediría el camino recorrido entre dos puntos de la misma. En cuanto al ancho, se abandonaría la medición de la parte más conservada de la misma, sino que se medirían todos los anchos a lo largo del esqueleto de la microfibra obteniendo un valor promedio de la misma.

Indicador de envejecimiento radial

A partir de las distribuciones de frecuencias de los coeficientes de variación (CV) de los anchos a lo largo de las microfibras y su clasificación original en menor envejecimiento o mayor envejecimiento, se determinó el valor crítico a partir del punto de corte óptimo, el cual permitió diferenciar las categorías (MENOR ENVEJECIMIENTO/MAYOR ENVEJECIMIENTO). Este valor crítico resulta fundamental para distinguir entre dos categorías dentro de un conjunto de datos que, debido a su exposición en la naturaleza, pueden presentar cierto grado de envejecimiento intrínseco.

Esta estimación no paramétrica utilizada para distribuciones empíricas se obtuvo a partir de la curva de característica operativa del receptor (ROC) y el índice de Youden, metodología utilizada comúnmente en investigaciones del área biomédica (Schisterman 2005). Se analizó, además, por remuestreo (simulaciones=100.000, subconjuntos de tamaño aleatorio), la variabilidad en la estimación del valor crítico.

Se diseñó un criterio de envejecimiento radial de la siguiente manera: si el valor del CV de los anchos a lo largo de las microfibras, estimado a partir del software FF, resulta menor al valor crítico estimado a partir de la metodología descrita anteriormente, se asigna la categoría “MENOR ENVEJECIMIENTO”; de lo contrario se asigna la categoría “MAYOR

ENVEJECIMIENTO”. Cabe destacar que se encuentra disponible el script de R para que cada usuario asigne su CV crítico.

Interfaz de usuario, parámetros de salida del software y performance

La interfaz gráfica de usuario (GUI del inglés Graphical User Interface) del software *FF* es intuitiva y su uso no requiere capacitación. La navegación es clara y lógica, con menús desplegables y checkbox bien organizados que permiten al usuario encontrar rápidamente las funciones y opciones que necesita. Una vez inicializado el software es posible cargar la imagen a procesar y a continuación se realizan una serie de etapas hasta obtener la caracterización total de la microfibras.

Etapa 1: se convierte la imagen original a una imagen binaria. Al cargar la imagen original a procesar, por defecto se presenta al usuario una imagen binaria obtenida automáticamente a partir del método de umbralamiento otsu (Huang y Chau 2008), dando, además, la posibilidad al usuario de ajustar el umbral a partir de la interfaz gráfica.

Etapa 2: se determina el esqueleto topológico por bolas maximales de la microfibras para obtener una representación central de la misma.

Etapa 3: se determina el conjunto de endpoint del esqueleto y se determina la longitud de la microfibras como la máxima distancia geodésica entre el conjunto de distancias tomadas dos a dos.

Etapa 4: se guardan los datos en memoria. Al finalizar el procesamiento, el software genera y almacena un archivo, en formato Excel, donde se registran los valores de cada una de las categorías determinadas durante el procesamiento: nombre de la imagen, referencia de unidades, caracterización del operador (color, plegada, desteñida, desmechada). Además, se registran las variables estimadas de manera automática por *FF*: área, perímetro, longitud, ancho promedio, desvío estándar, cuartiles y coeficiente de variación de la serie de anchos a lo largo de la microfibras y determinación del envejecimiento radial. Complementariamente, genera una representación gráfica de los diámetros de las bolas maximales que determinan el esqueleto geodésico y un boxplot de la distribución de estos diámetros, los cuales se encuentran asociados a la determinación del ancho de la microfibras.

¿Es realmente una mejora?...

Para analizar la performance del software propuesto se seleccionó un conjunto de 118 imágenes de microfibras y se compararon las mediciones de longitud, ancho y caracterización de envejecimiento con las determinadas manualmente. Además, se resumen características clave para comparar las dos metodologías utilizadas para procesar las imágenes de microfibras (manual y automática a partir de FF): segmentación, medición asistida, medición automática, caracterización y tiempo. El análisis y el procedimiento de remuestreo se implementó en el entorno de programación R (R Core Team 2019).

Veamos los resultados

A partir de la base de datos (n=1004 microfibras), se realizó la interfaz gráfica del software *FF*, la misma se presenta en la Figura 5.B3 donde se muestra el proceso de caracterización automática de las microfibras en la Figura 5.B4.

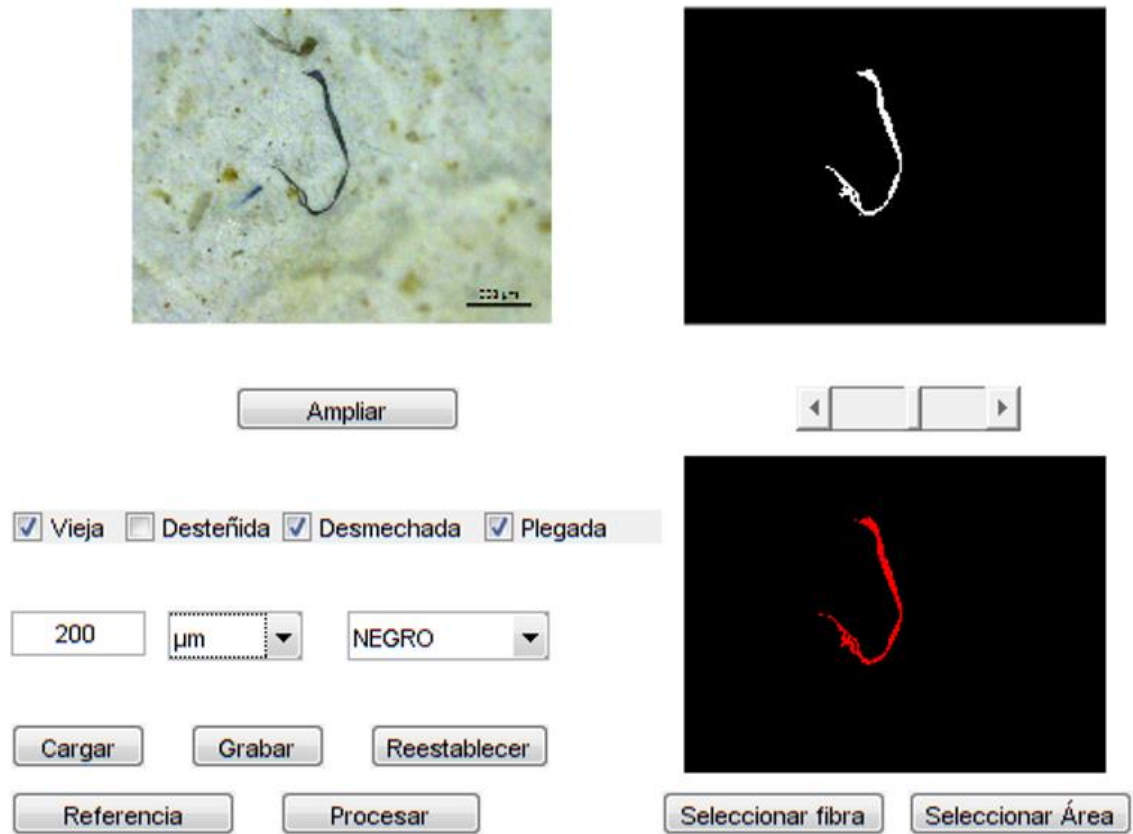


Figura 5.B3. Interfaz gráfica del *software* Fiber Features (FF).

