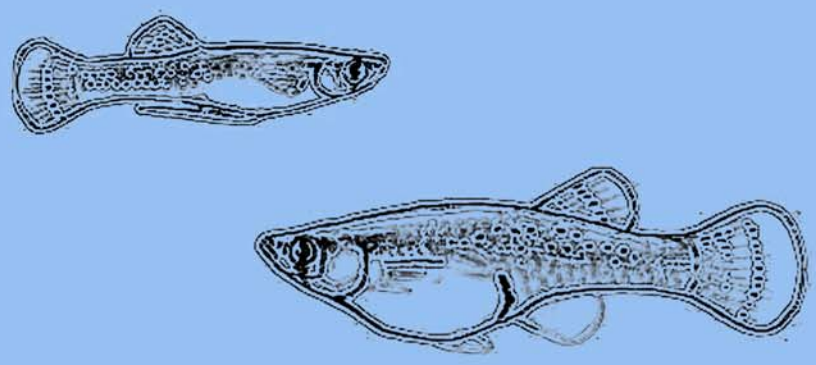


GESTIÓN DE ESPECIES EXÓTICAS: BASES BIOLÓGICAS PARA EL CONTROL DE *Gambusia holbrooki* (Girard 1859) EN LUGARES DE IMPORTANCIA COMUNITARIA (LICs) DE LA REGIÓN DE MURCIA

Realización: Raquel Moreno Valcárcel
Dirección: Francisco J. Oliva Paterna

Departamento de Zoología y Antropología Física
Facultad de Biología
Universidad de Murcia

UNIVERSIDAD DE MURCIA

Facultad de Biología

Departamento de Zoología y Antropología Física

MEMORIA DEL PROYECTO:

GESTIÓN DE ESPECIES EXÓTICAS: BASES BIOLÓGICAS PARA EL CONTROL DE *Gambusia holbrooki* EN LUGARES DE IMPORTANCIA COMUNITARIA (LICs) DE LA REGIÓN DE MURCIA.

Realización: Lda. Raquel Moreno Valcárcel
Dirección: Dr. Francisco José Oliva-Paterna

REALIZADO GRACIAS A LAS “AYUDAS A LA INVESTIGACIÓN MIGUEL ÁNGEL SÁNCHEZ”, EN SU MODALIDAD DE “CONSERVACIÓN Y USO SOSTENIBLE DE LA DIVERSIDAD BIOLÓGICA”, QUE LA EMPRESA AMBIENTAL S.L CONCEDE (CONVOCATORIA 2006).

Este trabajo ha sido elaborado en el marco del Proyecto LIFE-Naturaleza "Conservación de *stocks* genéticos de *Aphanius iberus* en la Región de Murcia" (LIFE04 NAT/ES/000035) (2005-2008) que desarrolla la Consejería de Industria y Medio Ambiente, y en el que la Línea de Investigación de Conservación de Vertebrados Acuáticos (Departamento de Zoología y Antropología Física de la Universidad de Murcia) interviene como socio para su realización.

Esta memoria ha sido presentada por la autora como Tesis de Licenciatura en la Facultad de Biología de la Universidad de Murcia, bajo el título "Biología de *Gambusia holbrooki* (Girard 1958) aplicada a su Gestión y Control en LICs de la Región de Murcia", cuyos directores han sido Francisco José Oliva-Paterna y Mar Torralva.

PARTE I. ANTECEDENTES

1. Introducción y Objetivos 1

2. Control de Especies Invasoras y Especie Objetivo
2.1 Especies Invasoras: Gestión y Control 4
- Opciones de Gestión 6
- Métodos de Control 7
2.2 Especie Objetivo: *Gambusia holbrooki* 10
- Descripción morfológica de *Gambusia holbrooki* 10
- Distribución *de Gambusia holbrooki* 12
- Biología y Ecología 13
- Características que determinan a *Gambusia holbrooki* como un eficaz invasor 15
- Amenazas que supone *Gambusia holbrooki* para las especies nativas 16

3. Ámbito de Estudio
3.1. LICs Objeto de Estudio 18
- Río Chícamo 19
- Humedal de Ajauque y Rambla Salada 20
3.2. Sectores Fluviales Seleccionados 23

PARTE II. EXPERIMENTACIÓN: DETERMINACIÓN DE LA BIOLOGÍA DE *Gambusia holbrooki* EN RAMBLA SALADA Y EL RÍO CHÍCAMO

4. Metodología Empleada
4.1. Metodología de Campo 25
- Periodo de Estudio y Estaciones de Muestreo 25
- Metodología de Captura y Procesado in situ 27
4.2 Metodología de Laboratorio y Tratamiento de Datos 29
4.2.1. Determinación de la edad, estructura de la población y crecimiento 30
- Estudio de las Escamas 30
- Distribución de Frecuencias por Tallas 31
- Análisis de Progresión Modal 31
- Tasas de Crecimiento 33
4.2.2. Estudio de la Condición Somática 34
4.2.3. Proporción de Sexos 35
4.2.4. Estudio del Desarrollo Gonadal 35
4.2.5. Longitud de Madurez 36
4.2.6. Fecundidad 36

5. Variables Abióticas del Hábitat 38

6. Resultados
6.1. Determinación de la edad, estructura de la población y crecimiento 42
- Estudio de las Escamas 42
- Distribución de Frecuencias por Tallas 44
- Análisis de Progresión Modal 50
- Tasas de Crecimiento 59
6.2. Estudio de la Condición Somática 64
6.3. Proporción de Sexos 68
6.4. Estudio del Desarrollo Gonadal 71
6.5 Longitud de Madurez 75
6.6. Fecundidad 78

7. Discusión
7.1. Determinación de la edad, estructura de la población y crecimiento 80
- Estudio de las Escamas 80
- Distribución de Frecuencias por Tallas 81
- Análisis de Progresión Modal y Tasas de Crecimiento 82
7.2. Estudio de la Condición Somática 83
7.3. Proporción de Sexos 88
7.4. Estudio del Desarrollo Gonadal 89
7.5 Longitud de Madurez 93
7.6. Fecundidad 94

8. Conclusiones 96

PARTE III. CRITERIOS BIOLÓGICOS PARA EL CONTROL DE *Gambusia holbrooki*
9. Gestión de las poblaciones de *Gambusia holbrooki* en los hábitats objeto de estudio
9.1. Gestión de las Poblaciones de *Gambusia holbrooki* en los Hábitats objeto de Estudio: Justificación 100
9.2. Conclusiones Aplicadas: Criterios Biológicos para el Control por Extracción de *Gambusia holbrooki* 102

BIBLIOGRAFÍA 106
ANEXO I
ANEXO II
ANEXO III
ANEXO IV

1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

Las especies invasoras son, después de la destrucción directa del hábitat, la principal causa de pérdida de biodiversidad en el planeta (Primack & Ros 2002). Estas especies, tras haber sido introducidas y establecidas en hábitats o ecosistemas naturales, pueden afectar a otras especies nativas (Elvira 1998, IUCN 2000, Elvira & Almodóvar 2006). Dependiendo de los autores, las especies invasoras se sitúan incluso en el primer puesto de los factores de amenaza sobre la biodiversidad, e indiscutiblemente son uno de los principales motores de cambio ecológico (IUCN 2000, Delibes de Castro 2001, Clavero & García-Berthou 2005). A su vez, éstas son capaces no sólo de provocar la extinción de determinadas especies con las que compiten directamente, sino de alterar la estructura y funcionamiento de los ecosistemas causando efectos socioeconómicos y/o sanitarios notorios en muchos casos (Primack & Ros 2002, Orueta 2007).

Los cambios en la relación entre especies nativas e invasoras en un espacio protegido son un claro indicador de la integridad ambiental del mismo (Clarckson *et al*. 2004). De este modo, en el contexto de la gestión ambiental, el desarrollo de trabajos y proyectos de investigación aplicados al manejo y control de dichas especies es una herramienta muy útil y que debe ser promovida (Primack & Ros 2002).

La "*Estrategia Regional para la Conservación y el Uso Sostenible de la Diversidad Biológica*" de la Región de Murcia (CARM 2003; BORM nº 291, 18 de Diciembre de 2003) expone en varias de sus directrices la necesidad del desarrollo y aplicación de Programas de Control sobre especies invasoras en los Espacios Protegidos de nuestra Región. A su vez, dicha necesidad queda establecida en uno de sus criterios generales: "*También es importante abordar nuevas cuestiones, como, por ejemplo… la proliferación de especies invasoras foráneas…*" (Vol. I Apartado 2.3.4; Díez de Revenga 2003). A su vez, el propio Servicio de Protección y Conservación de la Naturaleza de la CARM reconoce la necesidad del desarrollo de trabajos aplicados inmersos en esta temática y la escasez de información sobre especies exóticas invasoras en la Región de Murcia (Servicio de Protección y Conservación de la Naturaleza, 2005).

En relación con *Gambusia holbrooki* (Girard 1859), es una especie de pez de carácter epicontinental incluida en la lista de las 100 especies invasoras más dañinas del mundo elaborada por el Grupo Especialista de Especies Invasoras (ISSG, *Invasive Species Specialist Group*) de la UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza) (Lowe *et al.* 2004). Ha sido incluida por el *Grupo Especialista en Invasiones Biológicas* entre las 20 especies exóticas de mayor impacto en

España (GEIB 2006), además de estar calificada como la especie más invasiva y ampliamente distribuida del mundo por varios autores (Pyke 2005, Alcaraz *et al*. 2008, entre otros.).

G. holbrooki posee varias de las características típicas de las especies invasoras (Schöpf *et al.* 2005). Las elevadas densidades de esta especie pueden provocar efectos en cadena con la eliminación de macroinvertebrados acuáticos y contribuyendo a fenómenos de degradación de la calidad del agua (Cabral *et al.* 1998, García-Berthou 1999, Blanco *et al.* 2004, Pyke 2008). La especie constituye un serio peligro para la fauna autóctona. En el ámbito de la Península Ibérica cabe destacar entre las más perjudicadas a las especies de peces ciprinodóntidos nativos (*Aphanius baeticus, Aphanius iberus* y *Valencia hispanica*) (Doadrio 2002, Rincón *et al*. 2002, Caiola & De Sostoa 2005, Oliva-Paterna 2006). El impacto de *G. holbrooki* también ha sido constatado en relación con poblaciones de anfibios. La especie puede depredar sobre las puestas y lavar, además de mostrar fenómenos de competencia con las larvas (Baber & Babbitt 2003, Rivera & Sáez 2003, Martínez-Solano *et al.* 2004, Pyke 2005).

En la Región de Murcia se conocen determinados aspectos relativos a la plasticidad de la especie, relacionados principalmente con su capacidad de colonización de hábitats diversos (Torralva *et al.* 2005). A su vez, se ha constatado cierto nivel de interacción entre la especie y la conservación de anfibios en lugares de interés comunitario (Egea *et al.* 2006). No obstante, todavía no han sido publicados trabajos relativos al conocimiento de su biología y ecología. La aproximación al análisis con descriptores de la biología de especies invasoras resulta básica para optimizar su gestión (Orueta 2007). No obstante, muy pocos son los trabajos con dicha aproximación realizados en sistemas acuáticos de la Región Murcia.

OBJETIVOS

En el presente trabajo se plantea la realización de un estudio de la biología de *G. holbrooki* en el río Chícamo (LIC ES6200028) y Humedal de Ajauque y Rambla Salada de Fortuna (LIC ES6200005), dos Lugares de Importancia Comunitaria (LICs) de la Región de Murcia. La finalidad principal del trabajo es aplicar los resultados obtenidos en la optimización de la gestión y control de la especie.

El objetivo de trabajo o experimentación es el análisis de los parámetros descriptores del ciclo de vida de la especie (= ***Biología de G. holbrooki en Rambla Salada y río Chícamo*** en la presente memoria), atendiendo principalmente a su

dinámica de crecimiento y reproducción en dos sistemas acuáticos incluidos en dichos LICs. Para ello, se han planteado los siguientes subobjetivos:

- La determinación de la edad y estructura por tallas de las dos poblaciones.
- Análisis temporal de la estructura poblacional y dinámica de crecimiento de la especie.
- El análisis de la dinámica temporal de condición somática de los individuos de la población, como índice para cuantificar el estatus de bienestar poblacional.
- El análisis de la proporción de sexos de las poblaciones, como indicador del carácter expansionista de las mismas.
- El análisis temporal del desarrollo gonadal, como índice para determinar el ciclo reproductor de la población.
- La determinación de la talla de madurez en el primer grupo de individuos reproductores del ciclo de vida.
- El estudio de la fecundidad en los dos hábitats de estudio.

Este estudio presentará la primera información contrastable sobre la biología de *G. holbrooki* en la Región de Murcia y en la totalidad del sureste Peninsular. De este modo, de forma adicional al interés de carácter básico que el trabajo conlleva, como objetivo aplicado a la gestión, se pretende aplicar los resultados obtenidos sobre la biología de la especie en la obtención de criterios de gestión y control de sus poblaciones.

En la actualidad, en el marco del proyecto LIFE-Naturaleza "Conservación de *stocks* genéticos de Fartet en Murcia" (LIFE04 NAT/ES/000035), *G. holbrooki* está sometida a un programa de control por extracción en los dos sistemas fluviales objeto de este estudio, Rambla Salada de Fortuna y Cabecera del río Chícamo. Por lo tanto, el enfoque del segundo objetivo será desde la perspectiva del control por extracción de las poblaciones de *G. holbrooki* (= ***Criterios biológicos para el control de G. holbrooki*** en la presente memoria).

2. CONTROL DE ESPECIES INVASORAS Y ESPECIE OBJETIVO

2.1. ESPECIES INVASORAS: GESTIÓN Y CONTROL

La introducción de especies exóticas en ecosistemas que no corresponden a su rango nativo de distribución es uno de los mayores riesgos para la biodiversidad (Primarck & Ros 2002, Clavero & García-Berthou 2005, Helfman 2007). Los efectos nocivos que causan estas especies son un problema de repercusión mundial, que puede tener consecuencias catastróficas a distintos niveles de la escala natural.

Según la UICN existen diferencias en la terminología referente a especies invasoras:

Especie exótica, introducida o no nativa: Especie que se encuentra fuera de su área de distribución original o nativa, histórica o actual, no acorde con su potencial de dispersión natural (es decir,por mano del hombre directa o indirectamente). Este término puede también aplicarse a niveles taxonómicos inferiores (IUCN 2000).

Especie invasora: Se refiere a la especie exótica que se ha establecido en un ecosistema natural o seminatural y además es un agente de cambio y supone un riesgo para la diversidad biológica nativa (UICN 2000).

Entre otros impactos, las especies invasoras pueden modificar por completo los hábitats en los que se establecen, desplazar y reemplazar a especies nativas, afectar a la salud humana y medioambiental ya que pueden actuar como vectores de enfermedades y afectar a las actividades humanas, tales como la industria pesquera, la agricultura, cultivos forestales, etc. (GEIB 2006). En la tabla 2.1.1 se presentan de forma esquemática las consecuencias ecológicas que pueden provocar las especies invasoras junto con algunos ejemplos presentes en la Península Ibérica.

Tabla 2.1.1. Consecuencias ecológicas con ejemplos presentes en la Península Ibérica provocados por especies invasoras.

CONSECUENCIAS ECOLÓGICAS		EJEMPLOS
Impacto sobre los individuos	-Alteraciones de los patrones comportamentales	-Malvasía canela sobre Malvasía cabeciblanca (*Oxyura leucocephala*)
	-Reducción de la tasa de reproducción	-Visón americano sobre Visón europeo (*Mustela lutreola*)
	-Competencia	-Visón americano (*Mustela vison*) sobre Visón europeo (*Mustela lutreola*)
	-Depredación	-Visón americano (*Mustela vison*) sobre micromamíferos y herpetofauna
	-Parasitismo	-Infección por Aphanomicosis (*Austropotamobius pallipes*) sobre el cangrejo de río autóctono
Impacto genético	-Alteración del flujo génico	-Barreras creadas por los depredadores (peces piscívoros) aislando cuencas con especies nativas
	-Hibridación	-Malvasía canela sobre Malvasía cabeciblanca (*Oxyura leucocephala*)
	-Creación de nuevos genotipos invasores	-Híbridos de la planta herbácea *Fallopia japonica*
Impactos sobre la dinámica de poblaciones	-Cambios en la abundancia, estructura, distribución	-El muflón (*Ovis musimon*) desplazó a la cabra pirenaica en Cazorla
	-Extinciones	-Numerosas especies en islas
Impacto sobre las comunidades	-Reducción de la diversidad biológica	-Llegada de depredadores y grandes herbívoros a islas
	-Alteraciones en la estructura y composición de las comunidades.	-Invasión de las praderas de *Posidonia oceanica* por *Caulerpa taxifolia*
Impacto sobre los ecosistemas	-Creación de un régimen de perturbación	-La hierba de las pampas favorece los incendios; el cangrejo chino (*Eriocheir sinensis*) provoca la destrucción de las orillas de los ríos
	-Cambios del medio físico	-Fijación de dunas por la uña de gato (*Uncaria spp.);* modificación del paisaje por los eucaliptos (*Eucalipto spp.*)

Entre las interacciones más frecuentes que las especies invasoras provocan en ecosistemas acuáticos se pueden describir las siguientes (Orueta 2003, GEIB 2006):

- **Depredación:** Es la interacción más estudiada entre especies introducidas y fauna autóctona. En los ecosistemas acuáticos de la Península Ibérica, esta interacción es de gran trascendencia, ya que debido al aislamiento de sus cuencas fluviales la fauna piscícola ha evolucionado sin la presencia de especies piscívoras y, en consecuencia, sin desarrollar mecanismos defensivos ante los depredadores. Así, la vulnerabilidad de las especies autóctonas ante depredadores importados de otras áreas geográficas, como el siluro (*Silurus glanis*), el lucio (*Esox lucius*), la

lucioperca (*Sander lucioperca*), la perca sol (*Lepomis gibossus*) y el black bass (*Micropterus salmoides*), es muy elevada (Elvira 1998, Doadrio 2002).

- **Modificación de la vegetación:** La composición y estructura de la vegetación puede verse alterada ante nuevos consumidores o modificadores del hábitat. Por ejemplo, la eliminación de la cobertura de vegetación acuática que provoca el Cangrejo rojo (*Procambarus clarkii*) y la Carpa (*Cyprinus carpio*) pueden inducir importantes cambios en las características del agua por un exceso de nutrientes, provocando incrementos de fitoplancton y de la turbidez del sistema (Roberts & Tilzey 1996, GEIB 2006).

- **Competencia:** las especies que se introducen en ecosistemas que no corresponden a su hábitat natural compiten con las especies nativas por el hábitat (competencia por el espacio físico, los recursos alimenticios e incluso la pareja en el caso de las hibridaciones entre especies autóctonas e invasoras) (Elvira 2001).

- **Competencia aparente:** Ocasionada por el efecto sinérgico de la introducción de especies, este problema surge cuando al introducir una especie alóctona se favorece a las especies exóticas establecidas con anterioridad. El caso más frecuente es que una especie invasora sirva de alimento para otra introducida, de manera que cuando las poblaciones de la primera fluctúen a consecuencia de la depredación, la atención de la especie favorecida se centre sobre la fauna autóctona disminuyendo sus poblaciones (Primack & Ros 2002).

- **Introducción de enfermedades:** Es frecuente que los individuos recién llegados a los ecosistemas transporten algún tipo de patología que afecte a los individuos autóctonos. Los portadores de las enfermedades tienen una mayor resistencia ante dichas patologías, lo que les facilita el establecimiento desplazando a las especies autóctonas con especial rapidez y facilidad (Ordax 2003).

Opciones de Gestión

La opción seleccionada para gestionar una especie exótica dependerá de varios factores. Su objetivo estará enfocado a reducir o prevenir el daño causado por la especie, de la manera económica y medioambientalmente más eficiente (Roberts & Tilzey 1996). La posible opción de gestión por la que se puede optar va a variar entre las siguientes:

- **No actuación:** En determinados supuestos la opción más adecuada de gestión puede ser la No actuación. En aquellos casos en los que los efectos de la especie

introducida no constituyen una amenaza para la diversidad biológica nativa, las redes ecológicas o los valores naturales, y/o en las ocasiones en las que los costes de la gestión exceden a los beneficios, puede ser recomendable esta opción. No obstante es necesario que en este supuesto se garantice el seguimiento y vigilancia de la especie y de los efectos que pudiera provocar en el ecosistema; etc. Es decir, ha de evaluarse la función que la especie cumple en el ecosistema, ya que por ejemplo puede influir en el funcionamiento del ecosistema de manera que sustituya la función ecológica de especies indígenas extintas o que mantenga comunidades importantes. En estos supuestos deberían contrastarse los efectos positivos con los negativos, y podría ser recomendable la No actuación ligada a una labor de vigilancia del funcionamiento de estas comunidades.

- **Control preventivo:** La estrategia de control sobre la especie exótica puede plantearse con distinta intensidad, dependiendo de la gravedad del problema. Puede plantearse como un Control preventivo, cuando las poblaciones estén aumentando y pueda suponer un riesgo para la diversidad nativa. Es decir, la gestión se basaría en un control únicamente ante efectos puntuales.

- **Control sostenido:** Cuando la necesidad es reducir y/o mantener bajas densidades en las poblaciones de la especie exótica, se denomina Control sostenido. Seleccionando las herramientas adecuadas y manteniéndolas a lo largo del tiempo, variando la intensidad y periodicidad según la evolución de las poblaciones, este tipo de control puede presentar una efectividad elevada.

- **Erradicación:** Es la técnica más ambiciosa a la hora de gestionar una población de especies exóticas. No obstante, cuando la especie exótica está establecida, la Erradicación resulta muy difícil o imposible de conseguir. Para plantearse la erradicación, debe demostrarse un grado de riesgo elevado para las poblaciones autóctonas y, con determinadas especies, el ambiente sociopolítico debe ser favorable.