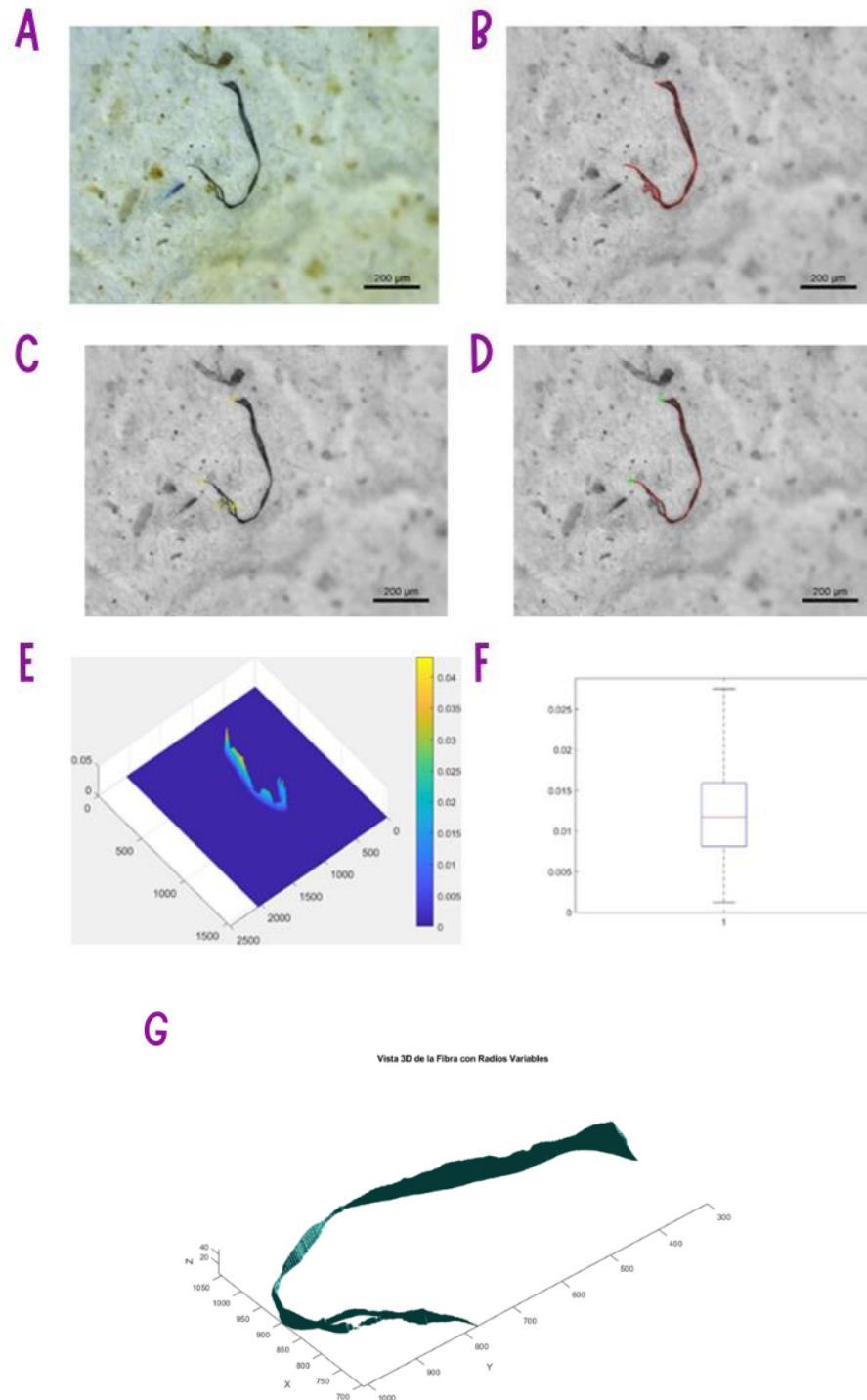


Figura 5.B4. Ejemplo de medición y caracterización de una microfibra a partir del software Fiber Features: (a) imagen original, (b) perímetro y esqueleto topológico, (c) endpoint sobre los que se mide la longitud de la microfibra, (d) arco esquelético, (e) representación gráfica de los diámetros de las bolas maximales que determinan el esqueleto geodésico, (f) boxplot de la distribución de diámetros, los cuales se encuentran asociados a la determinación del ancho de la microfibra y (g) visualización tridimensional de la microfibra.

Performance de FF

Para analizar la performance del software *FF* se realizó la comparación de las determinaciones automáticas de la longitud y ancho de las microfibras con las mediciones realizadas manualmente (Figura 5.B5). Las diferencias medias observadas en la determinación de la longitud fueron de 1,6% y en lo que respecta el ancho de 0,2%. Además, en relación a la caracterización del envejecimiento de las microfibras, se estimó un valor crítico de 0,34 para el Indicador de envejecimiento radial y se observó un 61% de coincidencia para el total de las imágenes analizadas. La detección de las microfibras categorizadas como viejas a partir de *FF* reveló un 100% de coincidencia y un 57% de las categorizadas como nuevas (Tabla 5.B1).