Métodos de Control

Los métodos a la hora de conseguir la opción de gestión elegida son diversos. Deben ser comparados según su eficacia, coste, seguridad y aceptabilidad. Para controlar las poblaciones de exóticas de peces se suele optar por uno de los siguientes métodos de control o combinación de ellos (Roberts & Tilzey 1996, Orueta 2003, Dawson *et al*. 2003).

- **Barreras físicas:** se trata de impedir el paso de las especies problemáticas a determinadas zonas donde pudieran interferir en el funcionamiento de ecosistemas frágiles o poblaciones autóctonas mermadas por distintos motivos. Es una técnica de sencilla aplicación y bajo coste en comparación del resto.

- **Manipulación del hábitat:** a la hora de impedir que las especies exóticas se reproduzcan o se vean favorecidas, se puede modificar el hábitat para perjudicar su ciclo de vida. En ecosistemas acuáticos, una manera frecuente de manipular el hábitat es la manipulación del nivel de agua y de la vegetación donde estas especies encuentran refugio o realizan las puestas.

- **Extracciones físicas:** es una de las opciones de control que se eligen con más frecuencia en ambientes de pequeño calibre y sistemas aislados. Se necesita un conocimiento preciso de la biología y ecología de la especie para focalizar los esfuerzos y lograr los objetivos previstos. Las extracciones pueden optimizarse con algún tipo de control químico poco conflictivo como el uso de narcóticos. La utilización de anestésicos como la benzocaína puede aturdir a los peces y facilitar su extracción.

- **Introducción de depredadores:** Es un método de control arriesgado. Debe existir un conocimiento preciso de las interacciones existentes en los ecosistemas y un análisis detallado de las consecuencias que un depredador pueda ocasionar sobre estas.

- **Cebos tóxicos:** se trata de cebos impregnados con veneno, de manera que el tóxico actúa de forma más selectiva.

- **Inmunoconceptivos:** Si la fertilidad de la especie invasora puede ser reducida de manera eficaz por algún tipo de agente es muy probable que se puedan llegar a controlar sus poblaciones. Consiste en provocar que el propio sistema inmunológico de la especie invasora genere anticuerpos que bloquean su sistema reproductor. Presenta la gran ventaja de que es un método altamente específico que sólo afecta a los individuos diana, sin embargo, es una técnica poco estudiada y por el momento es utilizada con pocas especies.

- **Virus:** Introducción de virus para controlar las poblaciones de especies invasoras. En su uso influyen factores como la temperatura del agua y las densidades de población. Es un método más efectivo con mayores densidades, ya que los virus se trasmiten con mayor facilidad. El *stress* de los individuos también puede favorecer la transmisión de los patógenos. Se ha utilizado con éxito con poblaciones de carpas en los EEUU.

- **Esterilización:** Existen varios métodos, muchos basados en la manipulación cromosómica (introducción de individuos triploides), controlar las proporciones de sexos de las poblaciones, tratamientos hormonales, etc. Su uso es muy discutido, ya que supone un elevado coste, no es efectivo para densidades altas de población y puede tener consecuencias en las especies.

- **Piscicidas o Icticidas:** La primera reacción ante una plaga suele ser plantearse el uso de venenos que acaben con ella de una manera inmediata, pero se debe ser cauteloso en su uso y examinar muy bien todos los factores bióticos y abióticos que se puedan ver afectados. Existe una amplia gama de venenos para peces, pero sus principales inconvenientes es que son poco selectivos y que debe profundizarse sobre si su uso afecta a todo el medio. Existen gran cantidad de experiencias al respecto en Australia y EEUU.

2.2. ESPECIE OBJETIVO: *Gambusia holbrooki* (Girard, 1859)

Gambusia holbrooki (Girard, 1859)

Familia: Poeciliidae
Orden: Cyprinodontiformes
Clase: Actinopterigios
Nombre común: Gambusia, gambusino
Sinonimias: *Gambusia affinis holbrooki*

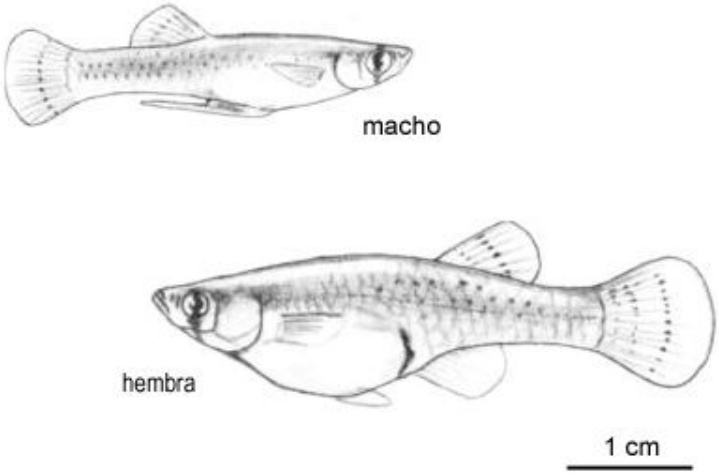


Figura 2.2.1. *Gambusia holbrooki*. (Fuente: modificado de www.pomonet.bg).

Descripción Morfológica de *Gambusia holbrooki*

La cabeza de *G. holbrooki* es ancha y aplastada dorsalmente (figura 2.2.1). La boca está dotada de agudos dientes y su localización es súpera y ligeramente oblicua. El cuerpo es fusiforme y comprimido, y está recubierto de grandes escamas cicloides (26-30 en la línea lateral). El pedúnculo caudal es delgado. La aleta caudal es unilobulada, con el margen convexo y redondeado. La aleta dorsal tiene una espina dura seguida de 7 radios blandos y está ligeramente retrasada respecto a la aleta anal. La anal presenta una espina dura y 9 radios blandos (Doadrio 2002).

El dorso y flancos son de color verdoso, verde parduzco, grisáceo, parduzco, verde grisáceo o pardo grisáceo, con escamas bordeadas de oscuro, el vientre es blanquecino y las aletas son blanquecinas o blanco amarillentas, con puntos negros

en forma de bandas transversales en la dorsal y la caudal (figura 2.2.2). Durante la freza los flancos presentan reflejos azulados, la parte inferior del opérculo y la parte del cuerpo situada entre el opérculo y la base de la aleta pectoral muestran tonos rosados y en las hembras la zona ventral situada entre las aletas ventrales y la anal muestra una vistosa mancha negruzca durante la época reproductora (figura 2.2.2 A y B). Existen ejemplares de librea negra (melánicos) o con el cuerpo recubierto de manchas negras aunque son poco frecuentes. Estos individuos melánicos presentan conductas más agresivas, que les aportan ventajas a para la predación pero que las hembras rechazan a la hora de la reproducción (Horth 2003).

La especie presenta un acusado dimorfismo sexual, mostrando los machos tamaños menores (tallas máximas entre 3 y 3,5 cm), con los radios de la aleta anal modificados durante el proceso de maduración para formar un órgano reproductor o gonopodio (figuras 2.2.1 y 2.2.2 C). Las hembras presentan tamaños máximos que oscilan entre 6 y 7 centímetros, pudiendo alcanzar los 8 cm en determinadas poblaciones (Vargas & De Sostoa 1996).

Frecuentemente se han encontrado problemas a la hora de describir las especie debido a la similitud que presenta con sus parientes americanas *Gambusia affinis* y *Gambusia patruelis*. Estas tres especies fueron consideradas en un principio como *G. affinis,* posteriormente fueron reconocidas como subespecies y finalmente como especies diferentes (Pyke 2005). Las especies que más problemas de confusión han generado son *G. affinis* y *G. holbrooki*. En Europa existió controversia sobre la especie establecida y no fue hasta 1988 cuando se resolvió a favor de *G. holbrooki* (Vargas & De Sostoa 1996).

G. holbrooki y *G. affinis* pueden ser diferenciadas por el número de radios que poseen en la aleta dorsal, ya que *G. holbrooki* cuenta con 8 radios mientras que *G. affinis* posee solo 7 (Pyke 2005), además *G. holbrooki* presenta un radio duro tanto en la aleta anal como en la dorsal, a diferencia de *G. affinis* cuyas aletas están formadas exclusivamente por radios blandos (Doadrio 2002).

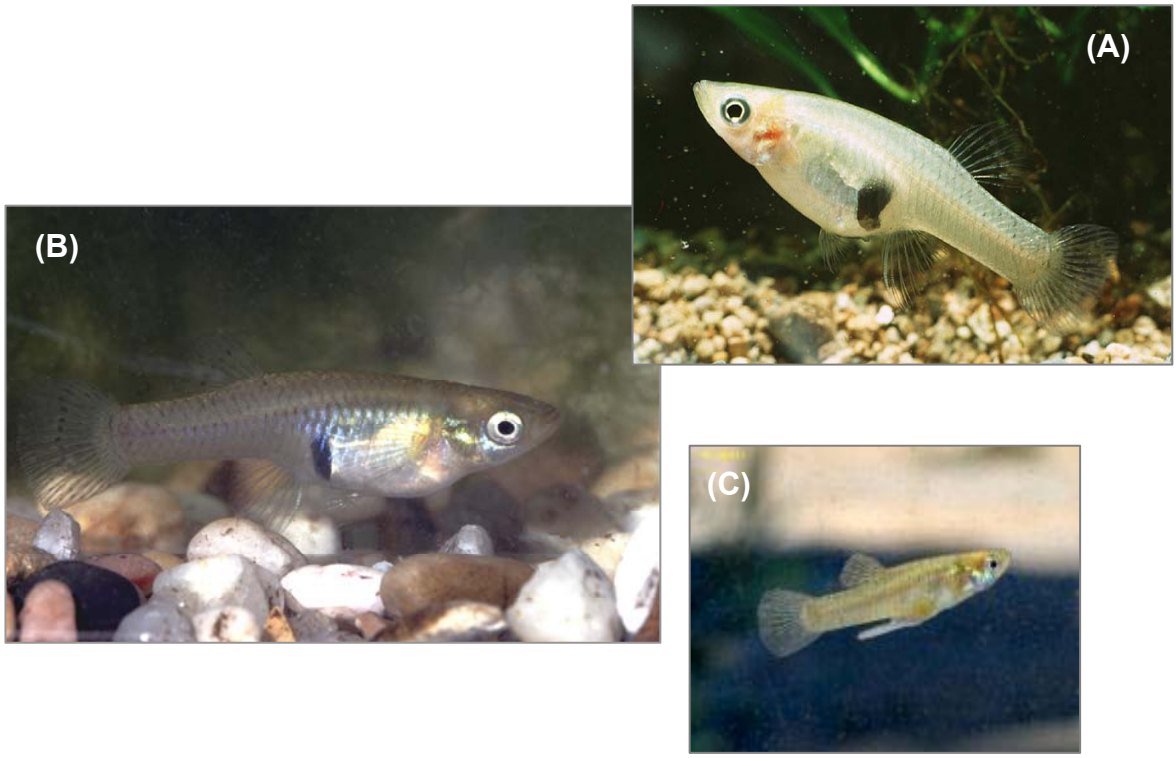


Figura 2.2.2. Fotografías de *G. holbrooki*, (A) hembra grávida (www.dmi.dk) (B) hembra en las fases iniciales del proceso de maduración (Carlos González Revelles), y (C) macho en el que se puede apreciar el gonopodio (db.angfa.org.au).

Distribución de *Gambusia holbrooki*

G. holbrooki es una especie nativa del continente americano. Su distribución natural se extiende por la costa este del continente americano, desde el este de los Montes Apalaches hasta Florida, penetrando por las áreas de drenaje Atlánticas hasta New Jersey. En la actualidad se distribuye en gran cantidad de países de todos los continentes excepto en la Antártica (Wooten *et al.* 1988, Clarke *et al.* 2000, ISSG 2006, Pyke 2008).

En el ámbito de la Península Ibérica, la especie está distribuida por la totalidad los cursos de agua a excepción de gran parte de la cuenca del Miño y de los ríos que desembocan en le mar Cantábrico (Doadrio 2002).

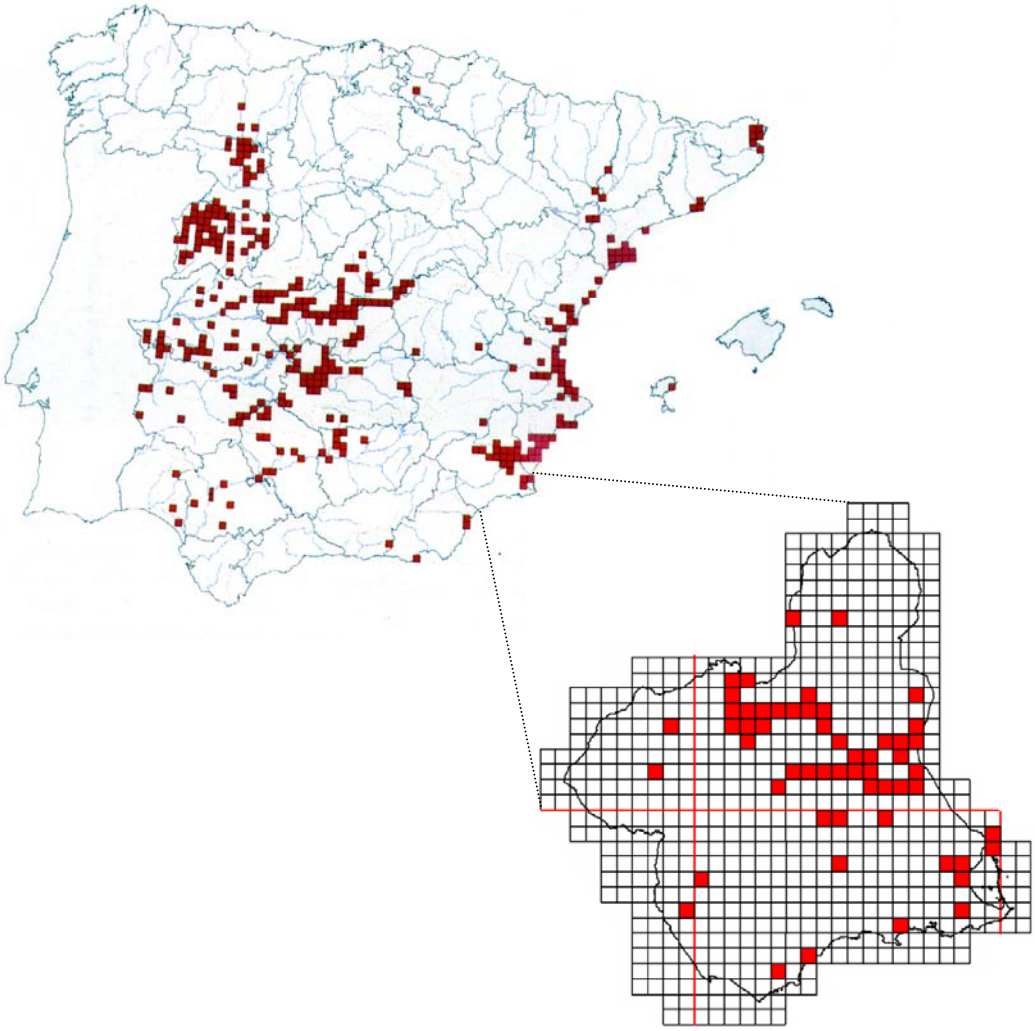


Figura 2.2.3. Mapa de distribución de *G. holbrooki* en España (10x10 Km) (Fuente: Doadrio 2002) y en la Región de Murcia (5x5 Km) (Fuente: Línea de Investigación en Biología y Conservación de Vertebrados Acuáticos, Dpto. Zoología y Antropología Física UMU, 2008).

En Murcia, la especie habita en la mayoría de los cuerpos de agua naturales de la Región (figura 2.2.3). Está presente en la práctica totalidad del cauce principal del río Segura, aunque existen algunos sectores de cabecera de arroyos tributarios y ramblas que no muestran la presencia de la especie (Torralva *et al*. 2005).

Biología y Ecología

Los poecílidos son una familia de peces continentales que pueden sobre vivir en un amplio rango de condiciones ambientales y adaptarse con rapidez a ambientes extremos (Meffe & Snelson 1989).

G. holbrooki se caracteriza por ser una especie muy tolerante a variaciones ambientales. Se define como bentopelágica, y normalmente habita en agua dulce

aunque también existen poblaciones en ambientes salinos. Se han realizado trabajos en la Península Ibérica analizando la respuesta de la especie ante la salinidad, obteniendo como resultado que la reproducción se produce de una manera más temprana en aguas con una elevada salinidad, además de reducir el estado de condición y las densidades de población (Alcaraz & García-Berthou 2007). La especie muestra preferencia por tramos de escasa corriente, poca profundidad y abundante vegetación, tolerando perfectamente altos grados de contaminación. El rango de temperaturas que es capaz de soportar va desde los 12 a 29 ºC (pudiendo tolerar hasta 42 ºC) (ISSG 2006). Es capaz de soportar bajísimas concentraciones de oxígeno disuelto (0.28 gr/l), ya que tiene la habilidad de obtener oxígeno de los estratos más superficiales de la columna de agua (Pyke 2005), y habita en rangos de pH que van desde 6 hasta 8,8 (Froese & Pauli 2008, Brown-Peterson & Peterson 1990).

Es una especie vivípara con fecundación interna (Meffe & Snelson, 1989), sexualmente muy precoz y con unos altos niveles de fecundidad. Pueden alcanzar la madurez sexual a las 6 semanas después de haber nacido y producir puestas sucesivas durante toda la época de reproducción. El ciclo intraovárico de los poecílidos tiene las siguientes etapas (Vargas 1993):

1. Presencia de huevos blancos y opacos de un diámetro aproximado de 0,1 mm.

2. Acumulación de vitelo. Los huevos se desarrollan de un color ámbar claro.

3. Un único grupo de huevos madura en un periodo de pocos días después del nacimiento de la puesta anterior. Éstos serán fertilizados por esperma fresco (preferentemente) o almacenado en el ovario.

4. Embriogénesis de 20-24 días a una temperatura de 22-25 ºC, aunque puede variar entre 15 y 50 días dependiendo de la temperatura, la estación y la localidad (Pyke 2008). El periodo de gestación total y de los intervalos entre puestas sucesivas pueden ser más largos. Por lo general no existe superfetación, es decir, todos los embriones que se desarrollan están en el mismo estadio (Pyke 2005).

5. Los jóvenes nacen normalmente entre unos pocos minutos y pocas horas.

6. Mientras los embriones de un grupo se desarrollan, los huevos del próximo acumulan vitelo. Trascurren varios días entre el parto (puesta) y la fertilización del próximo grupo (*stock*) de huevos.

G. holbrooki presenta gran plasticidad en sus hábitos alimentarios. A pesar de presentar una variación ontogenética y estacional, su dieta está basada en larvas de crustáceos e insectos, plantas, algas y detritos. Los estudios realizados en la Península Ibérica son escasos (Cabral *et al.* 1998, García-Berthou 1999, Blanco *et al*.

2004). De forma específica, los estudios realizados en el Lago Banyoles indican que la dieta está basada en Cladóceros de orilla, particularmente *Scapholeberis laveis*, *Ceriodaphnia reticulata* y *Pleuroxus laveis*, y nematóceros (básicamente larvas de quironómidos). También existe una variedad de presas terrestres (Colémbolos, Formícidos) u organismos del neuston (*Scapholeberis ramneri*, cuando emerge de nematocero a adulto), aspecto que refleja un espectro trófico muy ligado a la zona superficial de la columna de agua (García-Berthou 1999).

A pesar de la existencia de trabajos que muestran una selección significativa de *G. holbrooki* hacia las larvas de mosquito como presa preferencial durante el verano, los trabajos realizados en embalses de España no corroboran estos datos (García-Berthou 1999, Rodríguez-Jiménez 1989). Las variaciones de las abundancias de las presas observadas en su dieta parecen indicar que responden a variaciones espaciales y temporales de las poblaciones de macroinvertebrados (Arthington & Marshall 1999). Así, aunque la especie se ha utilizado mundialmente para controlar las poblaciones de mosquito, se considera un depredador generalista y existen dudas sobre la eficiencia de este control (Farley 1980, Pyke 2008).

Características que determinan a *Gambusia holbrooki* como un invasor eficaz

G. holbrooki (con su sinonimia de *G. affinis*) figura en la lista de las 100 especies invasoras más dañinas según la ISSG (Invasive Species Specialist Group) de la UICN. Las características que han propiciado la pertenencia de la especie a este listado mundial son principalmente su amplia tolerancia ambiental, su condición de depredador generalista y su corto periodo generacional.

Entre los parámetros biológicos y/o ecológicos de *G. holbrooki* se incluyen varias características típicas de las especies invasoras (NSW 2003, Schöpf *et al.* 2005):

- Es una especie que presenta abundancias elevadas en sus poblaciones.
- Posee un amplio y variado espectro trófico.
- Presenta un corto periodo generacional.
- Una única hembra es capaz de colonizar una nueva localidad.
- Presenta una amplia tolerancia ambiental.
- Es una especie relacionada a las concentraciones antrópicas.
- Presenta una alta variabilidad genética.

Además, según Courtenay & Meffe (1989), *G. holbrooki* presenta algunas características adicionales que aumentan su capacidad de éxito como especie invasora:

- Reproducción muy especializada y exitosa (ej: Alta fecundidad; rápido desarrollo juvenil; periodo reproductor prolongado y con múltiples partos; rápida madurez sexual; escasa exigencia en relación a la temperatura y fotoperiodo para la reproducción; etc.).
- Agresividad elevada en las hembras, depredando sobre grandes invertebrados (Leyse *et al.* 2003), otras especies de peces (Caiola & De Sostoa 2005), e incluso anfibios (Baber & Babbit 2003).