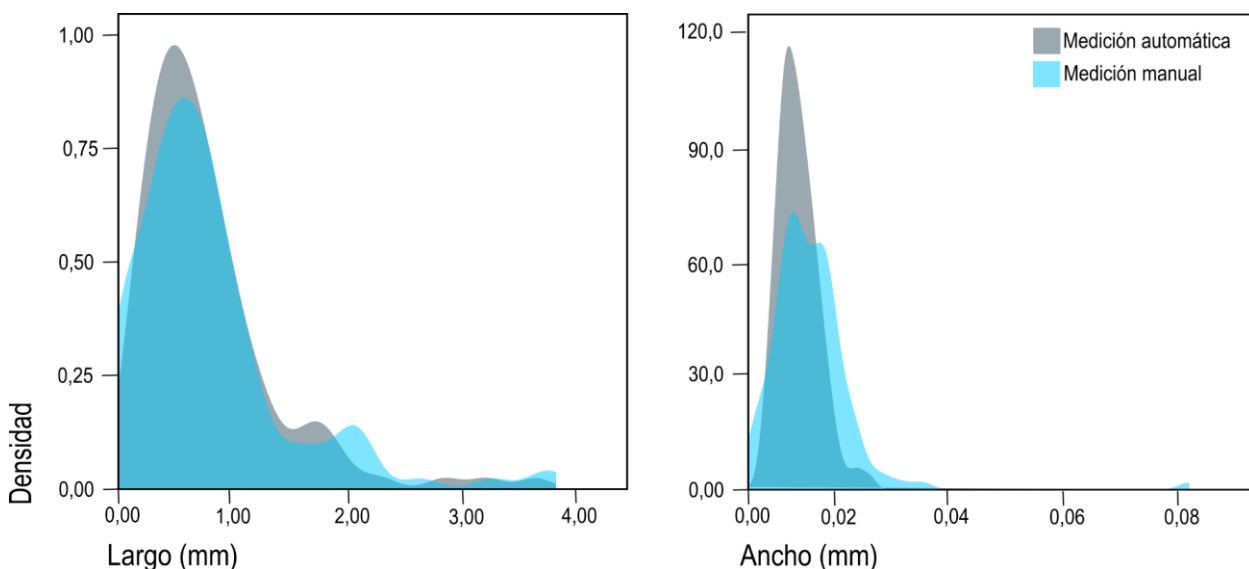


Figura 5.B5. Diferencias observadas entre las determinaciones manuales y las obtenidas automáticamente a partir del software *FF* de la longitud y el ancho de las microfibras.

Tabla 5.B1. Porcentaje de coincidencia en la caracterización de envejecimiento de las microfibras (MENOR ENVEJECIMIENTO/MAYOR ENVEJECIMIENTO).

<i>Coincidencia</i>	<i>Todos las imágenes</i>	<i>Imágenes sin nudo o torsión</i>
TODAS		
NO	46	41
SI	72	69
TOTAL	118	110
%	61	63
NUEVAS		
NO	46	41
SI	62	60
TOTAL	108	101
%	57	59
VIEJAS		
NO	0	0
SI	10	9
TOTAL	10	9
%	100	100

Se evaluaron cinco características clave para comparar las dos metodologías utilizadas para procesar las imágenes de microfibras, manual y automática a partir de *FF*: segmentación, medición asistida, medición automática, caracterización y tiempo (Tabla 5. B2). El tiempo promedio de procesamiento manual para el operador 1 fue de 79,8 segundos y de 184,2 segundos para el operador 2, mientras que el tiempo de procesamiento usando *FF* fue de 34,83 segundos.

Tabla 5.B2. Comparación de las características de la determinación manual y automática a partir de *Fiber Features*, observadas en el análisis de imágenes de microfibras antropogénicas.

Procesamiento	Segmentación	Medición asistida	Medición automática	Caracterización	Tiempo
<i>Manual</i>	X	✓	X	X	X
<i>Fiber Features</i>	✓	✓	✓	✓	✓

En resumen...

El desarrollo del software *FF* presenta múltiples aplicaciones que impactan significativamente en diversas áreas.

- *FF* ofrece la oportunidad de automatizar tareas previamente realizadas de manera manual, lo que resulta especialmente valioso en el análisis de imágenes, dada la gran cantidad de material con el que se trabaja.
- La medición manual tiene varias desventajas, como la dependencia de la experiencia del investigador y el desgaste físico y mental provocado por tareas repetitivas, lo que puede comprometer la calidad de los resultados a lo largo del tiempo. *FF* no solo reduce los errores humanos asociados a la subjetividad, distracciones o fatiga, sino que también proporciona capacidades avanzadas, incluyendo segmentación y mediciones automáticas, lo que permite un análisis más eficiente y preciso en comparación con los métodos manuales.
- *FF* acelera el proceso de caracterización y reduce de forma significativa el tiempo de procesamiento de imágenes, ya que prácticamente no requiere intervención manual.

Como resultado, *FF* se posiciona como una herramienta superior en múltiples aspectos, garantizando mayor precisión y consistencia en los resultados. El software desarrollado también permite realizar análisis más detallados y precisos. Uno de los avances más importantes en comparación con los métodos manuales es la **eliminación de la medición cualitativa del envejecimiento**, reemplazándola por una caracterización objetiva mediante el

desarrollo de un indicador de envejecimiento diametral, basado en la serie de anchos medidos a lo largo de toda la partícula. Para utilizar esta funcionalidad con bases de datos propias, solo se requiere *calibrar el parámetro de estimación del indicador de envejecimiento radial*.

Estos avances no solo optimizan la productividad y mejoran la precisión y capacidad de análisis, sino que también *estandarizan los métodos de medición*, liberando tiempo y recursos para que los investigadores puedan concentrarse en tareas más complejas y creativas en el análisis de los resultados generados por *FF*.

En el ámbito del procesamiento digital de imágenes, *FF* contribuye al desarrollo de herramientas innovadoras y versátiles, aplicables a una *amplia variedad de imágenes biológicas*.

A futuro, se prevén importantes mejoras, como la creación de un protocolo de estandarización para la adquisición de imágenes digitales, que considere aspectos como la escala, la saturación y los elementos que requieran reconstrucción tridimensional, con el fin de optimizar su procesamiento. Asimismo, se planea integrar una herramienta para procesar la georreferenciación de las muestras, lo que permitirá realizar análisis geoestadísticos más precisos y detallados. Otro desafío es ampliar las aplicaciones del software, actualmente limitadas a muestras obtenidas de tractos gastrointestinales de peces bajo protocolos específicos. Este es un reto considerable debido a las diferencias en los fondos de las imágenes. Por ejemplo, las imágenes de microfibras obtenidas de muestras de agua presentan fondos con coloraciones variables, influenciadas por sedimentos y la profundidad de captura, lo que genera "ruido" y dificulta la identificación precisa de las microfibras. Optimizar el software para manejar estas variaciones será clave para expandir su aplicación a otros tipos de muestras y mejorar su eficacia.

La capacidad de *FF* para procesar rápidamente los datos recolectados durante campañas de investigación también permitiría realizar un monitoreo anual de la presencia de microfibras en peces. Para un recurso pesquero de importancia ecológica y económica, la incorporación de esta información enriquecería su evaluación y manejo sostenible.

Referencias

1. **Botterell, Z. L., Beaumont, N., Dorrington, T., Steinke, M., Thompson, R. C., Lindeque, P. K. (2019).** Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: A review. *Environmental Pollution*, 245, 98-110.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.065>

2. **Calabi, L. (1965).** A study of the skeleton of plane figures. *Parke Mathematical Laboratories*.
3. **Gauci, A., Deidun, A., Montebello, J., Abela, J., Galgani, F. (2019).** Automating the characterisation of beach microplastics through the application of image analyses. *Ocean and Coastal Management*, 182, 104950.

<https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2019.104950>

4. **Huang, Z. K., Chau, K. W. (2008).** A new image thresholding method based on Gaussian mixture model. *Applied mathematics and computation*, 205(2), 899-907.

<https://doi.org/10.1016/j.amc.2008.05.130>

5. **Hufnagl, B. (2022).** Structural aspects of hyperspectral imaging data: a case study on microplastics analysis from the viewpoint of chemometrics (Doctoral dissertation, Technische Universität Wien).

<https://doi.org/10.34726/hss.2022.75740>

6. **Lantuéjoul, C., Maisonneuve, F. (1984).** Geodesic methods in quantitative image analysis. *Pattern recognition*, 17(2), 177-187.