Amenazas que supone *Gambusia holbrooki* para las especies nativas

En la Península Ibérica está constatado el efecto negativo que *G. holbrooki* ejerce sobre las tres especies de ciprinodontiformes nativos: *Aphanius iberus* (Fartet), *Aphanius baeticus* (Salinete) y *Valencia hispanica* (Samaruc) (Rincón *et al.* 2002, Caiola & De Sostoa 2005, Alcaraz *et al*. 2008). A nivel global, se ha observado como 35 especies de peces disminuyeron sus abundancias y áreas de distribución paulatinamente tras la introducción de *G. holbrooki* (GEIB 2006, Pyke 2008), por lo que también constituye una amenaza para el resto de especies de peces nativos de la Península Ibérica (Elvira 1998).

El caso de la interacción de *G. holbrooki* con los ciprinodóntidos ibéricos puede detectarse en distintos aspectos. Así, se ha constatado la competencia trófica y por el espacio, e incluso la depredación por parte *G. holbrooki* sobre individuos jóvenes de *A. iberus.* En trabajos de experimentación en laboratorio se ha demostrado que en presencia de *G. holbrooki*, las tasas de alimentación *de A. iberus* y *V. hispanica* se reducen (Rincón *el al.* 2002, Caiola & De Sostoa 2005). También afecta negativamente a la reproducción, ya que con frecuencia se dan persecuciones y ataques que aumentan la tasa de *stress*, influyendo negativamente sobre aspectos reproductivos. Se ha comprobado cómo en presencia de *G. holbrooki*, se reduce hasta un 70% la cría de *A. iberus* (Rincón *et al.* 2002).

A su vez, el declive de poblaciones de anfibios en diversos sistemas acuáticos de la Península Ibérica a causa de la introducción de especies de peces exóticas, incluyendo *G. holbrooki*, ha sido mostrado en numerosas publicaciones (Rivera & Sáez 2003, Martínez-Solano *et al.* 2004). Los impactos concretos respecto a los anfibios resultan de la depredación de las puestas y la agresividad mostrada con los renacuajos (GEIB 2006).

En lo referente a trabajos sobre la interacción *G. holbrooki* con macroinvertebrados acuáticos, son escasas o nulas las publicaciones sobre sistemas acuáticos de la Península Ibérica. No obstante, en otros contextos geográficos se han constatado los efectos negativos que, como depredador, *G. holbrooki* provoca sobre la fauna macroinvertebrada (NSW 2003, entre otros). A su vez, existen referencias bibliográficas de los efectos directos de *G. holbrooki* sobre especies en peligro de extinción de dicho componente faunístico (NSW 2003).

Elevadas densidades de *G. holbrooki* pueden causar perjuicios para el ecosistema completo, ya que como se ha dicho anteriormente altera las comunidades de macroinvertebrados, incrementando así la presencia de rotíferos y protozoos en las aguas, la descomposición del fitoplanton, el enturbiamiento del agua y la aparición de procesos de eutrofización, favorecidos también por la elevada cantidad de excrementos, incentivando el crecimiento de algas y reduciendo la cantidad de oxígeno, causando la desaparición de los organismos más sensibles (GEIB 2006).

3. ÁMBITO DE ESTUDIO

3.1. LICS OBJETO DE ESTUDIO

Los Lugares de Interés Comunitario (LICs) propuestos según la Directiva 92/43/CEE del Consejo, relativa a la Conservación de los Hábitat Naturales y de la Fauna y Flora Silvestres y seleccionados para el presente estudio son (figura 3.1.1):

- Humedal de Ajauque y Rambla Salada (LIC ES6200005).
- Río Chícamo (LIC 6200028)

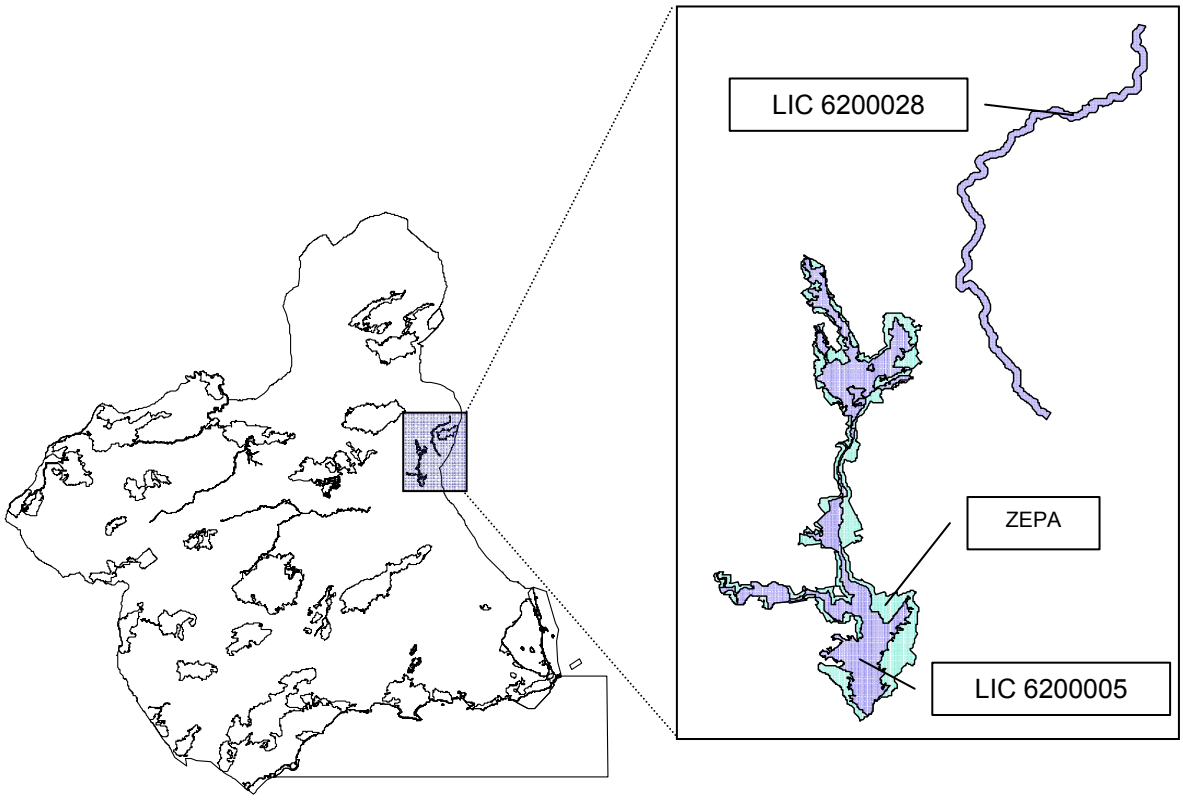


Figura 3.1.1. Localización geográfica de los LICs objeto de estudio, río Chícamo (LIC 6200028) y Humedal de Ajauque y Rambla Salada (LIC 6200005 y ZEPA).

Río Chícamo

El cauce del río Chícamo tiene un recorrido de 13,5 Kilómetros, y actúa como colector de una cuenca de 501,8 Km^2 (García 2005). Nace en las cercanías de Macisvenda junto al límite con la provincia de Alicante. Discurre por el municipio de El Tollé, la aldea del Partidor y la Huerta de Abanilla. Atraviesa Benferri y ya pasa a formar parte de la provincia de Alicante, discurriendo por el valle que forman la Sierra de Orihuela y la Sierra de Callosa. Desaparece en la huerta de Redován, sin que sus aguas lleguen al río Segura, ya que son utilizadas para explotaciones agrarias (www.dialnet.unirioja.es). No obstante, el Canal de Crevillente desvía el cauce natural del río antes de la entrada a la provincia de Alicante hacia el embalse de Santomera.

El río Chícamo no discurre con un caudal permanente. Además, se encuentra regulado mediante pequeñas presas y canales para el aprovechamiento de su escaso caudal para la agricultura. El nacimiento del río es la surgencia natural del acuífero de Quibas. Este acuífero se encuentra sobreexplotado desde la década de los 70, afectando esta situación a la dinámica natural del río desde el propio nacimiento. Además, puede estar decreciendo la calidad de sus aguas producto de la sobreexplotación del acuífero y la consecuente desalinización (Vidal-Abarca *et al.* 2002 a).

En lo que respecta a la Producción Primaria Bruta (PPB) y Respiración de la Comunidad (RC), el río Chícamo se comporta de manera similar a otros ríos estudiados en ambientes áridos de clima Mediterráneo, con unos valores de PPB entre 0,24 y 10,07 g/m^2dia y de RC entre 0,265 y 7,29 g/m^2dia (Suárez & Vidal-Abarca 2000). Además, en este ambiente también se han estudiado parámetros como la Materia Orgánica Bentónica (Vidal-Abarca *et al.* 2004) y el Carbono Orgánico Disuelto y Particulado (Vidal-Abarca *et al.* 2001).

En este ambiente árido, destacan las formaciones de saladar; los baladrales de *Nerium oleander* y tarayales subhalófilos e hiperhalófilos con *Tamarix boveana* y *Tamarix canariensis*; las comunidades halófilas y halonitrófilas; las comunidades asociadas a los sistemas fluviales dulceacuícolas y salobres; y los tomillares termófilos con los endemismos *Sideritis leucantha* y *Thymus moroderi*. Destacan por su abundancia las formaciones de carrizales de *Phragmites australis* y de juncos (*Juncus marítimus y Juncus subulatus*).

Entre las especies incluidas en el Anexo II de la Directiva 92/43/CEE (Directiva Hábitats) figuran *Aphanius iberus*, única presencia de esta especie en cursos continentales, y el odonato *Coenagrion mercuriale*; así como la Cigüeñuela

(*Himantopus himantopus*), incluida en el Anexo I de la Directiva 79/409/CEE (relativa a la Conservación de la Aves Silvestres).

Los hábitats de interés comunitario presentes en el LIC son (Baraza 1999):

1410 Pastizales salinos mediterráneos (Juncetalia maritimi)
1420 Matorrales halófilos mediterráneos termoatlánticos (Sarcocornetea fruticosi)
1510 Estepas salinas mediterráneas (Limonietalia)
3280 Ríos mediterráneos de caudal permanente del Paspalo-Agrostidion con cortinas vegetales ribereñas de *Salix* y *Populus alba*.
5210 Matorrales arborescentes de *Juniperus spp*.
5334 Matorrales y tomillares termófilos, principalmente semiáridos.
6220 Zonas subestepáricas de gramíneas y anuales de Thero-Brachypodietea.
92D0 Galerías y matorrales ribereños termomediterráneos (Nerio-Tamaricetea y Securinegion tinctoriae)

La comunidad de macroinvertebrados del río Chícamo se caracteriza por estar formada por taxones euritermos y típicos de los tramos de los ríos bajos (<1000m), con corrientes de agua lentas o nulas. Esta comunidad se compone principalmente de insectos, como suele ocurrir en los ríos temporales y/o intermitentes del sureste de la Península. En general, los taxones presentes en el río Chícamo tienen puntuaciones muy bajas en el índice de calidad IBMWP′, exceptuando algunos odonatos (Aechnidae y Libelullidae) y un crustáceo (*Echinogammarus veneris*) (Guerrero 2002).

Humedal de Ajauque y Rambla Salada

Está declarado Paisaje Protegido de acuerdo con la Ley 4/1992, del 30 de julio de Ordenación y Protección del Territorio de la Región de Murcia en su disposición adicional tercera. Posteriormente, con la Ley del Suelo de la Región de Murcia del 24 de abril, se modificaron los límites del espacio protegido ajustándolos con los del Lugar de Importancia Comunitaria (LIC 6200005). A su vez, está designado como ZEPA en cumplimiento de la Directiva del Consejo de las comunidades europeas 79/409/CEE, de 2 de abril se 1979, mediante la Resolución de 11 de enero de 2000 (BORM nº14 de 19 de enero de 2000).

El humedal de Ajauque y Rambla Salada tiene redactado el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales, aprobado inicialmente en la orden de 4 de mayo de 2005 de la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, redactado de acuerdo con la Ley 4/1989, de 27 de marzo de Conservación de los

Espacios Naturales de la Flora y Fauna Silvestre y de la Ley 4/1992 de Ordenación y Protección del Territorio de la Región de Murcia.

La extensión total de este espacio es de 1.630,91 hectáreas, que pertenecen a los municipios de Archena, Fortuna, Abanilla y en menor porción de Molina de Segura.

Se trata de una red de hidrosistemas compuestos por la Rambla de Ajauque, el tramo final de Rambla Salada de Fortuna y los hidrosistemas asociados, y el embalse de Santomera, donde confluyen ambas ramblas. El hidrosistema de Ajauque nace en los Baños de Fortuna y aguas abajo del canal del trasvase, la Rambla de Ajauque confluye con Rambla Salada pocos metros antes de la cola del embalse de Santomera.

Como consecuencia del sistema geológico-litológico de materiales salinos en el que se enclava, el agua suele presentar cierta salinidad, diferenciándose variaciones graduales importantes a lo largo de los cauces incluidos en el sistema. La zona de mayor salinidad se encuentra en la parte final de Rambla Salada antes de la confluencia con Ajauque, donde las aguas son hipersalinas con valores de entre los 40 g/l y 100 g/l. Cabe destacar la importancia que tienen sobre la salinidad del sistema los regadíos y el canal del trasvase Tajo-Segura que atraviesa la rambla, ya que en los años 80, la salinidad de Rambla Salada estaba en torno a los 100 g/l, descendiendo en la actualidad hasta un valor promedio de 35,5 g/l (Velasco *et al.* 2006).

La vegetación de Ajauque y Rambla Salada destaca por sus comunidades de saladar y estepas salinas con una importante representación de comunidades vegetales halófilas en buen estado de conservación: Tarayales hiperhalófilos de *Tamarix boveana* y comunidades de siemprevivas con endemismos exclusivos del sureste Peninsular: *Limonium delicatulum*, *Limonium caesium*. Las condiciones de salinidad limitan el desarrollo de la vegetación acuática sumergida, estando restringida a la especie *Ruppia marítima* y diversas especies de algas.

Como plantas helófitas (que enraízan en el agua pero emergen a la superficie), destacan los carrizales (*Phragmites australis*) por su abundancia y amplia distribución y los juncos (*Juncus marítimus y Juncus subulatus*). En las zonas encharcadizas del sistema se localizan quenopodiáceas y conforme se aleja de la zona encharcada, aparecen especies halófilas como *Anabasis hispánicas* y siemprevivas (*Limonium spp.*), junto con los tarayales *de Tamarix boveana* y *Tamarix canariensis* (www.carm.es, www.portal-agua.com).

El humedal de Ajauque y Rambla Salada destaca por la diversidad e importancia conservacionista de muchas de las aves que se encuentran allí presentes (varias de ellas incluidas en el Anexo I de la Directiva 79/409). Las comunidades más características son esteparias asociadas a saladar (Alcaraván, Aguilucho cenizo, Terrera marismeña, etc.) y aves acuáticas (Cigueñela, Garceta, Chorlitejo patinegro, Martín pescador, etc.).

Los invertebrados también constituyen un grupo de gran interés en Ajauque y Rambla Salada. Rambla Salada cuenta con una fauna de macroinvertebrados compuesta por especies eurihalinas, con un rango amplio de tolerancia ante la salinidad (Velasco *et al.* 2006). Las familias presentes Dytiscidae (Orden Coleoptera), Helophoridae (Orden Coleoptera), Hydrophilidae (Orden Coleoptera) y Hydranidae (Orden Coleoptera) son indicadoras, según el índice de calidad IBMWP′, de alto grado de naturalidad del medio (Gutiérrez 2006). Destaca la presencia del coleóptero *Ochthebius glabber*, un endemismo de la Península Ibérica catalogado como vulnerable en el Libro Rojo de los Invertebrados de España (Sánchez-Fernández *et al.* 2006).

Los hábitats naturales de interés comunitario presentes en el espacio natural de Ajauque y Rambla Salada son (Baraza 1999):

1310 Vegetación anual pionera con Salicornia y otras especies de fangosas o arenosas.
1410 Pastizales salinos mediterráneos (Juncetalia maritimi).
1420 Matorrales halófilos mediterráneos y termoatlánticos (Sarcocornetea fruticisi).
1430 Matorrales halo-nitrófilos (Pegano-Salsoletea).
1510 Estepas salinas mediterráneas (Limonietalia).
1520 Vegetación gipsícola ibérica (Gypsophiletalia).
3280 Rios mediterráneos de caudal permanente del Paspalo-Agostidión con cortinas vegetales ribereñas de Salís y Populus alba.
5330 Matorrales termomediterráneos y pre-estépicos.
6110 Prados carcáreos carsticos o basófilos del Alysso-Sedion albi.
6220 Zonas subestépicas de gramíneas y anuales del Thero-Brachypodietea.
8210 Pendientes rocosas calcícolas con vegetación casmofítica.
8230 Roquedos silíceos con vegetación pionera del Sedo-Scleranthion o del Sedo albi-Veronicion dillenii
92D0 Galerías y matorrales ribereños termomediterráneos (Nerio-Tamaricetea y Securinegeon tinctorirae)

Los hábitats prioritarios de la directiva incluidos en Ajauque y Rambla Salada son los correspondientes con los números 1510, 1520, 6110 y 6220.

3.2. SECTORES FLUVIALES SELECCIONADOS

Los sistemas acuáticos incluidos en los LICs de Ajauque y Rambla Salada (LIC 6200005) y del río Chícamo (LIC 6200028) se encuentran encuadrados es el sector ecológico de la Zona Árida de Abanilla y Fortuna (Sector 9), en el Este de la Cuenca de Segura (Vidal-Abarca *et al.* 1990). Este sector cuenta está conformado por una serie de pequeñas subcuencas y cauces temporales de pequeño calibre. La climatología de la zona se define por su carácter seco, cálido y muy árido (las precipitaciones no superan los 280 milímetros anuales). El tipo de sustrato blando de margas con afloramientos del Keuper, procura a este sector un aporte constante de sales a los cursos de agua que atraviesan este sector. La mayoría de los cauces que componen esta red de drenaje están regulados por embalses o canales de derivación, por lo que este sector también funciona, hidrológicamente hablando, como una cuenca endorreica. Los usos del suelo más frecuentes de la zona son cultivos de secano, matorrales y eriales. Además este sector cuenta con una baja densidad de población (Vidal-Abarca *et al.* 1990).

Los sectores o tramos de cauce seleccionados para el presente trabajo e incluidos en los LICs anteriormente descritos son:

- sector de la cabecera del río Chícamo (Nacimiento y Presa del Cajel) (figura 3.2.1, puntos 1 y 2 respectivamente).
- sector bajo de Rambla Salada de Fortuna (Los Periquitos y Confluencia con Rambla de Ajauque) (figura 3.2.1, puntos 3 y 4 respectivamente).

La presencia de *G. holbrooki* en los sectores fluviales seleccionados fue constatada en inventarios realizados por la Línea de Investigación en Biología y Conservación de Vertebrados Acuáticos (Dpto. Zoología y Antropología Física) en el marco del Proyecto LIFE-Naturaleza "*Conservación de stocks genéticos de Fartet, Murcia*".

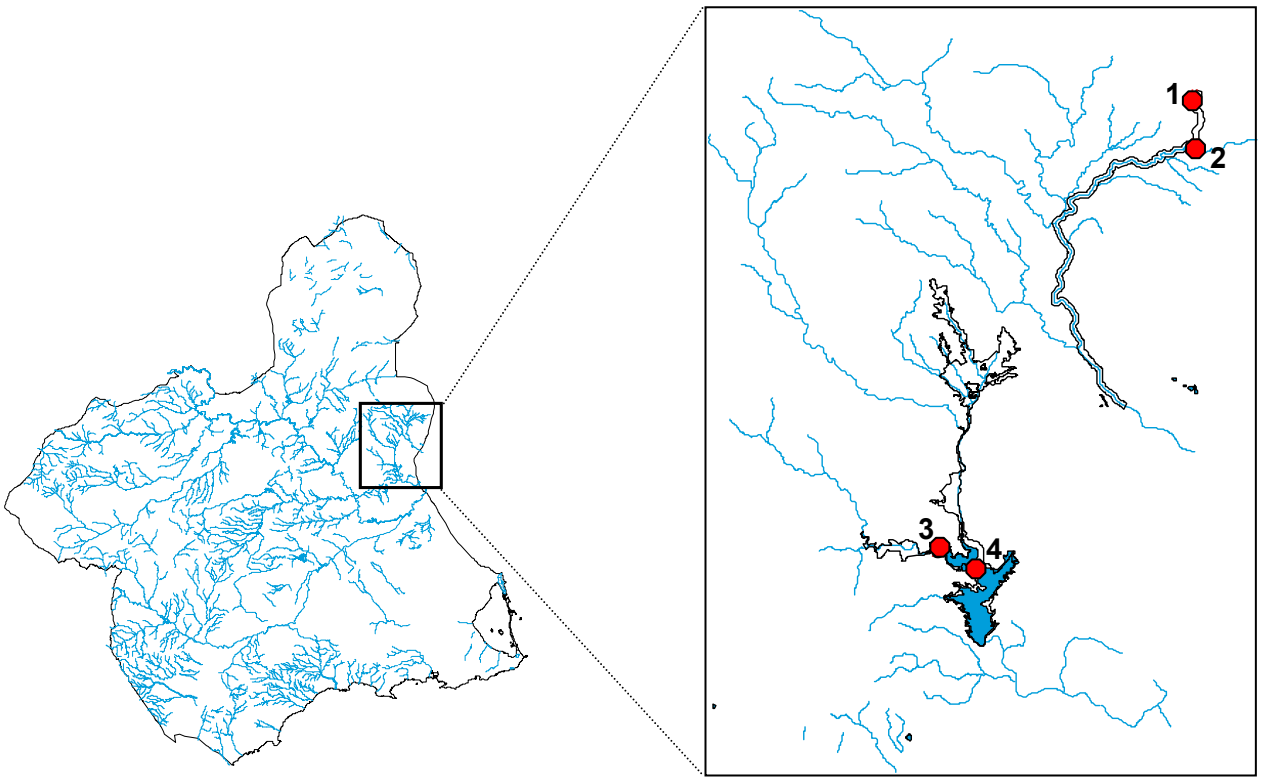


Figura 3.2.1. Localización geográfica del área de estudio y localización específica de los puntos de muestreo. Cabecera del río Chícamo: (1) Nacimiento del río Chícamo y (2) Presa del Cajel; Rambla salada de Fortuna: (3) Los Periquitos y (4) Confluencia con Ajauque.

4. METODOLOGÍA EMPLEADA

4.1. METODOLOGÍA DE CAMPO

Periodo de Estudio y Estaciones de Muestreo

El periodo de estudio abarcó desde noviembre de 2005 hasta febrero de 2007. Se realizaron un total de 30 muestreos durante este periodo para ambos hábitats, Rambla Salada y el río Chícamo. La periodicidad de los mismos fue quincenal o semanal (en la estación reproductora) con la finalidad de realizar un seguimiento exhaustivo de las poblaciones completando, al menos, un ciclo anual de la especie.

Se seleccionaron dos localidades de muestreo en cada uno de los sectores de cauce objeto de estudio. Estas localidades fueron seleccionadas al haber detectado en estudios previos elevadas abundancias de ejemplares de la especie objetivo (Torralva *et al*. 2007).

Cada localidad de muestreo consistió en una sección longitudinal del cauce de 100 a 150 metros reflejando la diversidad de hábitats presentes en función de la profundidad, sustrato y cobertura vegetal entre otras características ambientales.

Localidades seleccionadas en el río Chícamo:
RCH-1: Nacimiento del río Chícamo (UTM 30SXH 749369) (figura 4.1.1 A).
RCH-2: Presa del Cajel (UTM 30SXH 749369) (figura 4.1.1 B).
Localidades seleccionadas en Rambla Salada:
RSA-1: Los Periquitos (UTM 30SXH 662215) (figura 4.1.2 A).
RSA-2: Confluencia con Rambla de Ajauque (UTM 30 SXH 675208) (figura 4.1.2 B).

Figura 4.1.1. Localidades seleccionadas en el río Chícamo para la obtención de las muestras periódicas de la población de *G. holbrooki* estudiada. (A) RCH-1 Nacimiento del río Chícamo; (B) RCH-2 Presa del Cajel. (Fotografías: Línea de Investigación en Biología y Conservación de Vertebrados Acuáticos, Dpto. Zoología y Antropología Física UMU).

Figura 4.1.2. Localidades seleccionadas en Rambla Salada de Fortuna para la obtención de las muestras periódicas de la población de *G. holbrooki* estudiada. (A) RSA-1 Los Periquitos; (B) RSA-2 Confluencia con Rambla de Ajauque. (Fotografías: Línea de Investigación en Biología y Conservación de Vertebrados Acuáticos, Dpto. Zoología y Antropología Física UMU).

Metodología de Captura y Procesado *in situ*

La metodología de captura seleccionada fueron tanto métodos activos (Salabre) como pasivos [trampas Minnow-traps en Harrison *et al.* (1986) y Minnow-traps de polietileno] (figura 4.1.3). Estos métodos se han estimado como óptimos para la captura selectiva de peces pequeños que viven en zonas someras (Clavero *et al*. 2006).

- **Minnow-Traps**

Trampas de malla metálica de doble embudo forradas con tela de luz de malla de 2 mm (figura 4.1.3 A y D).
Esfuerzo de muestreo: 10 unidades distribuidas uniformemente en cada localidad de estudio con un tiempo de pesca de 20 a 24 h/muestreo.

- **Minnow-Traps de polietileno**

Fabricadas a partir de botellas de agua de 1,5 litros, cuya parte superior es cortada y colocada de forma invertida (Fouilland & Fossati 1996), de manera que queda como un embudo. La base de la botella es sustituida por una tela de malla de 2 mm de luz (figura 4.1.3 B y C).
Esfuerzo de muestreo: 10 unidades distribuidas uniformemente en cada localidad de estudio con un tiempo de pesca de 20 a 24 h/muestreo.

- **Salabre**

Sacadera de 40x40 cm con una luz de malla ≤ 2 mm (figura 4.1.3 F).
Esfuerzo de muestreo: pesca de 10-15 min/localidad/muestreo.

La unidad poblacional seleccionada para cada uno de los sectores de cauce han sido el total de capturas obtenidas en las dos localidades de muestreo. Es decir:

Unidad poblacional río Chícamo = nRCH-1 + nRCH-2

Unidad poblacional Rambla Salada = nRSA-1 + nRSA-2

Fueron capturados un total de 14034 ejemplares (1720 en el río Chícamo; 12314 en Rambla Salada) a lo largo del periodo de estudio. Estos ejemplares fueron fijados en formaldehído al 10% neutralizado y trasladados al laboratorio debidamente etiquetados.

A su vez, en cada uno de los muestreos se realizó un registro *in situ* de variables limnológicas descriptoras del hábitat (temperatura, pH, salinidad y conductividad). En cada una de las localidades de muestreo, se tomaron tres réplicas de cada variable limnológica, mediante el uso de un multiparámetros Multi 350i. Las réplicas fueron tomadas con al menos 10 metros de distancia unas de otras a unos 20 cm de profundidad (cuando la profundidad del cuerpo de agua lo permitía), y en una franja horaria similar.

Figura 4.1.3. Metodología de captura. Detalles de una Minnow-trap (A y D) y Minnow- trap de polietileno (B y C). Detalle de un Salabre (E) y momento de captura mediante salabre (F). Toma de datos limnológicos (G). (Fotografías: Línea de Investigación en Biología y Conservación de Vertebrados Acuáticos, Dpto. Zoología y Antropología Física UMU).

4.2. METODOLOGÍA DE LABORATORIO Y TRATAMIENTO DE DATOS

El total de ejemplares capturados (N_{total}= 14034) fue procesado para obtener los siguientes parámetros:

- Sexo (machos, hembras e indeterminados). Este carácter fue establecido mediante la observación de los caracteres externos. En ejemplares de pequeña talla se confirmó el sexo mediante análisis de las gónadas bajo lupa binocular (Nikon, 20X).
- Longitud total (LT, ± 0,1 milímetros) desde el extremo del rostro hasta el final de la aleta caudal, obtenida mediante la utilización de un ictiómetro.

A su vez, una submuestra de 3011 ejemplares (1367 del río Chícamo; 1644 de Rambla Salada) fueron eviscerados y con ellos se obtuvieron los siguientes parámetros:

- Peso fresco total (PT, ± 0,001 g) de cada individuo, obtenido mediante una balanza de precisión (Mettler AJ 100 ®).
- Peso fresco total eviscerado o Peso somático (PE, ± 0,001 g) de cada individuo, obtenido mediante una balanza de precisión (Mettler AJ 100 ®).
- Peso gonadal (PG, ± 0,001 g) de cada individuo, obtenido mediante la utilización de una balanza de precisión (Mettler AJ 100 ®).

Para el estudio de la fecundidad en función de los embriones presentes se tomó una submuestra de 462 hembras en estado de gravidez (178 del río Chícamo; 284 de Rambla Salada). En estas se contabilizó el número total de embriones en desarrollo presentes en el saco embrionario. A su vez, para el estudio de la edad se tomó una muestra de escamas de 370 individuos de Rambla Salada y 164 del río Chícamo.

La informatización y el tratamiento estadístico de los datos han sido realizados mediante la hoja de cálculo EXCEL y el paquete estadístico SPSS (v.15.0). El valor de significación utilizado ha sido en la mayoría de los casos el 95% ($p < 0,05$).

4.2.1. DETERMINACIÓN DE LA EDAD, ESTRUCTURA DE LA POBLACIÓN Y CRECIMIENTO

El crecimiento en peces es indeterminado y flexible, y responde tanto a factores internos, como el potencial de crecimiento determinado genéticamente, como a factores exógenos condicionados por el medioambiente (Wootton 1998). En la primera etapa de la vida en peces, este crecimiento es rápido y se va frenando lentamente con la edad hasta estabilizarse en un máximo asintótico (Pauli 1983).

Estudio de las Escamas

El patrón anual de crecimiento en peces muestra variación en función de la época del año. Frecuentemente se produce una ralentización del crecimiento en los meses fríos más desfavorables, seguido de un período de crecimiento rápido en los meses más benignos. A consecuencia de este crecimiento irregular, las partes calcificadas del cuerpo, como los otolitos, las espinas o las escamas, quedan marcadas de forma periódica (Weatherley 1972, Wootton 1998). La forma más común de estimar la edad de los peces es la interpretación de las marcas que la variación en el crecimiento deja en las partes duras del cuerpo (Bagenal & Tesch 1978).

En concreto, el estudio de las escamas es un método adecuado para peces de corta longevidad y rápido crecimiento como los ciprinodontiformes (Oliva-Paterna 2006), y ha sido un método muy utilizado para determinar la edad en *G. holbrooki* (Da Franca 1953, Fernández-Delgado 1989, Vargas & De Sostoa 1996, Pérez-Bote & López 2005, Scalici *et al.* 2007).

En períodos de crecimiento lento o ausencia de crecimiento, el calcio se acumula en las escamas formando unos anillos concéntricos llamados "anillos de crecimiento" o "*annuli*", separados por los espacios formados en las épocas de crecimiento rápido en que la depositación de calcio es menor y que permiten diferenciar los anillos de crecimiento sucesivos. De este modo, el análisis de los anillos de crecimiento existentes en las escamas nos permite determinar la edad de los peces.

Para el estudio de las escamas se cogió una muestra de entre 8 y 10 escamas sustraídas del flanco izquierdo de cada pez, en la zona comprendida entre la línea lateral y la aleta dorsal. Éstas se colocaron entre portaobjetos de 76 x 26 mm para la su posterior análisis, que se realizó mediante la utilización de un proyector de microfilms (Cannon 300® con lente de 22 milímetros y pantalla de proyección de 25x25 centímetros).

Distribución de Frecuencias por Tallas

El análisis de las Distribuciones de Frecuencias por Tallas se ha realizado con el objetivo prioritario de obtener la estructura de tamaños de las poblaciones de Rambla Salada y río Chícamo. A su vez, la combinación de este método con la lectura de escamas, proporciona la información de contraste adecuada para determinar correctamente la estructura de edades de estas poblaciones de *G. holbrooki*.

El método utilizado para analizar las Distribuciones de Frecuencia de longitud total ha sido el "Método de Petersen", que requiere la longitud individual de un gran número de individuos de la población ordenada en histogramas, que propongan una secuencia temporal lógica (Bagenal & Tesch, 1978, Wootton 1998, Ruiz-Navarro 2006).

G. holbrooki presenta una reproducción estacional en la que existe un reclutamiento de nuevos individuos en intervalos de tiempo concretos (Fernández-Delgado 1989, Vargas & De Sostoa 1996). Esto permite que en las Distribuciones de Frecuencias por Talla puedan observarse las diferentes cohortes (= modas) que conforman la población. Debemos entender las cohortes como los individuos nacidos en el mismo año, aunque en este apartado del trabajo se ha diferenciado dentro de estas cohortes entre los individuos que han nacido al principio o al final del período reproductor.

Las diferencias en tamaño promedio entre Rambla Salada y río Chícamo se han realizado mediante el estadístico *t-Student* (Castro & Galindo 2000).

Análisis de Progresión Modal

Para el contraste de las Distribuciones de Frecuencias por Talla se ha aplicado lo que Pauli (1983) describió como "Método Integrado", que consiste en la integración del "Método de Petersen" con el "Análisis de Progresión Modal". Las modas o grupos de talla que conforman la población se han identificado con el programa informático FiSAT (FAO-ICLARM Fish Stock Assesment Tools) v.1.2.2. Para ello, se han utilizado las subrutinas Battacharya (1967) y NORMSEP, con la que se pueden separar las modas que conforman una distribución polimodal de manera estadísticamente significativa.

La subrutina Battacharya consiste en un método gráfico de descomposición de las distribuciones polimodales en una serie de distribuciones normales o pseudocohortes (modas) (figura 4.2.1). El método se basa en aproximar la distribución normal de cada moda a una distribución parabólica. Para ello, la distribución ha de convertirse en una relación lineal con la forma:

$$dt\ (\ln[N]) = a + b\ (L)$$

donde "dt (ln[N])" es la diferencia entre el logaritmo natural del valor de una clase de talla y el valor de la clase anterior, y L es el límite máximo de la clase de talla anterior (King 2007). Al final del proceso, se obtienen la distribución de la población descompuesta en una serie de modas, indicando su longitud media y la desviación estándar, la población (n) en cada caso y el índice de separación (I.S). Las modas serán significativamente diferentes en el caso de que el I.S sea mayor o igual a 2.

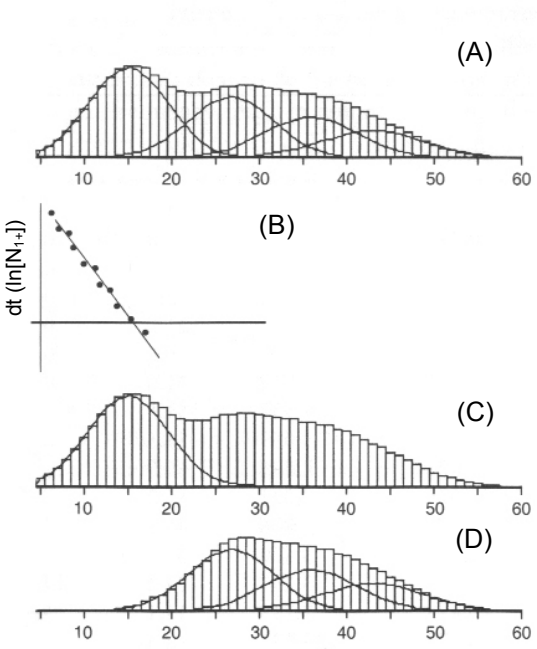


Figura 4.2.1. Pasos a seguir en la realización del método Battacharya de separación de modas. (A) Distribución de frecuencias por tallas de una población, y modas que conforman la población, (B) Transformación de la primera moda en una línea recta de puntos, (C) Distribución normal que resulta de la unión de los puntos anteriores, y (D) Distribución de frecuencias excluyendo la primera moda. Ahora debe de realizarse el mismo proceso con el resto de la distribución de frecuencias. (Fuente: modificado de King 2007).

Posteriormente, se ha utilizado otra subrutina del programa FiSAT para establecer los I.S máximos disminuyendo el error al mínimo. Esta subrutina se llama NORMSEP (SEParation of the NORMally distributed components) y es un complemento para afinar las estimaciones establecidas inicialmente con el Método Battacharya. Una vez identificadas las modas, se puede plantear un seguimiento temporal de éstas, lo que se conoce como "Análisis de Progresión Modal" (APM).

En este trabajo se han examinado, para ambos sexos por separado, las distribuciones de longitud total de los muestreos agrupados por meses y estaciones. También se ha estudiado la progresión temporal de estas distribuciones de frecuencias. A su vez, cada una de las modas fue diferenciada de manera significativa y asignada a un grupo de edad.

Tasas de Crecimiento

Una vez establecidas las modas que conforman la población y asignada una clase de edad a cada una de ellas, se utiliza el Análisis de Progresión Modal para analizar la evolución temporal de los grupos de edad o de talla. De este modo es posible evaluar las Tasas de Crecimiento para cada una de las cohortes diferenciadas comparando las tallas medias de las modas a intervalos de tiempo.

La tasa instantánea de crecimiento por unidad de peso según Wootton (1998) será:

$$g = dW / dt$$

siendo "g" la tasa instantánea de crecimiento, "W" el peso y "t" el tiempo. Si se trata de un período de tiempo concreto:

$$g = (\log_e W_2 - \log_e W_1) / (t_2 - t_1).$$

Frecuentemente la tasa instantánea de crecimiento se expresa como % por unidad de tiempo (G):

$$G = 100g$$

Aunque la tasa de crecimiento específica fue descrita en un principio para peso, el concepto también puede ser aplicado para cambios en longitud:

$$g\ (LT) = (\log_e LT_2 - \log_e LT_1) / (t_2 - t_1)$$

$$G_{LT} = 100\ g\ (LT).$$

donde "LT" es la longitud media (mm) obtenida para cada cohorte mediante las subrutinas del programa FiSAT (v. 1.2.2).

En este trabajo se han analizado las tasas de crecimiento en longitud para periodos mensuales y estacionales de ambos sexos por separado y en cada uno de los hábitats estudiados.

4.2.2. ESTUDIO DE LA CONDICIÓN SOMÁTICA

La medida de la Condición Somática en peces tiene como objetivo dar una idea del estado de bienestar de los individuos y deriva de la relación entre la longitud y el peso (Granado-Lorencio 1996). Los individuos que presentan una condición somática elevada parten de un mejor estado a la hora de reproducirse y obtener mayores Tasas de Crecimiento, y por tanto serán capaces de alcanzar mayores tasas de supervivencia.

Tradicionalmente se ha utilizado el *Índice de Fulton* para reflejar esta relación. Este índice, se basa en la relación entre el tamaño y el peso de los individuos (Wootton 1998):

$$K = P/L^b$$

donde "P" es el peso total, "L" longitud y "b" la pendiente de la curva de la regresión logarítmica entre el peso total y la longitud.

No obstante, este índice tiende a introducir un error derivado de la heterogeneidad de las tallas de los peces. Para evitar este error, en este estudio se ha optado por utilizar una modificación del Índice de Fulton, el "Índice de Condición Residual" (Kr) (Jakob *et al.* 1996, Oliva-Paterna *et al*. 2002, Andreu-Soler 2002, Verdiell-Cubedo 2006). Consiste en la evaluación del residuo típico estandarizado obtenido de la relación entre longitud total y peso eviscerado (datos transformados, log x) para cada uno de los individuos. Para que los valores de los residuos sean comparables, éstos deben proceder de una misma regresión. En este sentido, se ha realizado un *Análisis de Covarianzas* (*ANCOVA* en Castro & Galindo 2000) para determinar si existía en efecto significativo del sexo sobre dicha relación.

El estudio de la dinámica temporal se ha realizado en función de la comparación de los valores residuales, separados por sexos y hábitats de estudio. Se ha aplicado el *Análisis de la Varianza* (*ANOVA*) junto con las pruebas *HSD de Tukey* (*post-hocs*) como métodos de comparación para la determinación de diferencias temporales significativas (Tejedor 1999).

4.2.3. PROPORCIÓN DE SEXOS

La Proporción de Sexos o *Sex ratio* se expresa como el cociente entre el número de machos y de hembras. Para determinados autores (Granado-Lorencio 1996) este parámetro resume el tipo de población y su relación con el tipo de ambiente.

La Proporción de Sexos se ha calculado para el total de los individuos en cada uno de los hábitats (Rambla Salada y río Chícamo) y diferenciando de forma temporal en ambos casos, testando las diferencias a la proporción 1:1 esperada mediante el estadístico *Chi Cuadrado* (X^2) (Martín & Luna del Castillo 1989).

4.2.4. ESTUDIO DEL DESARROLLO GONADAL

El ciclo reproductor en peces puede estudiarse mediante el Índice Gonadosomático (IGS). Éste se utiliza como indicador de la madurez sexual y la actividad gonadal en peces (Wootton 1998).

El método utilizado en este trabajo para el estudio de ciclo reproductor ha sido el "Índice Gonadosomático Residual" (IGS_r) (Oliva-Paterna *et al*. 2002, Andreu-Soler *et al.* 2003). De forma similar al Índice de Condición Residual, en este índice el residuo típico estandarizado para cada uno de los individuos se obtiene de la relación entre la longitud total y, en este caso, el peso gonadal (datos transformados, log x), realizando de manera previa un *Análisis de Covarianzas* (*ANCOVAs* en Castro & Galindo 2000) entre hembras y machos para obtener criterios a la hora de obtener los valores residuales de regresiones diferentes o de una misma para ambos sexos.

Al igual que en el Índice de Condición Residual, se han realizado comparaciones temporales mensuales diferenciando entre sexos y hábitats. La comparación entre los valores medios mensuales de IGSr se ha realizado mediante *ANOVAs* y las pruebas *post-hocs* realizadas para la determinación de diferencias significativas han sido pruebas *HSD de Tukey* (Tejedor 1999).

4.2.5. LONGITUD DE MADUREZ

La Longitud de Madurez nos va a indicar la longitud a que las hembras y machos de *G. holbrooki* comienzan a reproducirse. Según Pyke (2005), la especie puede alcanzar la primera madurez en las primeras semanas de vida.

En este trabajo no se ha obtenido la Longitud de Primera Madurez, sino la mínima longitud a la que ambos sexos adquieren la madurez al inicio de la estación reproductora, independientemente de si se trata de su primera madurez o no.

Para determinar este parámetro en el caso de las hembras, se detectó la hembra con ovocitos vitelados (considerados maduros) de menor Longitud Total (LT) (Milton & Arthington 1983). A su vez, se obtuvo la relación de la proporción del peso de la gónada respecto al peso total, entendido como Índice Gonadosomático Relativo (IGS en este trabajo) y la longitud total de los ejemplares capturados durante la época reproductora de hembras (Wootton 1998).

4.2.6. FECUNDIDAD

La Fecundidad o Índice de Fecundidad representa una aproximación al potencial reproductivo de la especie (Granado-Lorencio 1996). Las diferencias en las cantidades de embriones de una hembra pueden ser un indicador de su mayor o menor potencial para la reproducción (Wootton 1998).

En el caso de *G. holbrooki*, al ser una especie vivípara, se utiliza para la estimación de este parámetro el número de embriones que alberga cada hembra (Fernández-Delgado 1989). En el presente trabajo se ha evaluado la Fecundidad con el total de embriones en estadios de desarrollo del 2 al 6, *sensu* Reznick (1981) (figura 4.2.2), lo que se entiende como Fecundidad Real (Fernández-Delgado & Rossomanno 1997, Pérez-Bote & López 2005). Se han obtenido las regresiones entre el número total de embriones y la longitud total (datos transformados, log x) para cada uno de los hábitats. Además, se han estimado las posibles diferencias que puedan existir entre los dos hábitats mediante un *Análisis de Covarianzas* (*ANCOVAs* en Castro & Galindo 2000).