[https://doi.org/10.1016/0031-3203\(84\)90057-8](https://doi.org/10.1016/0031-3203(84)90057-8)

7. **Liu, J., Liang, J., Ding, J., Zhang, G., Zeng, X., Yang, Q., ..., Gao, W. (2021).** Microfiber pollution: an ongoing major environmental issue related to the sustainable development of textile and clothing industry. *Environment, Development and Sustainability*, 23(8), 11240-11256.

<https://doi.org/10.1007/s10668-020-01173-3>

8. **Lorenzo-Navarro, J., Castrillon-Santana, M., Santesarti, E., De Marsico, M., Martinez, I., Raymond, E., ..., Herrera, A. (2020).** SMACC: a system for microplastics automatic counting and classification. *IEEE Access*, 8, 25249-25261.

<https://doi.org/10.1109/ACCESS.2020.2970498>

9. **Mestetskiy, L. M. (2015).** Medial width of polygonal and circular figures approach via line segment Voronoi diagram. In *VISAPP 2015-10th International Conference on Computer Vision Theory and Applications; VISIGRAPP, Proceedings* (pp. 379-386).
10. **R Core Team. (2019).** R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing.

<https://www.R-project.org/>

11. **Schisterman, E. F., Perkins, N. J., Liu, A., Bondell, H. (2005).** Optimal cut-point and its corresponding Youden Index to discriminate individuals using pooled blood samples. *Epidemiology*, 16(1), 73-81.

CAPÍTULO V

BONUS TRACK

¡EXPERIMENTAL!

Como se mencionó en el **CAPÍTULO III**, se llevó a cabo una experiencia en cautiverio con juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*). En el marco de este ensayo, se incorporó además un seguimiento específico orientado a evaluar la presencia y eliminación de partículas antropogénicas a través de las heces

¿Qué hicimos?

Durante la etapa de cuarentena se tomaron **muestras de heces**. Para ello, diariamente se sifoneó el fondo del tanque donde se acumulaban los desechos sólidos y se almacenó en botellas de 1L. Se filtró la muestra obtenida utilizando un sistema de filtración de vidrio bajo una campana de flujo y membranas de nitrato de celulosa (NC) (Sartorius®, 47 mm Ø), con un tamaño de poro de 0,7 µm. Inmediatamente después de la filtración, las membranas de NC se pegaron en una placa de Petri de plástico (90 mm × 15 mm), se taparon y se secaron a temperatura ambiente hasta su inspección bajo un microscopio estereoscópico de disección Leica S8 APO con objetivos apocromáticos. El mismo cuenta con un zoom 8:1, que permite una visión clara de las partículas con un aumento de hasta 80×. Se tomaron fotografías de las partículas antropogénicas y parásitos retenidos en las membranas de NC, con una cámara digital de 16 megapíxeles acoplada al estereomicroscopio, lo que permitió capturar imágenes de alta resolución, que mostraron bordes bien definidos, colores claros y distinguibles (Figura 5.B6). Para tener un control de la posición sobre el campo de visión del estereomicroscopio, con un marcador fino se hicieron tres marcas, en la parte superior central, derecha e izquierda de las membranas. A continuación, se inspeccionaron de izquierda a derecha, desplazándose ligeramente hacia abajo. Esto se repitió hasta la inspección completa de toda la superficie de la membrana de NC. Para garantizar la correcta asignación de colores en los microplásticos, para cada imagen de las partículas se tomaron notas adicionales sobre los colores en tiempo real. Todas las imágenes estuvieron provistas de una escala.



Figura 5.B6. Pasos para la toma de muestras de heces y su filtración para observación.

¿Qué encontramos?

El seguimiento diario de las heces durante la cuarentena permitió evidenciar la eliminación recurrente de partículas antropogénicas por parte de los juveniles (Figura 5.B7). Desde el primer conteo (23/1), con 110 fragmentos y 2 microfibras, hasta el cuarto (30/1), con 29 fragmentos y una microfibra, las partículas estuvieron presentes de manera continua. El número de fragmentos fue siempre superior al de microfibras, aunque el tercer conteo (27/1) destacó por la mayor cantidad de microfibras registradas. Estos resultados sugieren un tránsito intestinal activo de partículas antropogénicas y su expulsión progresiva en el tiempo.

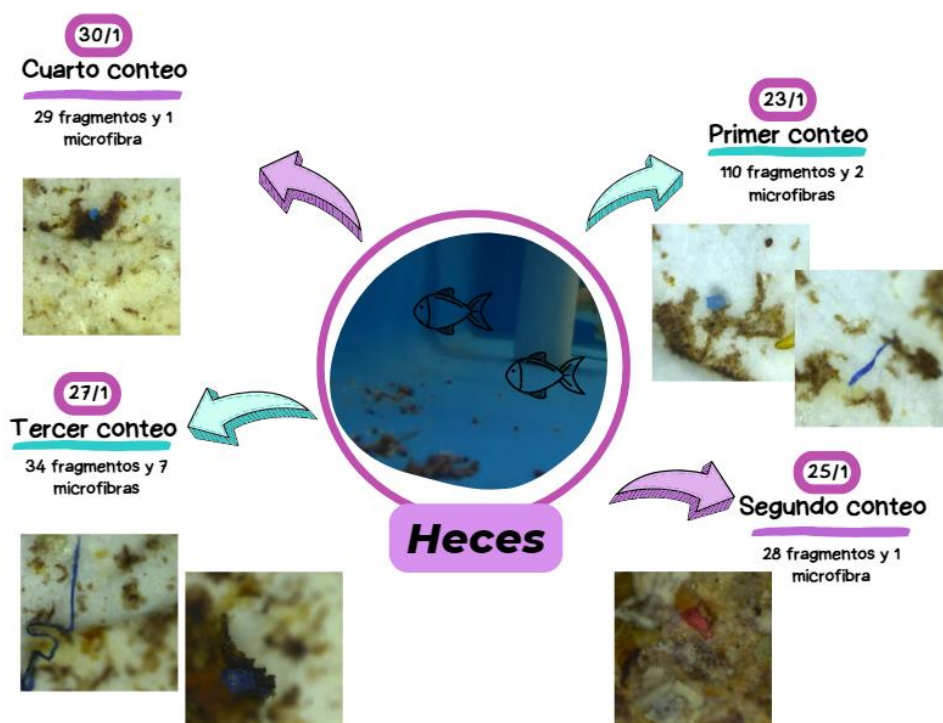


Figura 5.B7.Monitoreo de heces de juveniles de corvina rubia en cautiverio y recuento de partículas antropogénicas.

La contaminación por partículas antropogénicas en el tracto digestivo de juveniles de corvina rubia ha sido registrada previamente en otros trabajos (Mandiola et al., 2021; Arias et al., 2019); sin embargo, el estudio en heces de animales es escaso (Yan et al., 2020). Este trabajo reveló por primera vez no solo la presencia de partículas antropogénicas en heces de juveniles de corvina rubia, sino que el 98% de las mismas corresponden a fragmentos plásticos (Figura 5.B7), mientras que en estudios de tractos digestivos se destaca la presencia de microfibras por sobre otros ítems plásticos, como se dijo previamente en este capítulo.

La retención de partículas antropogénicas en el sistema digestivo puede afectar negativamente a la salud del organismo a través de la abrasión física del intestino o modificando la actividad alimentaria y la absorción de nutrientes (Walkinshaw et al. 2020). Posiblemente, la ingesta de estas partículas otorgue una falsa saciedad dado que ocupan un espacio físico en los tractos digestivos de las corvinas, pero no aportan energía que provoque una mayor síntesis proteica y con ello se produzca un cambio en el metabolismo que se refleje en una condición nutricional más pobre. Aunque la exposición crónica a las partículas antropogénicas no suele ser letal, su

impacto se asocia a reducciones energéticas, descenso en la capacidad de evitar depredadores, disminución de tasas de crecimiento y de fecundidad, y en el rendimiento reproductivo. Estos efectos a nivel poblacional pueden causar un impacto a nivel ecosistémico, que se traduce como un riesgo para la seguridad alimentaria (Galloway et al., 2017). Por otro lado, cabe destacar la gravedad de detectar partículas antropogénicas en las heces y su impacto en el entorno, ya que implica la reinserción de estas partículas en el ambiente marino, haciéndolos nuevamente disponibles para otros organismos (Yin et al., 2018).

Referencias

1. **Galloway, T. S., Cole, M., Lewis, C. (2017).** Interactions of microplastic debris throughout the marine ecosystem. *Nature Ecology & Evolution*, 1(5), 1-8.

<https://doi.org/10.1038/s41559-017-0116>

2. **Mandiola, M. A., Bagnato, R., Gana, J. C. M., de León, M. C., Dassis, M., Albareda, D. A., Denuncio, P. E. (2021).** Baseline data of the presence of meso and microplastics in digestive tract of a commercially important teleost fish from the Rio de la Plata Estuary System (Southwest Atlantic Ocean). *Marine and Fishery Sciences (MAFIS)*, 35(1), 103-113.

<https://doi.org/10.47193/mafis.3512022010101>

3. **Walkinshaw, C., Lindeque, P. K., Thompson, R., Tolhurst, T., Cole, M. (2020).** Microplastics and seafood: lower trophic organisms at highest risk of contamination. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 190, 110066.

<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.110066>

4. **Yan, Z., Zhao, H., Zhao, Y., Zhu, Q., Qiao, R., Ren, H., Zhang, Y. (2020).** An efficient method for extracting microplastics from feces of different species. *Journal of Hazardous Materials*, 384, 121489.
5. **Yin, L., Chen, B., Xia, B., Shi, X., Qu, K. (2018).** Polystyrene microplastics alter the behavior, energy reserve and nutritional composition of marine jacobever (*Sebastes schlegelii*). *Journal of Hazardous Materials*, 360, 97-105.

<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.07.110>

CAPÍTULO VI

Modelo conceptual

“Las dos Bahías”

Al comienzo de este viaje me hice esta pregunta...

¿Serán los juveniles de corvina rubia lo suficientemente resilientes para afrontar los desafíos que hoy acechan su principal área de cría?

Después de recorrer la **Bahía Samborombón** durante algunos años, de observar sus aguas turbias, sus vientos obstinados y sus silencios invernales, las respuestas no llegaron como certezas, sino como **tramas**. Cada capítulo fue un hilo de esa red invisible que sostiene a los juveniles, y cada dato, un destello de su forma de persistir.

La bahía habló en varios lenguajes: el de la abundancia y el de la ausencia, el del crecimiento lento y el del ímpetu estival, el de los cuerpos ligeros en invierno y los plenos en verano. Habló también a través de las microfibras suspendidas en el agua, esas huellas humanas que se cuelan hasta en los lugares más recónditos. Y habló, sobre todo, a través de ellos: los **juveniles** que, con su vulnerabilidad y su resistencia, revelan la respiración profunda de este **ecosistema costero**.

Comprendí que la **resiliencia** no es una condición estática, sino un equilibrio que se renueva a cada marea.

La corvina rubia resiste porque su historia está escrita en sincronía con el pulso de la bahía: cuando el **frío inmoviliza, economiza**; cuando el **calor regresa, crece y se expande**. Esa danza entre energía y quietud, entre escasez y abundancia, define su manera de **sobrevivir**.

Hoy sé que su fortaleza no está en evitar el cambio, sino en habitarlo.

Y quizás eso mismo sea lo que también aprendí yo:

que **investigar es otra forma de resistir**,

de dejarse atravesar por las preguntas sin pretender silenciarlas.

Tengo ideas

A lo largo de esta tesis fui *reuniendo piezas dispersas*, fragmentos de información que, vistos por separado, ofrecían solo una parte del cuadro general. Cada capítulo aportó una *perspectiva distinta*, como si cada uno representara una porción del rompecabezas que define la vida de los *juveniles de la corvina rubia en la Bahía Samborombón*.

Solo al encajar esas piezas podemos aproximarnos al propósito último que guió este trabajo: adoptar una *mirada verdaderamente integral* sobre uno de los *recursos pesqueros costeros* más valiosos del Atlántico Sudoccidental, fusionando los enfoques ecológico y pesquero para desentrañar los mecanismos que modulan el crecimiento y la condición nutricional de los juveniles de corvina rubia en su *principal área de cría*.

En este punto de cierre, el desafío ya no es describir resultados aislados, sino tejerlos en una *visión ecológica unificada*, capaz de explicar cómo interactúan el ambiente, la fisiología y las presiones humanas para determinar el *éxito del reclutamiento*. Lo que inicialmente parecían procesos independientes se revelan ahora como partes de una misma trama.

Esta discusión busca precisamente eso: *integrar las evidencias* obtenidas para comprender cómo los juveniles de corvina rubia logran *persistir en un ambiente estuarino altamente variable* y, al mismo tiempo, cada vez más influenciado por factores antrópicos. A partir de aquí, se propone una interpretación general de la dinámica del sistema, en la que la *alternancia temporal* entre una *“bahía cálida”* de *crecimiento* y una *“bahía fría”* de *resistencia* emerge como el eje fundamental de *resiliencia de la especie*.

Fachada

La Bahía Samborombón constituye uno de los ambientes costeros más dinámicos y ecológicamente valiosos del Atlántico Sudoccidental (Acha et al., 1999; Guerrero et al., 1997). Su función como principal área de cría de la corvina rubia se sustenta en la confluencia de procesos hidrodinámicos, tróficos y fisiológicos que permiten el desarrollo y la supervivencia de los juveniles durante sus primeras etapas de vida (Acha et al., 1999; Jaureguizar et al., 2003; Lasta et al., 1995). Sin embargo, esta compleja red de interacciones no es constante: cambia con las

temporadas, respondiendo a la alternancia entre condiciones ambientales favorables y restrictivas (Simionato et al., 2004; Muelbert et al., 2008; Jaureguizar et al., 2003).