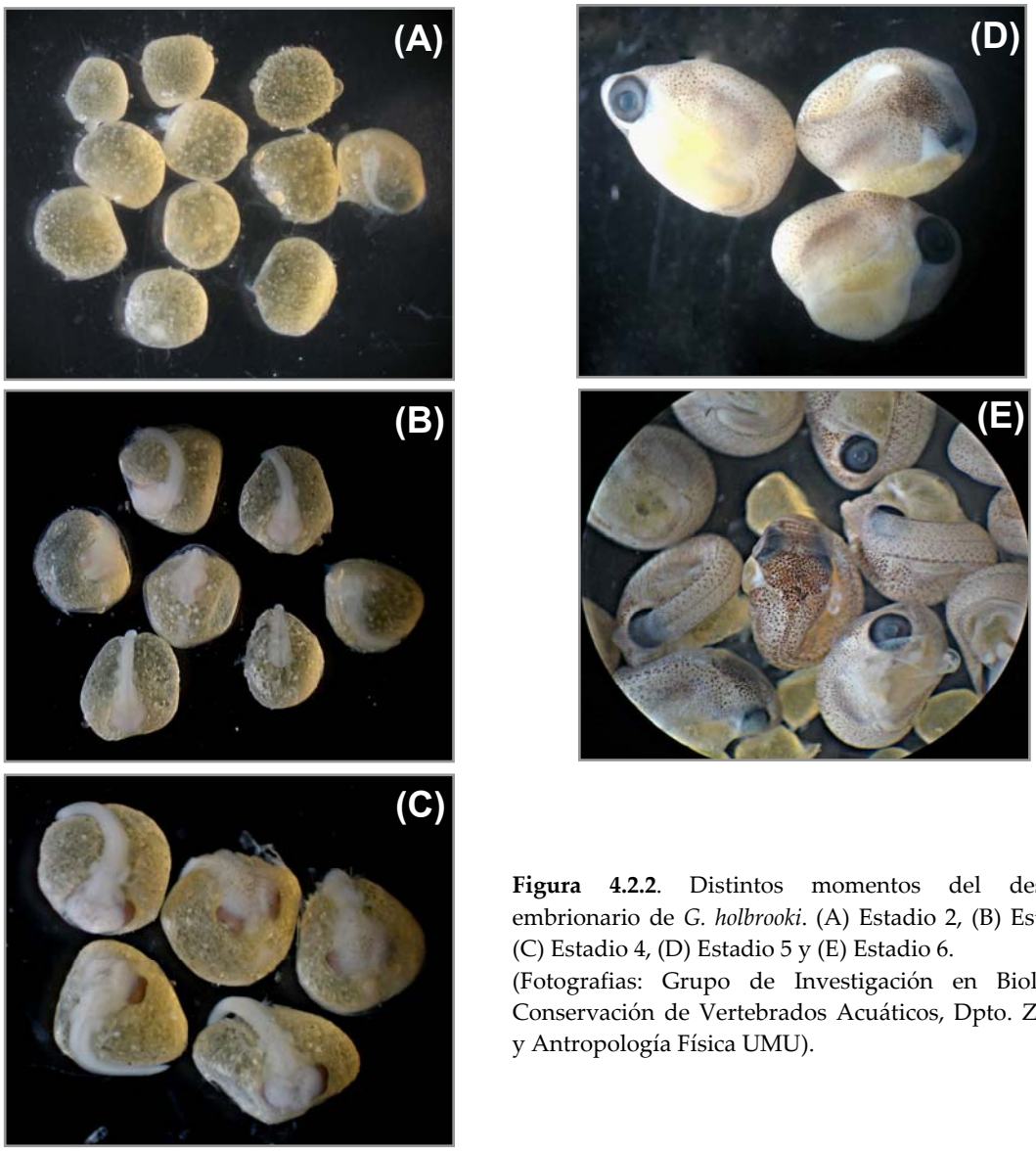


Figura 4.2.2. Distintos momentos del desarrollo embrionario de *G. holbrooki*. (A) Estadio 2, (B) Estadio 3, (C) Estadio 4, (D) Estadio 5 y (E) Estadio 6.
(Fotografias: Grupo de Investigación en Biología y Conservación de Vertebrados Acuáticos, Dpto. Zoología y Antropología Física UMU).

5. VARIABLES ABIÓTICAS DEL HÁBITAT

Es muy común que determinados parámetros descriptores de la biología en peces se encuentren correlacionados con las variables ambientales de los hábitats en que se encuentren. En *G. holbrooki*, distintos parámetros como el estado de condición y la estructura de población se han mostrado condicionados por las variables abióticas (Brown-Peterson & Peterson 1990, Vargas & De Sostoa 1996, Pyke 2005, Alcaraz & García-Berthou 2007).

En este trabajo, los datos limnológicos que se han obtenido son la temperatura del agua (ºC), pH, la salinidad (g/l) y conductividad (mS/cm). La toma de datos se obtuvo con una periodicidad quincenal o semanal (en la época reproductora), para el río Chícamo y Rambla Salada.

La figura 5.1 muestra la evolución de las temperaturas medias mensuales del agua para ambos hábitats. Los datos se han presentado como medias mensuales para simplificar los resultados.

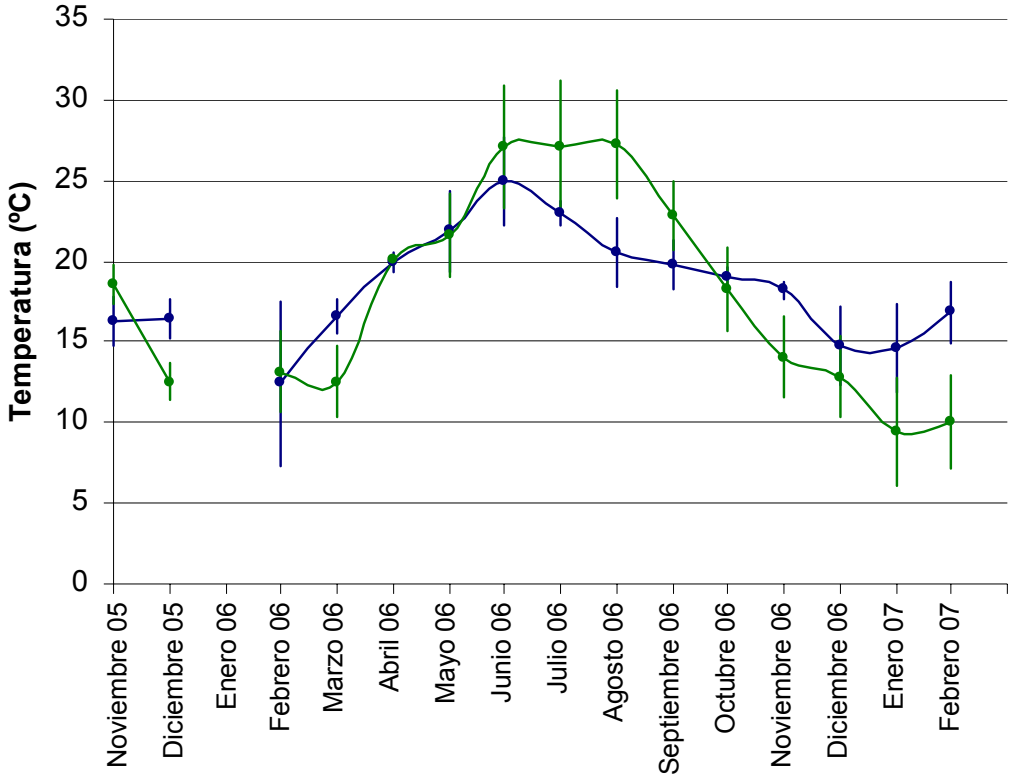


Figura 5.1. Variación de las temperaturas medias mensuales y desviación estándar en río Chícamo (azul) y Rambla Salada (verde) durante el período de estudio.

La temperatura mensual media máxima para el período de estudio se alcanzó en junio del 2006 en el río Chícamo, llegando a los 24,9±2,7 ºC y en agosto de 2006 en Rambla Salada con 27,2±2,3 ºC, mientras que las mínimas fueron 12,4±5,1 ºC (febrero 2006) en el río Chícamo y 9,4±3,3 ºC (enero 2007) para Rambla Salada. La temperatura media en el río Chícamo durante el período de estudio fue de 18,4±3,4 ºC, lo que coincide aproximadamente con la media mostrada por Vidal-Abarca *et al.* (2002 b) de 19,1±5,7 ºC. En Rambla Salada, la temperatura media ha sido de 17,9±6,3. Al igual que en los datos obtenidos por Gutiérrez (2006) para el período 2003-2005, la temperatura más alta se registra en el mes de julio. No se han encontrado diferencias significativas en la temperatura media en el período de estudio entre Rambla Salada y el río Chícamo (*Mann-Whitney: U* = 101; n = 15; *p* = 0,633).

El patrón de variación del pH se muestra en la figura 5.2. A lo largo del período de estudio se muestran valores de pH máximo y mínimo de 8,33 y 7,94 en el río Chícamo, muy similares a los observados en Vidal-Abarca *et al.* (2002 b) (máximo 8,64 y mínimo 7,00). En Rambla Salada, los valores de pH oscilan entre 8,27 y 7,85. La prueba estadística *t-Student* muestra que no existen diferencias significativas entre el pH del río Chícamo y Rambla Salada (*t-Student*: pH medio$_{RCH}$ = 8,19; pH medio$_{RSA}$ = 8,10; *t* = 1,942; g.l = 25; *p* = 0,064).

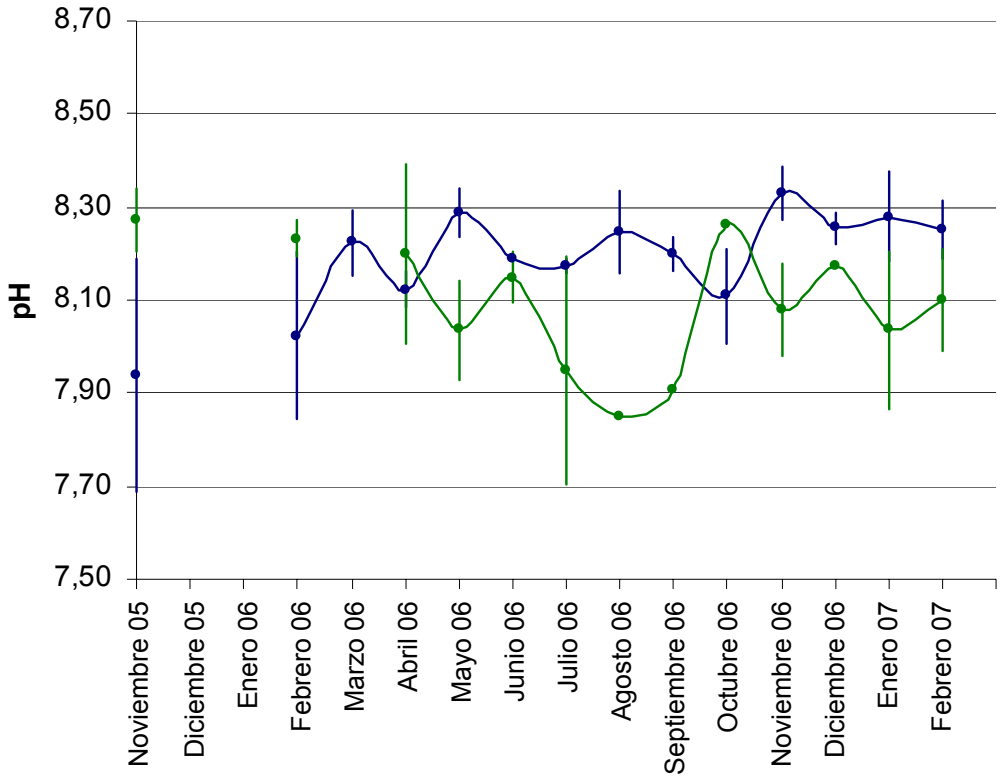


Figura 5.2. Variación del pH medio mensual y desviación estándar en río Chícamo (azul) y Rambla Salada (verde) durante el período de estudio.

En las figuras 5.3 y 5.4 se describe la evolución temporal de la salinidad y conductividad en el río Chícamo y Rambla Salada. Las gráficas muestran la relación que existe entre los parámetros de salinidad y la conductividad. Estos presentan sus valores máximos en noviembre 2006 en el río Chícamo y en agosto 2006 en Rambla Salada. Cabe destacar que en Rambla Salada, el segundo período invernal de estudio muestra valores de salinidad y conductividad más bajos que en el mismo período del año anterior.

Los valores de salinidad y conductividad del río Chícamo están altamente influenciados por la variabilidad del sustrato geológico. El tramo de cauce seleccionado para este estudio se corresponde con el sector de cabecera, que corresponde a sustratos calizos y conglomerados, en el que la cantidad de sales en disolución no supera los 1,8 g/l (García 2005). La media de datos obtenidos en este estudio ha sido 1,3 g/l. En Rambla Salada los valores de salinidad y conductividad son más elevados y variables debido a de la presencia de surgencias salinas a lo largo de la rambla. Por otro lado, los aportes producidos por pérdidas de agua del canal del trasvase Tajo-Segura provocan descensos significativos en momentos puntuales (Gutiérrez 2006).

La prueba estadística de *Mann-Whitney* revela que existen diferencias significativas entre la salinidad (*Mann-Whitney:* $U = 0{,}00$; n = 15 $p < 0{,}001$), y conductividad (*Mann-Whitney:* $U = 0{,}00$; n = 15 $p < 0{,}001$) del río Chícamo y Rambla Salada. En ambos casos, los valores medios son mayores en Rambla Salada.

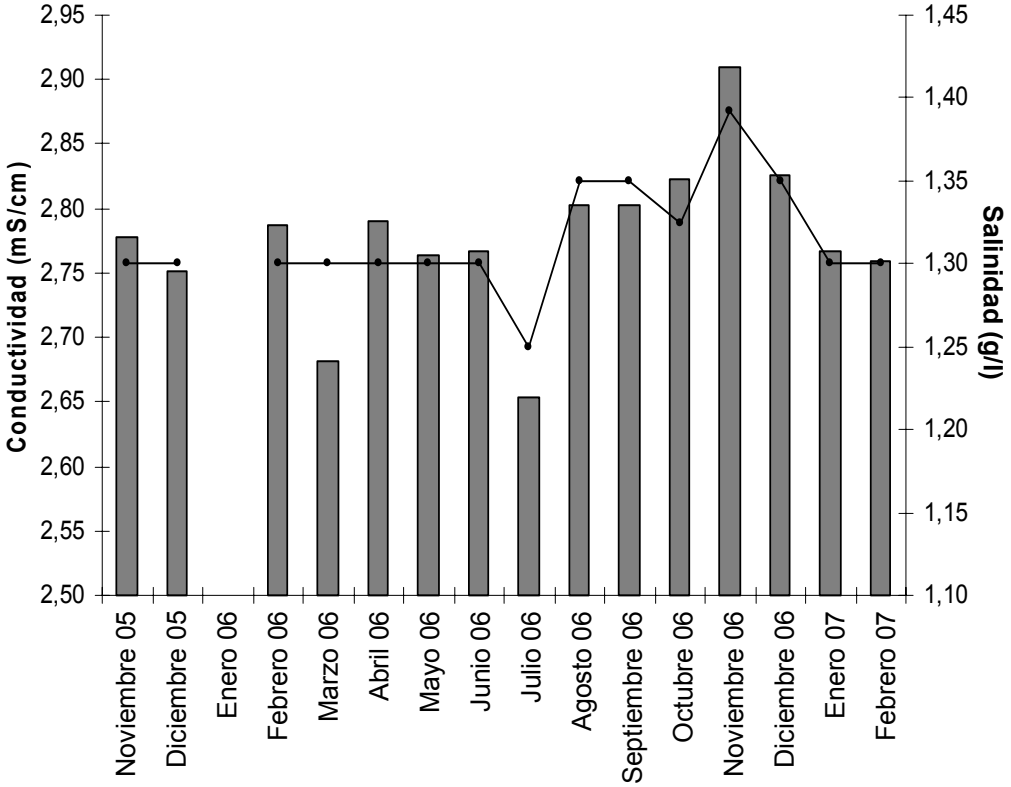


Figura 5.3 Variación de la conductividad (histogramas) y salinidad (línea continua) en el río Chícamo durante el período de estudio. Se han omitido los valores de desviación estándar por simplificar los gráficos.

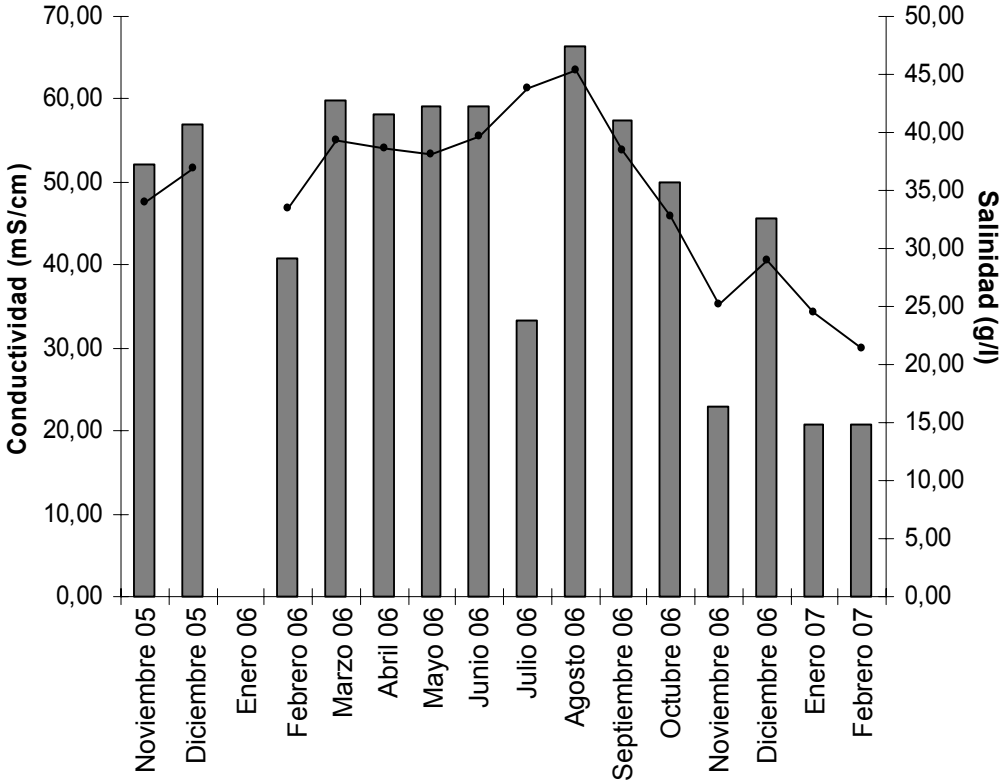


Figura 5.4 Variación de la conductividad (histogramas) y salinidad (línea continua) en Rambla Salada durante el período de estudio. Se han omitido los valores de desviación estándar por simplificar los gráficos.

6. RESULTADOS

6.1. DETERMINACIÓN DE LA EDAD, ESTRUCTURA DE LA POBLACIÓN Y CRECIMIENTO

Estudio de las Escamas

El Estudio de las Escamas de *G. holbrooki* ha resultado difícil de realizar en muchos casos debido al pequeño tamaño de las escamas y a que muchas de éstas no tienen bien marcados los anillos de crecimiento. A pesar de esto, se ha podido determinar con seguridad la edad de la mayor parte de las escamas procesadas. Se ha realizado el estudio de un total de 370 escamas en Rambla Salada (289 de hembras y 81 de machos), y 164 en el río Chícamo (122 de hembras y 42 de machos).

Uno de los principales objetivos de la lectura de escamas o lepidoscopia es establecer lo que se conoce como "fecha de cumpleaños", que se determina en la fecha en que las escamas marcan el anillo de crecimiento, es decir, el momento del año en que el crecimiento se reactiva. En nuestros hábitats de estudio, esta fecha se ha determinado entre finales del mes de marzo y principio de abril, ya que se observa un notable incremento en la proporción de los individuos 1+ justo después del mes de abril.

En las figuras 6.1.1 y 6.1.2 se presentan fotografías de escamas de hembras y machos de *G. holbrooki* respectivamente. No se han observado diferencias en la morfología de las escamas entre Rambla Salada y el río Chícamo, como tampoco se han observado diferencias destacables entre las escamas de machos y hembras.

El número de clases de edad detectadas en Rambla Salada han sido 4 para hembras (de 0+ a 3+) y 2 para machos (0+ y 1+), y en el río Chícamo 3 clases de edad en hembras (de 0+ a 2+) y 2 para machos (0+ y 1+). El porcentaje y número de individuos en cada clase de edad de los ejemplares estudiados para la determinación de la edad se resumen en la tabla 6.1.1.