La evidencia reunida en esta tesis sugiere que la *resiliencia de los juveniles* no radica en la estabilidad del ambiente, sino en su capacidad de *adaptarse a la oscilación* entre dos estados opuestos de la bahía, donde el *letargo de invierno* emerge como el principal mecanismo de persistencia poblacional.

La Bahía Samborombón no constituye un hábitat uniforme a lo largo del año, sino un sistema de *doble identidad ecológica modulada por la estacionalidad*.

La Bahía cálida

Durante la *temporada cálida*, se manifiesta como una bahía de abundancia y crecimiento, donde los procesos físicos y biológicos convergen para crear un *entorno altamente favorable para los juveniles*. En este período, los altos caudales provenientes del río Salado y del Río de la Plata, combinados con temperaturas elevadas, baja salinidad y vientos predominantes del NE–E, generan un ambiente fuertemente retentivo (Simionato et al., 2004; Guerrero et al., 1997; Lasta et al., 1995). Esta retención, tanto física como biológica, facilita la acumulación de nutrientes, plancton, microcrustáceos y peces juveniles, conformando un mosaico de productividad excepcional que sustenta el rol de la bahía como *“área de cría natural”* (Acha et al., 1999; Muelbert et al., 2008).

La estructura hidrodinámica de esta fase cálida está dominada por un giro anticiclónico (horario) en el sector sur y un giro ciclónico (antihorario) en el norte, cuya convergencia en la zona media favorece la acumulación de partículas y organismos (Simionato et al., 2004). Este patrón, que se intensifica durante los meses de mayor temperatura y menor densidad del agua, actúa como el mecanismo físico que sostiene la función de “área de cría”, al favorecer la retención de material biológico y químico en suspensión (Guerrero et al., 1997; Acha et al., 1999).

En esta etapa, se registran las *densidades más elevadas de juveniles*, en coincidencia con los *principales pulsos de desove de los adultos*, que ocurren entre noviembre y marzo (Macchi y Christiansen, 1991; Militelli et al., 2013). El análisis de la estructura de tallas revela un *pico modal correspondiente a individuos de edad 0* (≤ 18 cm), reflejo del rápido crecimiento post-desove,

junto con el surgimiento de ejemplares de edad 1 (>18 y ≤ 25 cm) que ya transitan hacia tallas mayores.

Este patrón indica que los *primeros desoves* del ciclo reproductivo, aquellos *anteriores a enero*, *logran un reclutamiento más exitoso*, aprovechando las temperaturas óptimas, la alta disponibilidad alimentaria y la estabilidad de la columna de agua (Macchi y Christiansen, 1991; Militelli et al., 2013). En cambio, las *puestas tardías* de marzo enfrentan *condiciones de transición hacia la temporada fría*, donde la disminución térmica y la menor productividad pueden comprometer la supervivencia inicial de las larvas y de los juveniles de menor talla (Acha et al., 1999).

En la *temporada cálida*, el sistema entero parece sintonizado para el *crecimiento*. La disponibilidad de alimento es alta y las presas dominantes (como el sergéstido *Peisos petrunkevitchi*) aportan un alto contenido energético. En este escenario, los *juveniles* destinan sus *reservas a crecer en longitud* más que a acumular peso, priorizando la expansión somática sobre el almacenamiento. Los índices de condición (Fulton y Le Cren) y los biomarcadores bioquímicos (ARN/ADN) reflejan un *estado nutricional óptimo*, especialmente en la *zona media y sur*, donde confluyen la *productividad y la retención hidrodinámica*.

En términos ecológicos, esta etapa representa una *ventana de oportunidad*: los juveniles pueden alimentarse intensamente, ganar tamaño, lo cual reduce la vulnerabilidad a la depredación y *acumular reservas antes del invierno*. El agrupamiento en cardúmenes observado en estos sectores probablemente cumple un doble propósito: optimizar la captura de presas y ofrecer protección colectiva (Pitcher 1993). En un ambiente somero, muy turbio y heterogéneo como la Bahía Samborombón, la conducta gregaria podría mejorar la eficiencia de la alimentación bentónica al facilitar la exploración coordinada del sustrato y el aprovechamiento de parches ricos en invertebrados (Giberto et al., 2008). Al mismo tiempo, el cardumen funciona como mecanismo antipredatorio adecuado para baja visibilidad: más que “confundir visualmente” al depredador, reduce la probabilidad de detección individual y favorece respuestas colectivas rápidas ante estímulos, en línea con la evidencia de que la turbidez disminuye el éxito de captura, sobre todo en predadores visuales, pero a menudo también en otros (De Robertis et al., 2003; Lunt et al., 2015).

En este período, incluso la *contaminación por microfibras antropogénicas* parece tener un *efecto marginal*, debido a la baja carga ambiental registrada y a la buena condición fisiológica de los ejemplares, capaces de amortiguar el impacto de ingerir una fracción no nutritiva del alimento.

En resumen, la *bahía cálida es un entorno de prosperidad biológica*: alta retención, alta densidad, alta condición y bajo estrés. Pero esa bonanza es temporal y se interrumpe bruscamente con la llegada del invierno.

La Bahía fría

Durante la *temporada fría*, la Bahía Samborombón se transforma en una *bahía de resistencia*. Los vientos predominantes del S-SO, la disminución del caudal y el aumento de la salinidad generan una *dinámica más dispersiva*, desplazando la pluma del Río de la Plata hacia el norte (Simionato et al., 2004; Acha et al., 2008). Las temperaturas bajas reducen la productividad primaria y la disponibilidad de presas (Mianzan et al., 2001), mientras que las condiciones hidrodinámicas favorecen la exportación de partículas y organismos hacia el norte (Guerrero et al., 1997; Acha et al., 1999). En este contexto, las *densidades de juveniles descienden notablemente*, y la distribución de longitudes se fragmenta en múltiples picos, evidenciando la superposición de cohortes y estrategias individuales ante el invierno.

La *relación peso-longitud* revela aquí un cambio profundo en la asignación energética: el exponente alométrico aumenta ($b = 3,06$), indicando que los *peces incrementan proporcionalmente más su masa corporal que su longitud*. Este patrón sugiere una estrategia de *conservación y reserva*, donde los juveniles priorizan el almacenamiento de energía en forma de tejidos grasos para soportar el periodo desfavorable. Las presas dominantes en esta estación, como el misidáceo *Neomysis americana*, son más pequeñas y menos energéticas, por lo que los juveniles deben invertir más esfuerzo en capturarlas, aumentando el costo metabólico (Acha y Macchi, 2000; Giberto et al., 2008).

Ante este escenario, los juveniles adoptan un modo de vida basado en el *letargo de invierno*: un estado fisiológico de baja actividad, metabolismo reducido y mínima inversión en crecimiento, centrado en la *supervivencia y mantenimiento homeostático*. Esta capacidad es, probablemente, el principal componente de la *resiliencia ecológica de la especie*. El letargo invernal no solo les

permite sobrevivir cuando el alimento escasea, sino también *preservar la integridad corporal y energética* para reanudar el crecimiento en la siguiente temporada cálida.

El concepto de letargo invernal trasciende el individuo: se refleja en la estructura poblacional. Los ejemplares que logran superar el invierno, aún con crecimiento mínimo, constituyen la base de las cohortes que alimentarán el reclutamiento del año siguiente. Por lo tanto, *el invierno actúa como un filtro selectivo*, donde la resistencia metabólica reemplaza al crecimiento como indicador de éxito.

La temporada fría también coincide con el período de *mayor exposición a perturbaciones externas*. En esta tesis se detectaron mayores concentraciones de microfibras antropogénicas durante la temporada fría, probablemente asociadas a una menor dilución por caudal, a la resuspensión de sedimentos y a una mayor persistencia de partículas en condiciones de menor energía del sistema. Este incremento coincide con el momento en que los juveniles presentan *peor condición nutricional y menor capacidad de compensación fisiológica*, lo que amplifica los efectos potenciales de la ingestión de microfibras sobre el metabolismo y la eficiencia alimentaria.

A ello se suma un factor adicional: la *superposición con la temporada de zafra pesquera*, donde la captura dirigida a adultos puede incluir juveniles agrupados en cardúmenes. En este contexto, individuos debilitados por la escasez de alimento y el estrés ambiental pueden resultar más vulnerables tanto a la pesca como a la mortalidad natural.

El equilibrio ecológico del sistema se sostiene, entonces, en una *delgada línea: el letargo de invierno garantiza la supervivencia, pero también representa un punto crítico en el ciclo anual*. Cualquier alteración que reduzca la disponibilidad de alimento, modifique la dinámica de retención o incremente las presiones antrópicas podría comprometer la capacidad de recuperación del stock juvenil.

¡Sorpresa!

El análisis integrado de todos los capítulos permite afirmar que la *resiliencia de la corvina rubia* no proviene de una estabilidad ambiental, sino de una *plasticidad fisiológica y ecológica* que le permite adaptarse a la *dualidad estacional de la Bahía Samborombón*.

En la *bahía cálida*, la estrategia es de *expansión*: rápido crecimiento, alta eficiencia trófica y aprovechamiento del pulso productivo.

En la *bahía fría*, la estrategia es de *resistencia*: ahorro energético, acumulación de reservas y supervivencia bajo condiciones limitantes.

El letargo invernal es, por tanto, *el engranaje que conecta ambas bahías*. Permite cerrar el ciclo anual sin colapsar, preservando la continuidad de las cohortes y manteniendo la funcionalidad del ecosistema de cría. Este mecanismo es el que explica la persistencia de la especie en un ambiente sometido a fluctuaciones naturales y a crecientes presiones antrópicas.

Desde una perspectiva aplicada, comprender esta alternancia tiene implicancias directas para la *gestión del recurso*. Si la bahía cálida representa la etapa de reclutamiento y crecimiento, y la bahía fría la de resistencia y filtrado, entonces *ambas fases deben ser consideradas complementarias* en la planificación pesquera y ambiental. La pérdida de una de ellas por ejemplo, por alteración hidrológica, reducción del caudal o intensificación de la contaminación puede quebrar la secuencia de resiliencia.

Desde una perspectiva aplicada, comprender esta *alternancia estacional* tiene implicancias directas para la *gestión del recurso*. Si la *bahía cálida* representa la etapa de *reclutamiento y crecimiento*, y la *bahía fría* la de *resistencia y filtrado*, ambas fases deben ser consideradas *funcionalmente complementarias* dentro del ciclo vital de la corvina rubia. La pérdida o degradación de una de ellas por ejemplo, a causa de alteraciones hidrológicas, reducción del caudal, cambio climático o intensificación de la contaminación costera, podría *interrumpir la secuencia de resiliencia* que sostiene el reclutamiento.

En este sentido, la *variabilidad interanual del reclutamiento* podría explicarse, al menos en parte, por *fluctuaciones en la estabilidad y conectividad entre estas dos fases ecológicas* de la bahía, moduladas por las condiciones climáticas y antrópicas del sistema. Esta interpretación integra evidencias previamente dispersas sobre reproducción, crecimiento y distribución (Jaureguizar et al., 2006; Militelli et al., 2013), pero *propone por primera vez una visión dinámica del reclutamiento de la corvina rubia basada en la alternancia entre una fase de crecimiento cálida y otra de resistencia invernal*.

En última instancia, esta alternancia podría representar una de las *claves ecológicas del reclutamiento variable de la corvina rubia*, al reflejar la dependencia del éxito juvenil respecto de la integridad físico-biológica del mosaico estuarino.

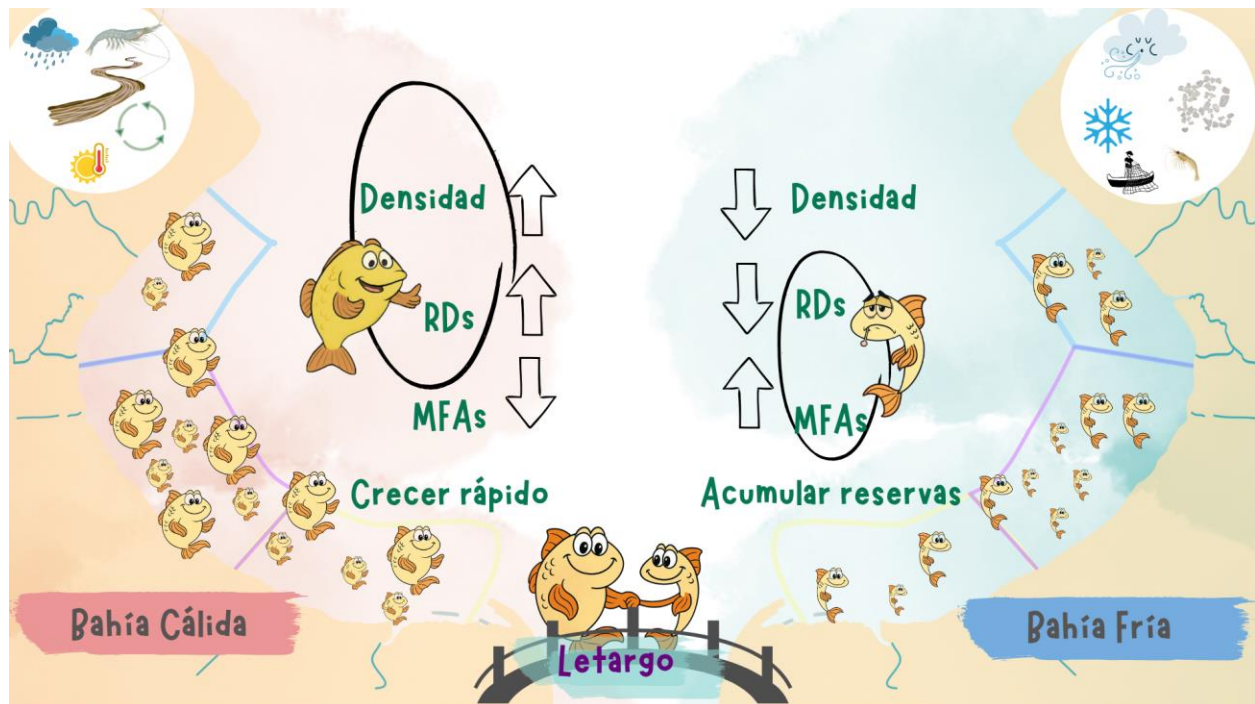


Figura 6.1. Modelo conceptual de la Bahía Samborombón en sus dos temporadas.