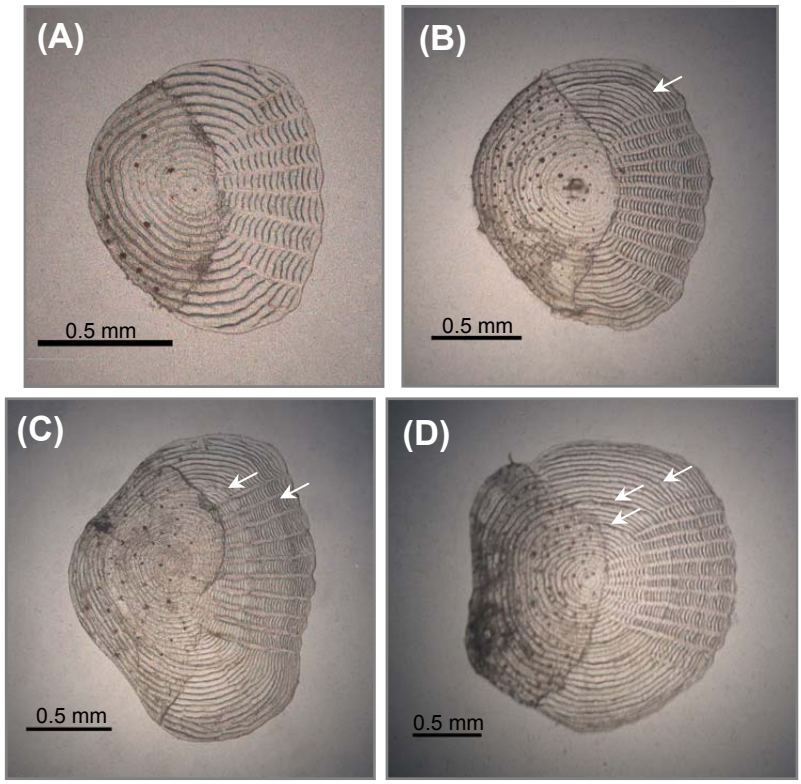


Figura 6.1.1. Fotografías de escamas de hembras de *G. holbrooki* de Rambla Salada. Las flechas indican los anillos de crecimiento. (A) Hembra 0+ de longitud total (LT)=33 mm; (B) Hembra 1+ de LT=45 mm; (C) Hembra 2+ de LT=57 mm; (D) Hembra 3+ de LT=56 mm.

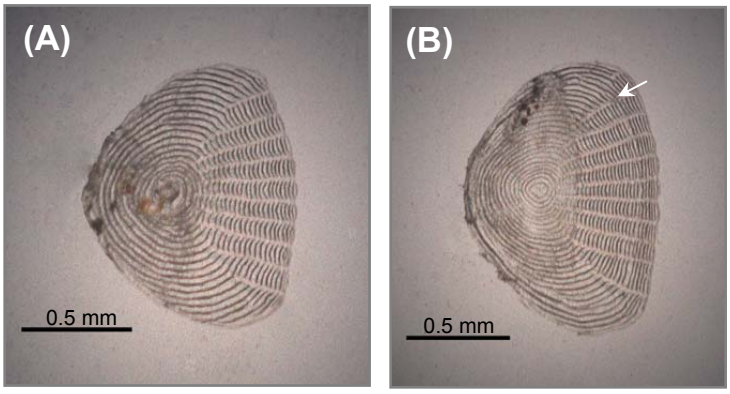


Figura 6.1.2. Fotografías de escamas de machos de *G. holbrooki* de Rambla Salada. La flecha indica el anillo de crecimiento. (A) Macho 0+ de LT=30 mm; (B) Macho 1+ de LT=35 mm.

Tabla 6.1.1. Valores absolutos y frecuencias relativas (entre paréntesis) de clases de edad de *G. holbrooki* respecto al total de escamas leídas en Rambla Salada y río Chícamo.

HÁBITAT	SEXO	CLASES DE EDAD			
		0+	1+	2+	3+
Rambla Salada	Machos	50 (61,72)	31 (38,27)	--	--
	Hembras	111 (38,41)	157 (54,32)	20 (6,92)	1 (0,35)
Río Chícamo	Machos	26 (61,90)	16 (30,10)	--	--
	Hembras	58 (47,54)	56 (45,90)	8 (6,56)	--

Distribución de Frecuencias por Tallas

El estudio de la Distribución de Frecuencias por Tallas se ha realizado para Rambla Salada y el río Chícamo diferenciando entre hembras y machos, de manera mensual y estacional. Los resultados que han proporcionado más información han sido los mensuales, por lo que son los que se van a analizar en este apartado. No obstante, los datos correspondientes a las distribuciones de frecuencia estacionales se han incluido en el anexo I. Todos los individuos de Longitud Total (LT) menor o igual a 18 mm se han considerado como indeterminados, por lo que estos mismos individuos se representan en las distribuciones de frecuencias de ambos sexos.

Las LT máximas encontradas en Rambla Salada han sido de una hembra de 58 mm capturada en julio de 2006 y un macho de 38 mm capturado en el mes de abril de 2006. En el río Chícamo, la hembra de mayor tamaño ha sido de 52 mm de LT, capturada en el mes de julio de 2006, y el mayor macho de 39 mm en noviembre de 2005.

Las diferencias de los tamaños promedio entre ambos hábitats han sido contrastadas mediante el estadístico *t-Student*. Los resultados muestran diferencias significativas en las LT promedio tanto de hembras (*t-Student*: LT_{RSA} = 30,72±7,19 mm; LT_{RCH} = 29,47±7,09; t = -4,71; g.l = 8551; $p < 0,001$) como de machos (*t-Student*: LT_{RSA} = 25,71±2,41 mm; LT_{RCH} = 27,05±3,74; t = 7,14; g.l = 447,81; $p < 0,001$), siendo en el caso de las hembras las LT medias mayores en Rambla Salada, y en el caso de los machos en el río Chícamo.

En la figura 6.1.3 y 6.1.4, se muestran las Distribuciones de Frecuencias por Talla mensuales de Rambla Salada y río Chícamo respectivamente. En las gráficas se han identificado las clases de edad con que se corresponde la población en cada mes

de muestreo, en función de los resultados obtenidos de la lectura de escamas. En hembras se observa cómo la clase de edad predominante de noviembre de 2005 a marzo de 2006, y de junio de 2006 a febrero de 2007 es la 0+, es decir, durante 10 meses del año está predominando la población de 0+. En machos la dominancia de la clase de edad 0+ también es clara. Únicamente durante los meses de abril y mayo de 2006 la clase de edad predominante es la 1+. Los meses con mayor abundancia de la clase 1+, tanto en hembras como en machos, corresponden con el período en el que acaban de superar el primer año de vida (abril) y todavía no ha comenzado el período reproductor.

Estas Distribuciones de Frecuencia son muy útiles a la hora de identificar la entrada de la nueva cohorte de individuos 0+, es decir, para determinar el período de reclutamiento en las poblaciones. Tanto en Chícamo como en Rambla Salada los individuos 0+ se detectan por primera vez en mayo de 2006, y siguen apareciendo nuevas modas de 0+ hasta septiembre de 2006 en Rambla Salada y octubre-noviembre de 2006 en el río Chícamo.

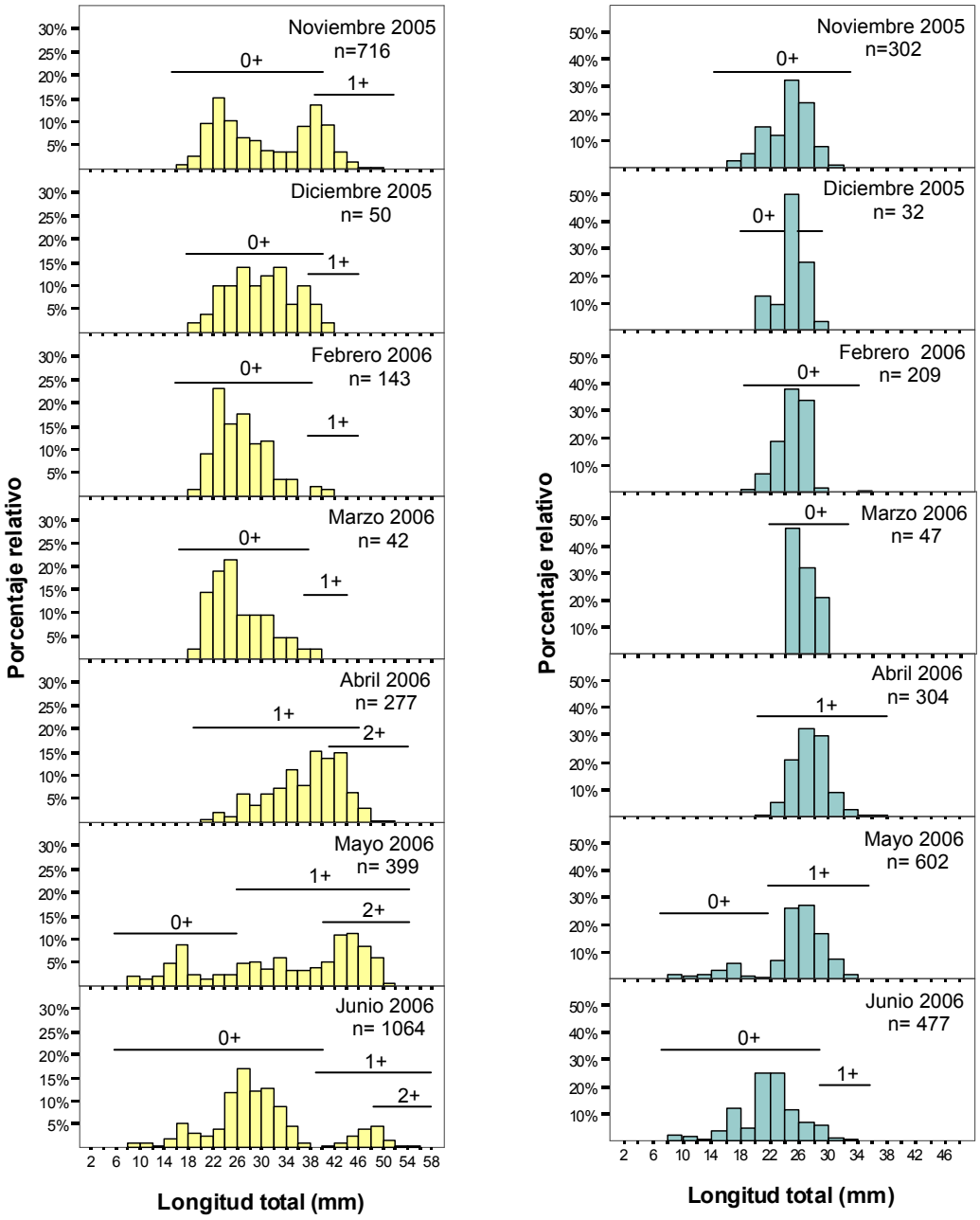


Figura 6.1.3. Distribuciones de frecuencia por tallas mensuales de *G. holbrooki* en Rambla Salada. A la izquierda se muestran las hembras (amarillo) y a la derecha los machos (verde).

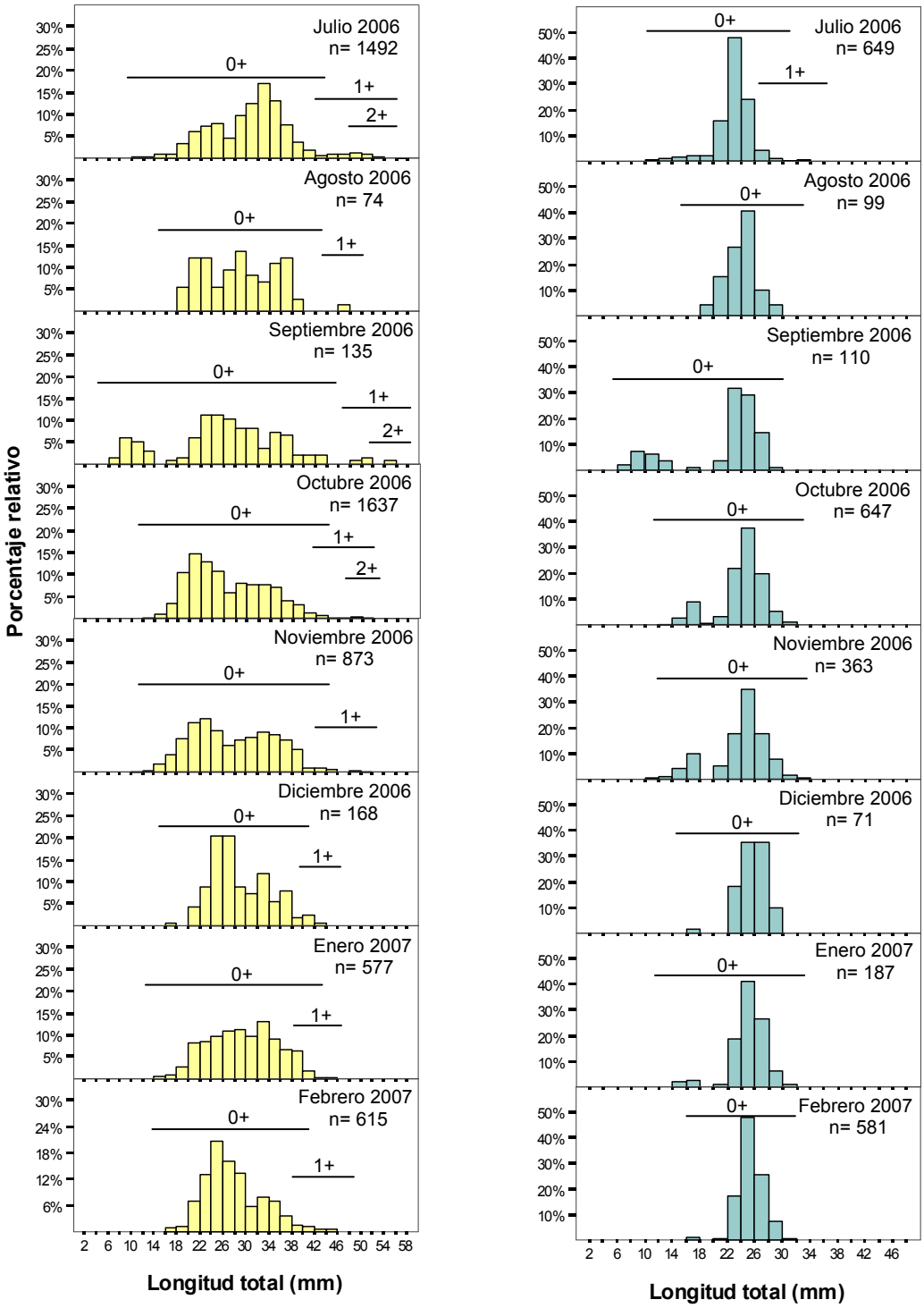


Figura 6.1.3 (continuación). Distribuciones de frecuencia por tallas mensuales de *G. holbrooki* en Rambla Salada. A la izquierda se muestran las hembras (amarillo) y a la derecha los machos (verde).

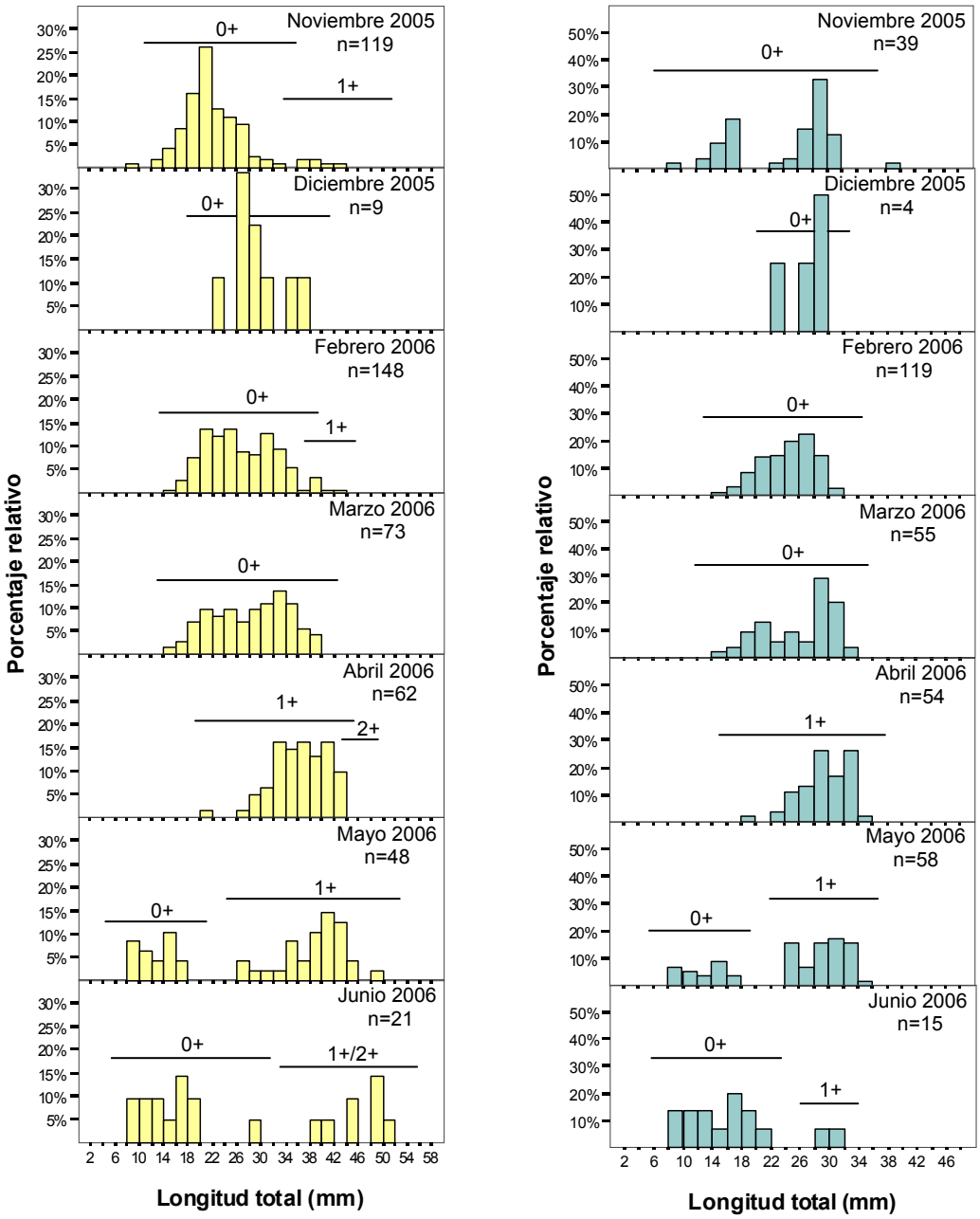


Figura 6.1.4. Distribuciones de frecuencia por tallas mensuales de *G. holbrooki* en el río Chícamo. A la izquierda se muestran las hembras (amarillo) y a la derecha los machos (verde).

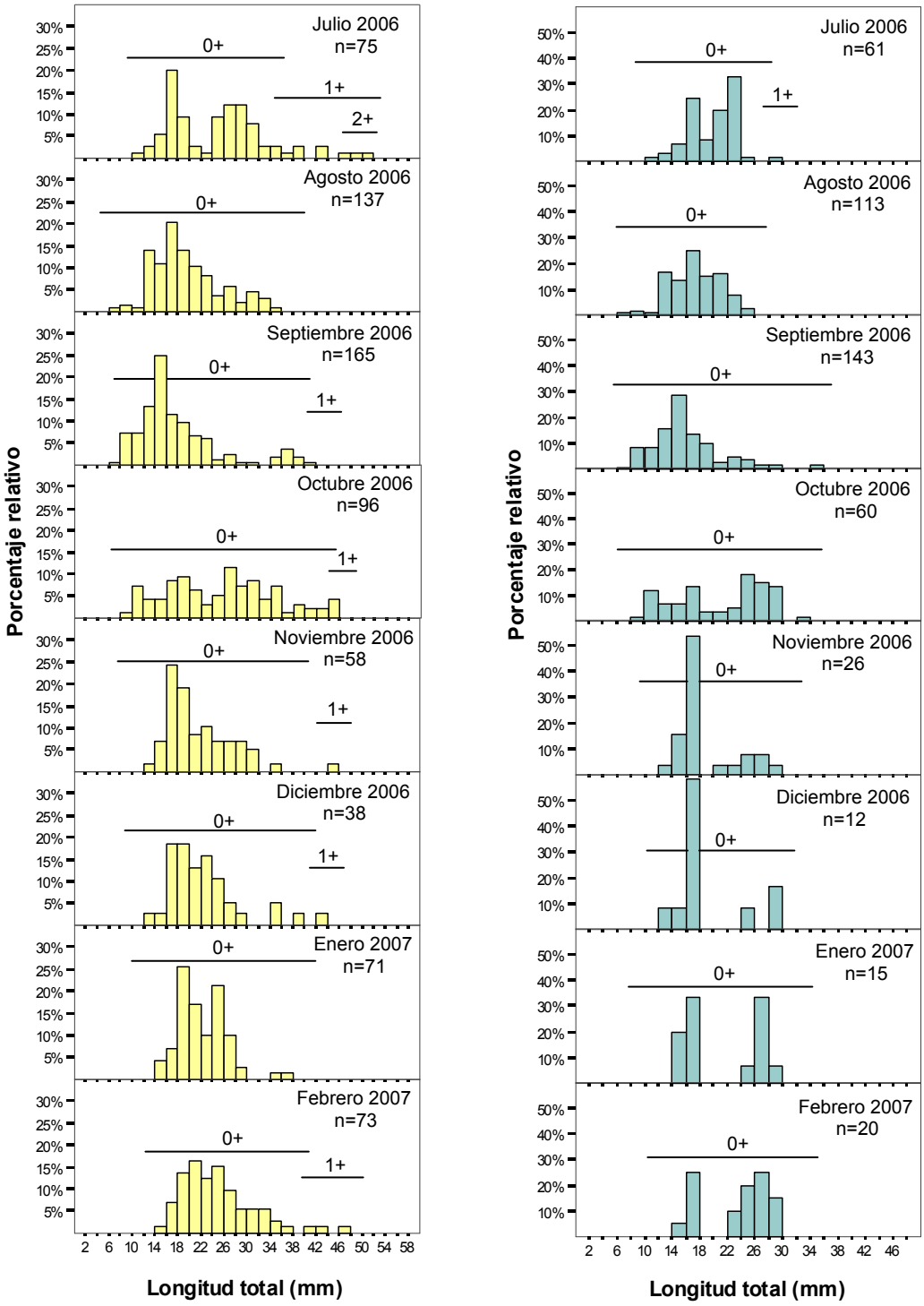


Figura 6.1.4. (continuación). Distribuciones de frecuencia por tallas mensuales de *G. holbrooki* en el río Chícamo. A la izquierda se muestran las hembras (amarillo) y a la derecha los machos (verde).