¡Gracias!

Esta tesis nació con una pregunta sencilla y enorme enmascarada de un objetivo general:

¿de qué depende el reclutamiento de la corvina rubia en la Bahía Samborombón?

A lo largo del camino, los datos, los modelos y las campañas fueron mostrando que la respuesta no está en una variable única, sino en un ritmo compartido entre el ambiente y la especie. ***La corvina no busca estabilidad: sobrevive al cambio.***

Su historia de vida en la bahía es la de una alternancia entre dos mundos. En la temporada cálida, un escenario de expansión: crecimiento rápido, alimento abundante, energía que fluye.

En la fría, un tiempo de resistencia: metabolismo mínimo, reservas, quietud.

El letargo invernal aparece, así como el puente invisible que une ambas fases, el engranaje que permite cerrar el ciclo sin romperlo. Cuando ese equilibrio se altera, por un invierno más largo, un caudal reducido o una bahía cambiante, también se altera el reclutamiento.

La variabilidad en el número de juveniles que llegan cada año no es azar: es la respuesta fisiológica y ecológica de una especie que ***aprendió a sincronizar su vida con los pulsos de su ambiente.***

Por eso, conservar la Bahía Samborombón no es solo proteger un hábitat, sino mantener viva una secuencia de resiliencia que sostiene tanto al recurso como a quienes dependen de él.

El desafío es construir una gestión pesquera que reconozca esta dualidad, que cuide las fases más vulnerables y que permita que la pesca artesanal, en muchos casos heredera de saberes, oficios y familias, siga siendo parte del paisaje y de la historia.

Porque al final, esta tesis no habla solo de corvinas.

Habla de un ecosistema que respira, se contrae y se expande,

y de las personas que, como ellas, aprenden a resistir y a renacer cada temporada.

Referencias

1. **Acha, E. M., Mianzan, H., Lasta, C. A., Guerrero, R. A. (1999).** Estuarine spawning of the whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* (Pisces: Sciaenidae), in the Río de la Plata, Argentina. *Marine and Freshwater Research*, 50(1), 57-65.
<https://doi.org/10.1071/MF98045>
2. **Acha, E. M., Macchi, G. J. (2000).** Spawning of Brazilian menhaden, *Brevoortia aurea*, in the Río de la Plata estuary off Argentina and Uruguay. *Fishery Bulletin*, (2).
3. **Acha, E. M., Mianzan, H., Guerrero, R., Carreto, J., Giberto, D., Montoya, N., Carignan, M. (2008).** An overview of physical and ecological processes in the Río de la Plata Estuary. *Continental shelf research*, 28(13), 1579-1588.
<https://doi.org/10.1016/j.csr.2007.01.031>
4. **De Robertis, A., Ryer, C. H., Veloza, A., Brodeur, R. D. (2003).** Differential effects of turbidity on prey consumption of piscivorous and planktivorous fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60(12), 1517-1526.
<https://doi.org/10.1139/f03-123>
5. **Giberto, D. A. (2008).** Estructura de la comunidad bentónica y ecología trófica de Sciaenidae (Pisces: Osteichthyes) en el estuario del Río de la Plata. Universidad Nacional del Comahue.
6. **Guerrero, R. A., Acha, E. M., Framin, M. B., Lasta, C. A. (1997).** Physical oceanography of the Río de la Plata Estuary, Argentina. *Continental shelf research*, 17(7), 727-742.
[https://doi.org/10.1016/S0278-4343\(96\)00061-1](https://doi.org/10.1016/S0278-4343(96)00061-1)
7. **Jaureguizar, A. J., Bava, J., Carozza, C. R., Lasta, C. A. (2003).** Distribution of whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* in relation to environmental factors at the Río de la Plata estuary, South America. *Marine Ecology Progress Series*, 255, 271-282.
<https://doi.org/10.3354/meps255271>
8. **Jaureguizar, A. J., Menni, R., Lasta, C., Guerrero, R. (2006).** Fish assemblages of the northern Argentine coastal system: spatial patterns and their temporal variations. *Fisheries Oceanography*, 15(4), 326-344.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2419.2006.00405.x>

9. **Lasta, C. A. (1995).** La Bahía de Samborombon: zona de desove y cría de peces (Doctoral dissertation, Universidad Nacional de La Plata).
10. **Lunt, J., Smee, D. L. (2015).** Turbidity interferes with foraging success of visual but not chemosensory predators. *PeerJ*, 3, e1212.
11. **Macchi, G. J., Christiansen, H. E. (1991).** Análisis temporal del proceso de maduración y estimación de la frecuencia reproductiva en la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*). En Resúmenes del Octavo Simposio Científico-Tecnológico de la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo, Montevideo, Uruguay.
12. **Mianzan, H., Lasta, C., Acha, E., Guerrero, R., Macchi, G., Bremec, C. (2001).** The Río de la Plata estuary, Argentina-Uruguay. In *Coastal marine ecosystems of Latin America* (pp. 185-204). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
https://doi.org/10.1007/978-3-662-04482-7_14
13. **Militelli, M. I., Macchi, G. J., Rodrigues, K. A. (2013).** Comparative reproductive biology of Sciaenidae family species in the Río de la Plata and Buenos Aires Coastal Zone, Argentina. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 93(2), 413-423.
<https://doi.org/10.1017/S0025315412001488>
14. **Muelbert, J. H., Acha, M., Mianzan, H., Guerrero, R., Reta, R., Braga, E. S., ... , Ramírez, F. (2008).** Biological, physical and chemical properties at the Subtropical Shelf Front Zone in the SW Atlantic Continental Shelf. *Continental Shelf Research*, 28(13), 1662-1673.
<https://doi.org/10.1016/j.csr.2007.08.011>
15. **Pitcher, T. J. (1993).** Functions of shoaling behaviour in teleosts. In *The behaviour of teleost fishes* (pp. 294-337). Boston, MA: Springer US.
https://doi.org/10.1007/978-1-4684-8261-4_12
16. **Simionato, C. G., Dragani, W., Meccia, V., Nuñez, M. (2004).** A numerical study of the barotropic circulation of the Río de la Plata estuary: sensitivity to bathymetry, the Earth's rotation and low frequency wind variability. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 61(2), 261-273.
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2004.05.005>

A handwritten signature in black ink, appearing to read 'Nadia Marina Alves'.

Nadia Marina Alves

A handwritten signature in blue ink, appearing to read 'Marina Vera Diaz'.

Marina Vera Diaz