Análisis de Progresión Modal

A partir de estas Distribuciones de Frecuencia por Talla, se han establecido las modas o clases de LT que conforman la población, mediante el programa informático FiSAT II (FAO-ICLARM Fish Stock Assesment Tools) v.1.2.2. En este trabajo, se han subdividido en dos grupos de talla las cohortes de 2005 y 2006, que son reflejo de momentos de nacimiento consecutivos de los individuos durante el mismo período de reproducción. En todos los casos con modas establecidas mediante el programa FiSAT II, éstas han sido diferenciadas de manera estadísticamente significativa con Índices de Separación iguales o mayores a 2 ($p < 0,05$), y en todos los análisis se ha utilizado la herramienta NORMSEP del programa FiSAT II para maximizar el Índice de Separación de las modas y obtener así unos mejores resultados. Una vez obtenida la diferenciación de modas de la población, éstas se han enlazando a lo largo de meses consecutivos de la manera más probable, en función de la evolución temporal esperada según la biología de la especie.

Además de las modas establecidas mediante FiSAT II v. 1.2.2, se han establecido una serie de modas manualmente, ya que en algunos casos, una misma moda de talla determinada por el programa informático engloba dos grupos de edad, que no se pueden diferenciar significativamente al encontrarse muy solapados. El criterio de establecimiento manual de las modas ha sido la lectura de edad de las escamas. Estas modas manuales van a resultar muy útiles para realizar el seguimiento temporal de las cohortes en el Análisis de Progresión Modal y estudiar las Tasas de Crecimiento (siguiente apartado). Al igual que en el apartado de Distribución de Frecuencias por Tallas, los análisis se han realizado de manera mensual y estacional, aunque en este apartado de resultados únicamente se muestra el análisis con los datos mensuales. En las tablas 6.1.2 y 6.1.3 se resumen los datos descriptores de las modas obtenidas mensualmente y las edades asignadas en Rambla Salada, y en las tablas 6.1.4 y 6.1.5 se presentan los mismos datos del río Chícamo. Finalmente, las tablas con los resultados estacionales se muestran en el anexo II de esta memoria.

Tabla 6.1.2. Parámetros mensuales de la estructura de la población de hembras e indeterminados de *G. holbrooki* del Rambla Salada. Edad (Edad), LT Media de la Moda (LT MEDIA), número de individuos (n) e Índice de Separación (I.S). Señaladas con un asterisco (*) en la columna LT MEDIA las modas establecidas manualmente.

MES	EDAD	LT MEDIA	n	I.S
Noviembre 2005	0+	24,38±0,285	327	--
	0+	36,19±0,455	336	3,43
	1+	44,06±0,269	53	2,99
Diciembre 2005	0+	26,67±1,296	24	--
	0+	35,11±1,754	16	2,48
	1+	(40,6±1,285)*	5	--
Febrero 2006	0+	23,79±0,418	40	--
	0+	28,71±0,705	98	2
	1+	40,82±0,877	5	5,31
Marzo 2006	0+	24,66±0,826	28	--
	0+	31,14±1,156	9	3,24
	1+	36,63±1,998	5	2,71
Abril 2006	1+	35,22±0,892	162	--
	1+	42,67±0,512	111	1,74
	2+	(45,5±4,631)*	4	--
Mayo 2006	0+	16,51±0,729	92	--
	1+	32,37±0,911	141	3,49
	1+	45,89±0,423	165	3,26
	2+	(46,5±5,352)*	3	--
Junio 2006	0+	18,19±0,592	150	--
	0+	29,74±0,248	763	3,21
	1+	48,78±0,417	146	6,27
	2+	(51±2,402)*	5	--
	3+	49*	1	--
Julio 2006	0+	15,48±0,832	19	--
	0+	23,79±0,271	383	3,64
	0+	33,99±0,215	1028	3,28
	1+	49,07±0,827	59	4,47
	2+	(54,3±0,653)*	3	--
Agosto 2006	0+	23±0,822	28	--
	0+	30,61±1,130	36	2,68
	0+	37,41±0,710	16	2,77
	1+	48	1	--
Septiembre 2006	0+	11,24±0,770	21	--
	0+	25,99±0,789	64	5,88
	0+	35,74±1,297	44	2,56
	1+	52,53±2,136	4	5,11
	2+	(52±3,922)*	2	--
Octubre 2006	0+	22,47±0,189	810	--
	0+	32,83±0,339	820	2,69
	1+	50,05±0,922	8	5,48
	2+	52*	3	--
Noviembre 2006	0+	23,06±0,324	444	--
	0+	34,74±0,396	426	3,05
	1+	50,68±1,132	3	6,17
Diciembre 2006	0+	26,57±0,484	101	--
	0+	34,98±0,949	59	2,71
	1+	(39,27±0,714)*	8	--
Enero 2007	0+	25±0,448	236	--
	0+	33,72±0,424	315	2,37
	1+	40,06±0,384	26	2,62
Febrero 2007	0+	26,73±0,285	480	--
	0+	35,33±0,366	106	3,37
	1+	41,28±1,070	29	2,45

Tabla 6.1.3. Parámetros mensuales de la estructura de la población de machos e indeterminados de *G. holbrooki* de Rambla Salada. Edad (Edad), LT Media de la Moda (LT MEDIA), Intervalo de Confianza de 95% (INTER.CONF.), número de individuos (n) e Índice de Separación (I.S). Señaladas con un asterisco (*) en la columna LT MEDIA las modas establecidas manualmente.

MES	EDAD	LT MEDIA	n	I.S
Noviembre 2005	0+	21,7±0,390	81	--
	0+	26,9±0,243	221	2,87
Diciembre 2005	0+	21,41±0,832	6	--
	0+	26,5±0,511	28	4,21
Febrero 2006	0+	26,08±0,273	209	--
Marzo 2006	0+	(27,49±0,453)*	47	--
Abril 2006	1+	28,49±0,265	304	--
Mayo 2006	0+	16,25±0,637	84	--
	1+	27,89±0,202	518	4,38
Junio 2006	0+	18,06±0,466	118	--
	0+	22,98±0,160	201	2,63
	1+	26,88±0,412	148	2,1
Julio 2006	0+	17,1±1,127	18	--
	0+	24,14±0,148	624	--
	1+	30,19±1,215	9	3,23
Agosto 2006	0+	21,53±0,554	13	--
	0+	25,49±0,397	86	2,73
Septiembre 2006	0+	11,47±0,848	22	--
	0+	25,55±0,334	89	7,74
Octubre 2006	0+	17,25±0,252	83	--
	0+	26,45±0,167	571	5,73
Noviembre 2006	0+	17,11±0,368	54	--
	0+	26,29±0,251	309	5,06
Diciembre 2006	0+	18*	1	--
	0+	26,63±0,471	72	--
Enero 2007	0+	(17,11±0,653)*	9	--
	0+	26,46±0,269	178	6,61
Febrero 2007	0+	18*	6	--
	0+	26,49±0,141	575	--

Tabla 6.1.4. Parámetros mensuales de la estructura de la población de hembras e indeterminados de *G. holbrooki* del río Chícamo. Edad (Edad), LT Media de la Moda (LT MEDIA), número de individuos (n) e Índice de Separación (I.S). Señaladas con un asterisco (*) en la columna LT MEDIA las modas establecidas manualmente.

MES	EDAD	LT MEDIA	n	I.S
Noviembre 2005	0+	22,22±0,709	107	--
	0+	29,66±2,168	6	2,31
	1+	40,28±1,776	6	4,31
Febrero 2006	0+	24,06±0,674	91	--
	0+	32,78±0,615	50	3,17
	1+	40,63±1,230	7	4,05
Marzo 2006	0+	23,45±1,206	32	--
	0+	33,84±1,016	41	3,06
Abril 2006	1+	36,12±1,145	50	--
	1+	42,56±0,679	12	2,42
	2+	(42,6±2,614)*	3	--
Mayo 2006	0+	13,75±1,380	16	--
	1+	37,82±2,599	19	--
	1+	42,60±0,962	13	1,27
Junio 2006	0+	16,31±2,821	13	--
	0+	30	1	--
	1+	43±1,199	8	7,71
	2+	41*	1	--
Julio 2006	0+	18,01±0,767	31	--
	0+	28,95±0,860	33	4,66
	1+	38,67±2,723	8	3,01
	2+	(47,3±4,255)*	3	--
Agosto 2006	0+	18,6±0,702	115	--
	0+	27,9±0,653	9	3,84
	0+	32,56±0,935	13	3,43
Septiembre 2006	0+	16,48±0,630	142	--
	0+	28,24±1,369	8	0
	0+	38,3±0,947	13	5,602
	1+	(40,5±0,984)*	2	--
Octubre 2006	0+	18,02±1,152	42	--
	0+	27,89±0,857	22	3,37
	0+	36,36±1,059	30	3,38
	1+	(45,75±0,941)*	4	--
Noviembre 2006	0+	18,53±0,648	28	--
	0+	25,93±1,638	29	2,37
	0+	36	1	--
	1+	46	1	--
Diciembre 2006	0+	21,75±1,237	34	--
	0+	38,85±3,440	4	4,76
	1+	(43±1,954)*	2	--
Enero 2007	0+	22,84±0,833	69	--
	0+	(37,5±0,998)*	2	--
Febrero 2007	0+	23,35±0,917	57	--
	0+	33,03±1,465	13	3,13
	1+	(44,60±3,463)*	3	--

Tabla 6.1.5. Parámetros mensuales de la estructura de la población de machos e indeterminados de *G. holbrooki* del río Chícamo. Edad (Edad), LT Media de la Moda (LT MEDIA), número de individuos (n) e Índice de Separación (I.S). Señaladas con un asterisco (*) en la columna LT MEDIA las modas establecidas manualmente.

MES	EDAD	LT MEDIA	n	I.S
Noviembre 2005	0+	16,56±0,970	18	--
	0+	29,84±0,849	36	5,65
Febrero 2006	0+	22,86±0,700	61	--
	0+	28,05±0,489	58	2,21
Marzo 2006	0+	22,5±1,268	24	--
	0+	30,84±0,507	31	3,62
Abril 2006	1+	28,98±0,922	38	--
	1+	33,56±0,490	16	2,35
Mayo 2006	0+	13,75±1,382	16	--
	1+	30,43±0,901	42	5,75
Junio 2006	0+	12,12±1,432	6	--
	0+	18,87±1,378	7	3,7
	1+	(31±1,954)*	2	--
Julio 2006	0+	17,63±0,792	27	--
	0+	23,4±0,575	34	3,03
	1+	30	1	--
Agosto 2006	0+	17,55±0,652	95	--
	0+	22,92±0,771	18	2,19
Septiembre 2006	0+	15,55±0,551	124	--
	0+	25,41±1,198	17	3,49
Octubre 2006	0+	15,64±1,207	27	--
	0+	27,48±0,812	33	4,24
Noviembre 2006	0+	16,31±0,450	19	--
	0+	26,27±1,859	7	5,68
Enero 2007	0+	17,25±0,693	8	--
	0+	28±0,793	7	10,39
Febrero 2007	0+	17,67±0,800	6	--
	0+	27,29±1,016	14	6,54

En los análisis de las Distribuciones de Frecuencia por Talla, se ha omitido el mes de enero de 2006 en ambos hábitats por no tener muestra en este mes. Las Distribuciones de Frecuencia con menos de 15 individuos tampoco se han tenido en cuenta para el establecimiento de las modas, de manera que el mes de diciembre de 2005 no se analiza ni para hembras (n = 9) ni para machos (n = 4) en el río Chícamo, como tampoco se tiene en cuenta el mes de diciembre de 2006 para los machos del río Chícamo (n = 12).

En las páginas siguientes, las figuras 6.1.5 y 6.1.6 presentan el Análisis de Progresión Modal mensual de hembras y machos respectivamente, diferenciando a su vez entre hábitats. El análisis estacional se ha incluido en el anexo III.

La evolución temporal de la estructura poblacional de hembras se presenta de forma similar entre ambos hábitats. Tanto en Rambla Salada como en el río Chícamo se ha identificado una cohorte de 2004, que desaparece a lo largo del período reproductor de 2005. Esta cohorte ha podido diferenciarse gracias a la lectura de escamas, ya que las modas no pudieron ser establecidas mediante la aplicación de la subrutina del programa FiSAT II debido al solapamiento entre cohortes. Las hembras de esta cohorte pasan de ser 1+ a 2+ en abril de 2006 (fecha de cumpleaños).

A su vez, se pueden apreciar ciertas diferencias dentro de esta cohorte entre ambos hábitats. En el río Chícamo la cohorte de 2004 desaparece a inicios de verano de 2006, y se muestra muy irregular detectándose de manera discontinua en el tiempo. En Rambla Salada, esta cohorte se diferencia de manera continua hasta finales de verano de 2006, habiendo sido detectadas algunas hembras 2+ en otoño.

También se han identificado desde el comienzo del estudio dos grupos de talla de la cohorte de 2005, que se han denominado cohorte 2005 A y 2005 B (figura 6.1.5). Estos grupos de talla que comienzan el período de estudio siendo 0+ pasan a ser 1+ en el mes de abril (fecha de cumpleaños), y quedan como un único grupo al solaparse en junio de 2006 en Rambla Salada y río Chícamo.

La cohorte 2005 A se corresponde con las hembras nacidas en la primera parte del ciclo reproductor de 2005, y la cohorte 2005 B a las nacidas de forma más tardía. De este modo, ambas poblaciones muestran tres stocks de hembras reproductoras que pueden aumentar notablemente la fecundidad poblacional. La evolución temporal de estas cohortes durante el período de estudio muestra un descenso post-reproductor del número de individuos (tabla 6.1.2 y 6.1.4), ya que al pasar el período reproductor muchas de éstas mueren por el esfuerzo realizado.

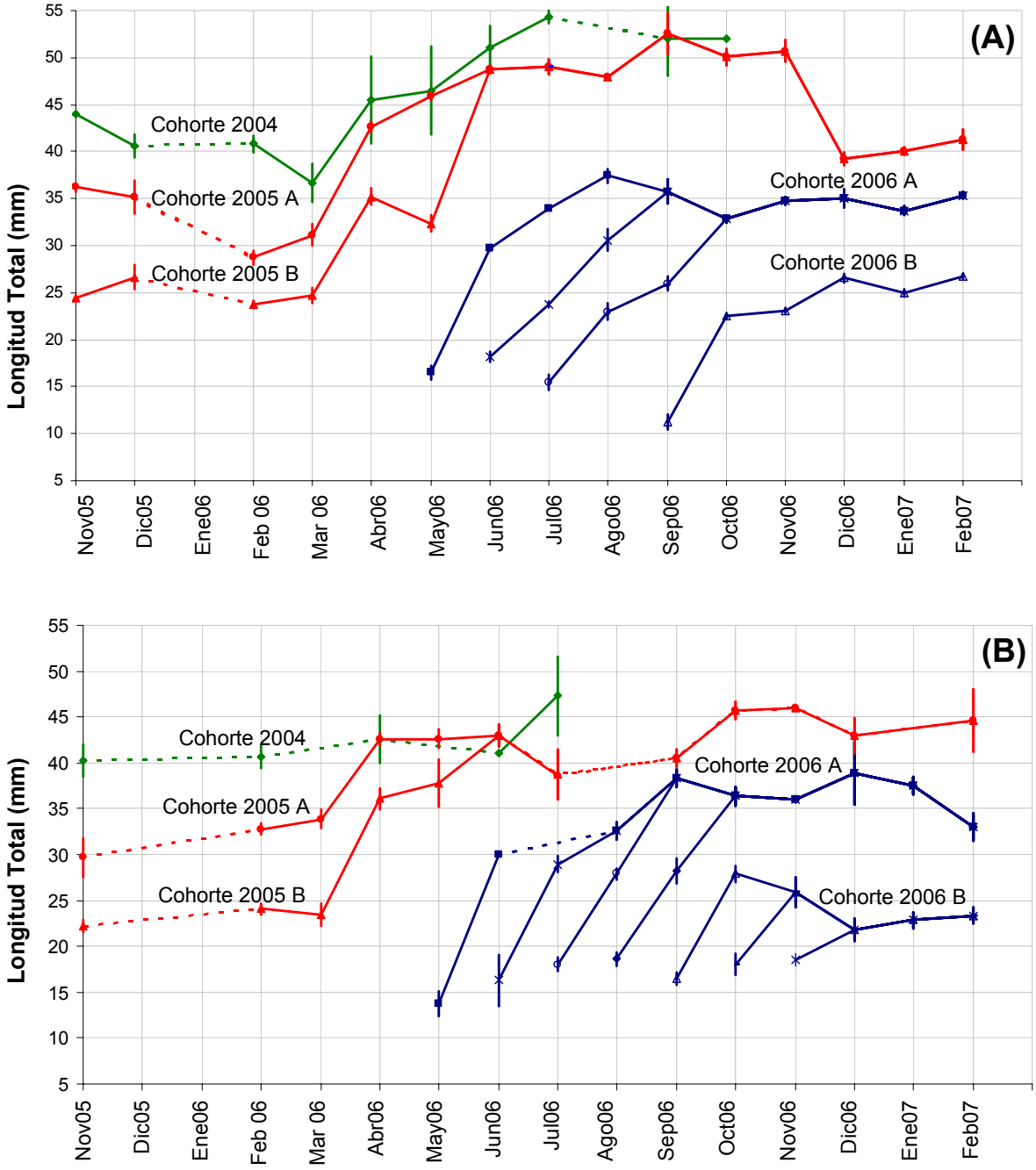


Figura 6.1.5. Análisis de Progresión Modal a nivel mensual para las cohortes de hembras diferenciadas en Rambla Salada (A) y río Chícamo (B) a lo largo del período de estudio. Longitudes totales medias para cada cohorte establecida mediante ajuste polimodal (FiSAT II, v. 1.2.2), LC 95% (Nov05: Noviembre 2005, Dic06: Diciembre 2006, etc.). En líneas discontinuas se interpolan los valores mensuales que no se han detectado.

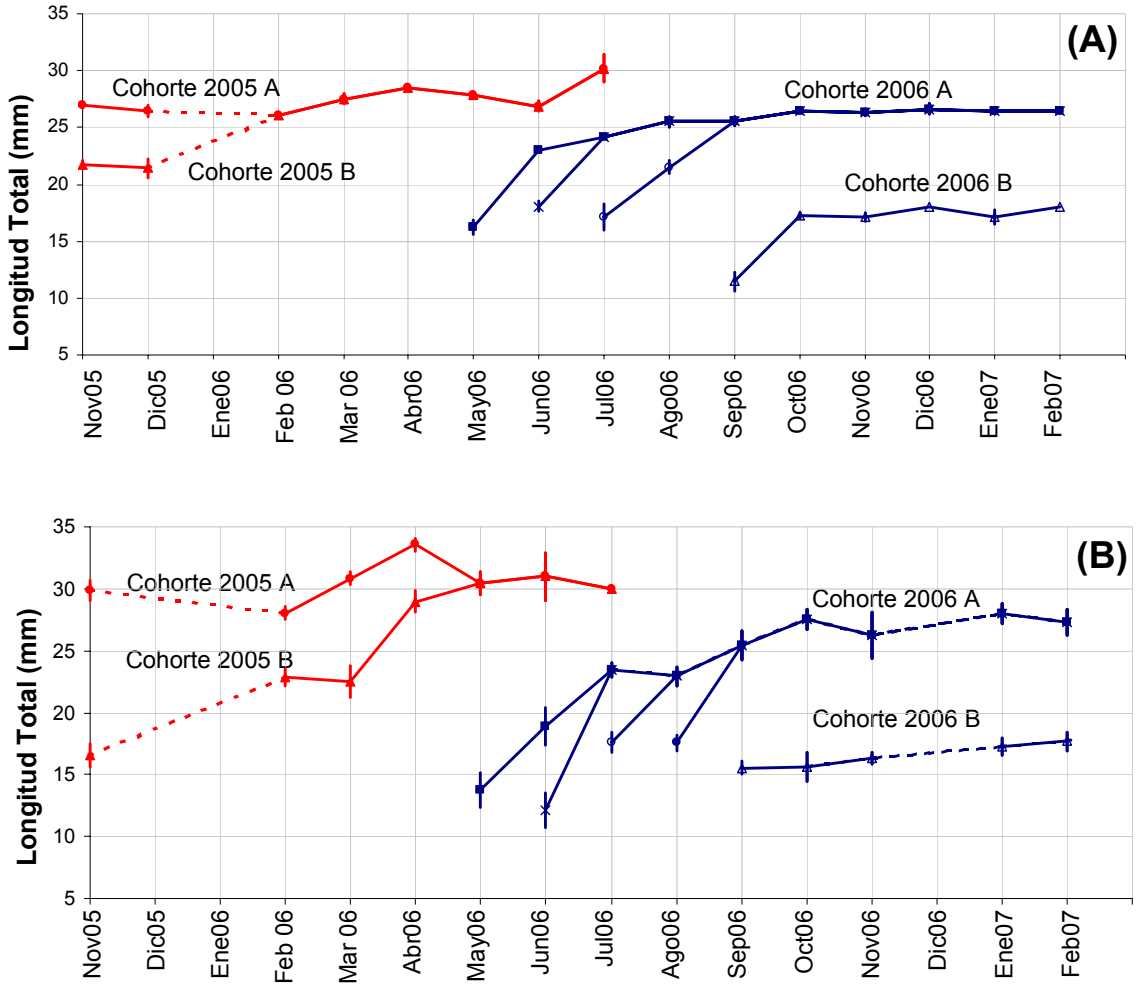


Figura 6.1.6. Análisis de Progresión Modal a nivel mensual para las cohortes de machos diferenciadas en Rambla Salada (A) y río Chícamo (B) a lo largo del período de estudio. Longitudes totales medias para cada cohorte establecidas mediante ajuste polimodal (FiSAT II, v. 1.2.2), LC 95% (Nov05: Noviembre 2005, Dic06: Diciembre 2006, etc.). En líneas discontinuas se interpolan los valores mensuales que no se han detectado.

La entrada de alevines comienza en mayo de 2006 en ambos hábitats, y poco después de este momento, los 0+ nacidos este año conforman la principal proporción de individuos de la población (tablas 6.1.2, 6.1.3, 6.1.4 y 6.1.5). En Rambla Salada se detecta la entrada de alevines desde mayo de 2006 hasta septiembre, exceptuando el caso del mes de agosto, donde no se ha logrado detectar un grupo de indeterminados (probablemente por el bajo número de capturas este mes). En el Chícamo, la entrada de alevines se da desde mayo de 2006 hasta octubre-noviembre, con la diferenciación de un grupo de indeterminados por mes.

En ambos hábitats, los individuos nacidos en 2006 quedan estructurados de igual manera en dos grupos de talla. Las hembras nacidas en los cuatro primeros meses de la reproducción crecen hasta estabilizarse en una misma moda de talla, que se ha identificado como cohorte 2006 A (figura 6.1.5). La 2006 B que agrupa el resto de hembras nacidas hasta el final del período reproductor alcanza una LT media menor antes de entrar en el período invernal. Éstas previsiblemente pasarán a solaparse durante la primavera de 2007, al igual que ha ocurrido con la cohorte de 2005 en la primavera de nuestro periodo de estudio.

En la evolución temporal de la estructura poblacional de machos (figura 6.1.6) la cohorte de 2004 no ha sido detectada, lo que probablemente es debido a que los machos de esta especie son menos longevos que las hembras. Se observan dos grupos de talla de la cohorte de 2005, que en Rambla Salada solapan sus modas en febrero de 2006 y en el río Chícamo lo hacen en mayo del 2006. Es decir, al contrario que las hembras, al inicio del período reproductor no se diferencian los dos grupos de talla de la cohorte 2005 de machos. Las cohortes adultas de machos dejan de aparecer en julio, tanto en Rambla Salada como en el Chícamo.

Con la entrada de alevines o indeterminados ocurre lo mismo que en el caso de las hembras, ya que como se ha explicado con anterioridad, los individuos menores de 18 mm están presentes tanto en las distribuciones de frecuencia de hembras como en las de machos. La diferencia de esta cohorte entre machos y hembras es que los machos ralentizan el crecimiento a unas LT medias menores, con lo que las modas de talla tendrán unas medias más bajas.

Tasas de Crecimiento

El estudio del patrón temporal de crecimiento de *G. holbrooki* en Rambla Salada y río Chícamo se ha realizado a partir del Análisis de Progresión Modal. El análisis del período completo (de noviembre 2005 hasta febrero de 2007) se ha realizado de manera mensual, estacional y anual, no obstante en este apartado se van a mostrar únicamente los resultados del análisis mensual y anual. Los datos correspondientes a las tasas de crecimientos estacionales se han incluido en el anexo IV de la memoria.

Como ya ha sido comentado anteriormente, las figuras 6.1.5 y 6.1.6 muestran la progresión mensual de las modas de LT media de hembras y machos, en las que la conexión entre modas se ha hecho de la manera más lógica atendiendo a la dinámica poblacional de la especie. Las tablas 6.1.6 y 6.1.7 muestran las tasas de crecimiento mensuales en función de las cohortes detectadas para hembras de Rambla Salada y el río Chícamo; y las tablas 6.1.8 y 6.1.9 muestran los resultados para los machos.

Crecimiento estacional

El patrón general que siguen las Tasas de Crecimiento en hembras es un decremento conforme aumenta la edad, es decir, las hembras muestran un patrón de crecimiento dependiente de la longevidad.

La cohorte de 2004 no presenta grandes crecimientos durante el período de estudio (tabla 6.1.7). Esta cohorte en Rambla Salada muestra su período de mayor crecimiento de marzo a abril de 2006 (21,7%), y en el río Chícamo este período es de junio a julio de 2006 (14,3%). Estas hembras no incrementan notablemente su talla una vez que sobrepasan su segundo invierno de vida.

En ambos hábitats, los dos grupos de talla pertenecientes a la cohorte de 2005 presentan crecimientos considerables durante los primeros meses de la primavera, cesando el crecimiento en junio, cuando la época reproductora ya ha comenzado (tabla 6.1.6, valores 31,5%, 7,3%, 6,1% y tabla 6.1.7, valores 35,6% y 41%). Acorde con la idea expuesta anteriormente respecto a la relación entre las tasas de crecimiento y la edad, las hembras de la cohorte 2005 A (más longevas) crecen menos que las de la 2005 B, para los mismo intervalos de tiempo.

En las hembras de Rambla Salada y río Chícamo, el período que va desde noviembre a febrero de 2006 no presenta grandes Tasas de Crecimientos para los grupos de talla de la cohorte de 2005, patrón que se repite con la cohorte de 2006

para el mismo período del siguiente año. Es decir, este intervalo de tiempo puede considerarse como un período de no crecimiento (tablas 6.1.6 y 6.1.7).

Tabla 6.1.6. Tasas de Crecimiento en longitud total mensuales (G) de las diferentes cohortes de hembras e indeterminados establecidas para *G. holbrooki* en Rambla Salada. Únicamente se presentan las tasas de crecimiento significativas según el intervalo de confianza (95%). (Nov 05: Noviembre 2005, Dic 05: Diciembre 2005, etc.).

Cohortes Meses	Cohorte 2004	Cohorte 2005 A	Cohorte 2005 B	Cohorte 2006 A			Cohorte 2006 B
				2006 A (1)	2006 A (2)	2006 A (3)	
Nov 05-Dic 05			9,0				
Feb 06-Mar 06		8,1					
Mar 06-Abr 06	21,7	31,5	35,6				
Abr 06-May 06		7,3					
May 06-Jun 06		6,1	41,0	58,9			
Jun 06-Jul 06	6,3			13,4	26,8		
Jul 06-Ago 06				9,6	25,2	39,6	
Ago 06-Sep 06		9,0	9,0		15,5	12,2	
Sep 06-Oct 06						23,4	69,3
Oct 06- Nov 06							2,6
Nov 06- Dic 06							14,2
Ene 07- Feb 07				4,7	4,7	4,7	6,7

Tabla 6.1.7. Tasas de Crecimiento en longitud total mensuales (G) de los diferentes grupos de talla de hembras e indeterminados establecidas para *G. holbrooki* en río Chícamo. Únicamente se presentan las tasas de crecimiento significativas según el intervalo de confianza (95%). (Nov 05: Noviembre 2005, Dic 05: Diciembre 2005, etc.).

	Cohorte 2004	Cohorte 2005 A	Cohorte 2005 B
Nov 05-Feb 06		3,3	2,7
Mar 06-Abr 06		22,9	43,2
May 06-Jun 06			
Jun 06-Jul 06	14,3		12,8
Jul 06-Ago 06			
Ago 06-Sep 06			
Sep 06-Oct 06		12,2	12,2
Oct 06- Nov 06			
Nov 06- Dic 06			

	Cohorte 2006 A				Cohorte 2006 B		
	2006 A (1)	2006 A (2)	2006 A (3)	2006 A (4)	2006 B (1)	2006 B (2)	2006 B (3)
Nov 05-Feb 06							
Mar 06-Abr 06							
May 06-Jun 06							
Jun 06-Jul 06		57,4					
Jul 06-Ago 06		11,8	43,8				
Ago 06-Sep 06	16,2	16,2	31,7	41,8			
Sep 06-Oct 06				25,3	52,6		
Oct 06- Nov 06						36,4	
Nov 06- Dic 06							16,0

Tabla 6.1.8. Tasas de Crecimiento en longitud total mensuales (G) de los diferentes grupos de talla de machos e indeterminados establecidas para *G. holbrooki* en Rambla Salada. Únicamente se presentan las tasas de crecimiento significativas según el intervalo de confianza (95%). (Nov 05: Noviembre 2005, Dic 05: Diciembre 2005, et.).

Cohortes	Cohorte 2005 A	Cohorte	Cohorte 2006 A			Cohorte
Meses		2005 B	2005 A (1)	2005 A (2)	2005 A (3)	2006 B
Dic 05-Feb 06		9,9				
Feb 06-Mar 06	5,3					
May 06-Jun 06			34,7			
Jun 06-Jul 06	11,6	11,6	4,9	29,0		
Jul 06-Ago 06			5,4	5,4	23,0	
Ago 06-Sep 06					17,1	
Sep 06-Oct 06			3,5	3,5	3,5	40,8
Nov 06- Dic 06						5,1
Ene 07- Feb 07						5,1

Tabla 6.1.9. Tasas de Crecimiento en longitud total mensuales (G) de los diferentes grupos de talla de machos e indeterminados establecidas para *G. holbrooki* en el río Chícamo. Únicamente se presentan en la tabla las tasas de crecimiento significativas según el intervalo de confianza (95%). (Nov 05: Noviembre 2005, Dic 05: Diciembre 2005, etc.).

Cohortes	Cohorte	Cohorte	Cohorte 2006 A				Cohorte
Meses	2005 A	2005 B	2006 A (1)	2006 A (2)	2006 A (3)	2006 A (4)	2006 B
Nov 05- Feb 06		10,7					
Feb 06- Mar 06	9,5						
Mar 06- Abr 06	8,5	25,3					
May 06- Jun 06			31,7				
Jun 06- Jul 06			21,5	65,8			
Jul 06- Ago 06							
Ago 06-Sep 06			10,3	10,3	37,0		
Sep 06- Oct 06			7,8	7,8	7,8		

En Rambla Salada, las cohortes de 2006 presentan siempre las máximas Tasas de Crecimiento en su primer mes de vida (tabla 6.1.6, valores 58,9%; 26,8%; 39,6%; 69,3% y tabla 6.1.7, valores 57,4%; 43,8%; 41,8%; 52,6% y 36,4%). Después de este primer mes, los grupos de pequeña talla siguen teniendo Tasas de Crecimiento considerables hasta alcanzar la LT media donde se estabilizan (octubre de 2006, figura 6.1.5 A). Los individuos que nacen a partir de septiembre de 2006 entran a formar parte de la cohorte 2006 B y ésta es la que mayor Tasa de Crecimiento ha presentado para todo el estudio, con un incremento mensual en talla del 69% (septiembre-octubre de 2006, tabla 6.1.6). En el Chícamo (tabla 6.1.7) sucede lo mismo que se ha descrito para Rambla Salada, no obstante, la máxima tasa de crecimiento ha sido de un 57,4% de la cohorte 2006 A en el período junio-julio 2006 (Figura 6.1.5 B).

Los machos presentan Tasas de Crecimiento menores en términos generales que las hembras, si bien, la relación de dependencia entre edad y la Tasa de Crecimiento se presenta de igual forma, es decir, los individuos de mayor edad son los que menos crecen. De esta manera, los grupos de talla pertenecientes a la cohorte de 2005 son los que presentan menores Tasas de Crecimiento durante el periodo de estudio. Estos dos grupos de talla de las cohortes de 2005 muestran una escasa reactivación postinvernal de su crecimiento, es decir, presentan bajas Tasas de Crecimiento en términos generales. Es destacable la Tasa de Crecimiento de la cohorte de 2005 B en el río Chícamo, que es superior al 25% durante el período marzo-abril de 2006.

Al igual que en el caso de las hembras, los machos muestran unos mayores incrementos en LT en su primer mes de vida. A partir de ahí no se dan crecimientos considerables en la mayoría de los casos. En Rambla Salada, al igual que ocurre en el caso de las hembras, el último grupo de indeterminados en incorporarse es el que más crece. En el río Chícamo sin embargo, la cohorte 2006 B no presentan crecimiento, quedando la moda estancada en una LT media muy baja.

El crecimiento de las cohortes de 2006 durante el período noviembre 2006-febrero de 2007 es muy parecido al crecimiento que presentan las cohortes de 2005 en el mismo período del año anterior. Durante este período, las Tasas de Crecimiento son muy bajas, probablemente debido a las bajas temperaturas. Este hecho se repite en ambos sexos.

En resumen, el crecimiento en *G. holbrooki* muestra un patrón dependiente de la edad, el sexo y las condiciones ambientales. Por lo general, las hembras presentarán mayores tasas de crecimiento que los machos para los mismos intervalos de tiempo, y los individuos de menor edad mayores tasas de crecimiento que los adultos. A su vez, el crecimiento se dará principalmente en primavera y en verano, cuando las temperaturas del agua son elevadas.

Crecimiento anual

Los resultados de las Tasas de Crecimiento anuales de hembras de Rambla Salada y río Chícamo se muestran en la tabla 6.1.10, y los machos en la tabla 6.1.11. En todas las cohortes de Rambla Salada y río Chícamo se aprecia cómo las mayores Tasas de Crecimiento se dan en las cohortes más jóvenes (tabla 6.1.10, valores en Rambla Salada de 73,2 y 101,4 y en el Chícamo de 72,8 y 116,8; tabla 6.1.11, valores en Rambla Salada de 49,3 y 65,2 y en el Chícamo de 88,9 y 91,4), y cómo para la

misma cohorte, las Tasas de Crecimiento en las hembras son mayores que en machos.

Aunque las diferencias entre hábitats no son muy significativas, se observa una tendencia a mostrar mayores Tasas de Crecimiento en el río Chícamo.

Tabla 6.1.10. Tasas de Crecimiento anual (G) en longitud total de los diferentes grupos de talla de hembras e indeterminados establecidas para *G. holbrooki* en Rambla Salada y río Chícamo.

G Anual (%) Cohortes	Noviembre 2005-Noviembre 2006	Mayo 2005-Febrero 2006
Rambla Salada		
Cohorte 2004	18,0	
Cohorte 2005 A	33,7	
Cohorte 2005 B	73,2	
Cohorte 2006 A		101,4
Río Chícamo		
Cohorte 2004	13,3	
Cohorte 2005 A	43,9	
Cohorte 2005 B	72,8	
Cohorte 2006 A		116,8

Tabla 6.1.11. Tasas de crecimiento anual (G) en longitud total de los diferentes grupos de talla de machos e indeterminados establecidos para *G. holbrooki* en Rambla Salada y río Chícamo.

G Anual (%) Cohortes	Noviembre 2005-Julio 2006	Mayo 2006-Noviembre 2006
Rambla Salada		
Cohorte 2005 A	17,2	
Cohorte 2005 B	49,3	
Cohorte 2006 A		65,2
Río Chícamo		
Cohorte 2005 A	0,8	
Cohorte 2005 B	88,9	
Cohorte 2006 A		91,4

6.2. ESTUDIO DE LA CONDICIÓN SOMÁTICA

La Condición Somática se ha estudiado como indicador del estado de bienestar de la población. Para analizar el ciclo temporal de Condición Somática de las poblaciones objeto de estudio se utilizaron los residuos estandarizados de la relación entre la Longitud Total (LT) y el Peso Eviscerado (PE) (Jackob *et al*. 1996).

Así, se obtuvieron los residuos de la regresión lineal entre LT y PE para hembras (*Análisis de regresión:* $b = 2{,}955 \pm 0{,}013$; $F_{(1,1389)} = 49202{,}8$ $p < 0{,}001$) y otra para machos (*Análisis de regresión:* $b = 3{,}026 \pm 0{,}035$; $F_{(1,1195)} = 7600{,}9$ $p < 0{,}001$) por separado, tras comprobar que el factor sexo presentaba un efecto significativo sobre dicha relación (*ANCOVA;* $F_{(1, 2582)} = 3{,}958$; $p = 0{,}047$).

El análisis temporal se realizó para los dos sexos en ambos hábitats, diferenciando las cohortes correspondientes a la totalidad de individuos nacidos en un mismo período reproductor, de manera que en el caso de las hembras quedan reflejadas tres cohortes en ambos hábitats (cohortes de 2004, 2005 y 2006) y en machos únicamente dos (cohortes de 2005 y 2006). En las figuras 6.2.1 y 6.2.2 se muestra la variación mensual de la Condición Somática para hembras y machos en los dos hábitats estudiados. Complementariamente, las tablas 6.2.1 y 6.2.2 presentan los resultados obtenidos en el análisis de comparación temporal de los valores de condición.

Aunque los resultados del análisis realizado para las hembras correspondientes a la cohorte de 2004 no son significativos ($F_{RSA} = 0{,}920$; g.l = 2, 18; $p = 0{,}419$; $F_{RCH} = 0{,}558$; g.l = 2, 13; $p = 0{,}588$), los resultados de la gráfica 6.2.1 muestran cierto decremento en su Condición Somática desde noviembre de 2005 hasta que mueren.

En la cohorte 2005 de hembras, los datos no muestran notables diferencias significativas mes a mes, pero conforme transcurren los primeros meses de estudio se aprecia cómo la condición de esta cohorte 2005 tiende a aumentar hasta alcanzar un máximo significativo previo a la reproducción, en el mes de mayo en Rambla Salada ($Kr_{RSA} = 0{,}05 \pm 0{,}52$), y en marzo en el río Chícamo ($Kr_{RCH} = -0{,}21 \pm 0{,}48$). De aquí en adelante, en Rambla Salada el estado de condición va descendiendo durante los meses de la reproducción hasta llegar a un mínimo en julio de 2006, momento a partir del cual, las hembras vuelven a adquirir condición hasta la llegada del invierno. En el río Chícamo la tendencia a principios de verano es la misma, aunque no se puede realizar un análisis a partir de ahí ya que los tamaños de la muestra son muy bajos.

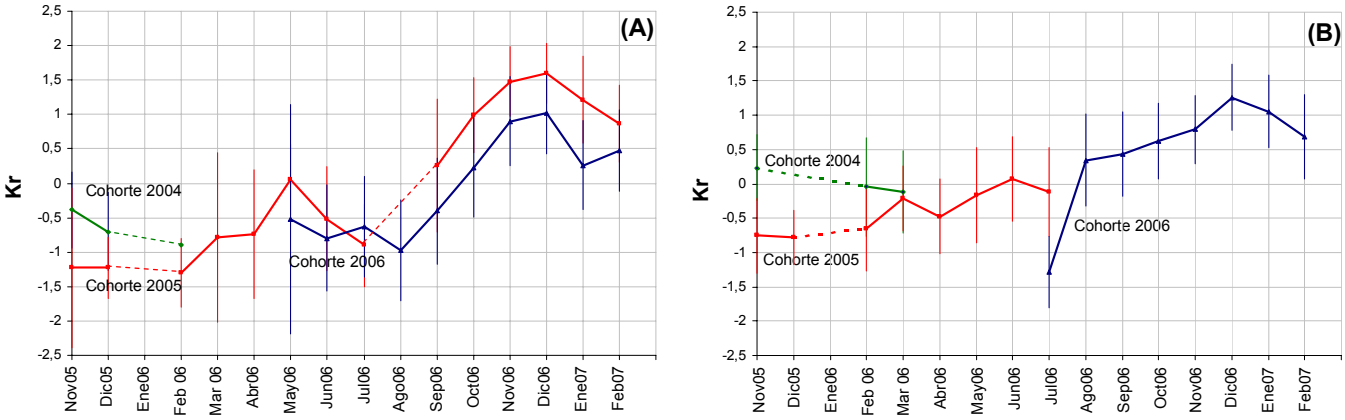


Figura 6.2.1. Variación del Índice de Condición Somática (Kr) de las hembras en función de los promedios mensuales. (A) Representa los valores Kr para Rambla Salada y (B) Representa los valores Kr para el río Chícamo. En líneas discontinuas se extrapolan los valores de Kr en los meses que no se han podido obtener. Los colores corresponden con las cohortes de estudio (Nov05: noviembre 2005; Dic05: diciembre 2005; etc.).

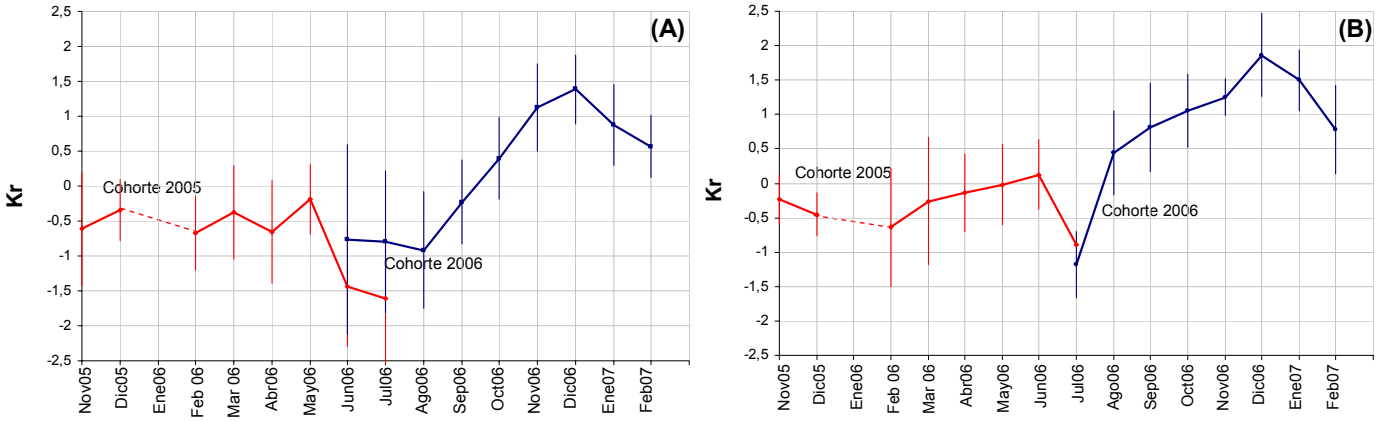


Figura 6.2.2. Variación del Índice de Condición Somática (Kr) de los machos en función de los promedios mensuales. (A) Representa los valores Kr para Rambla Salada y (B) Representa los valores Kr para el río Chícamo. En líneas discontinuas se extrapolan los valores de Kr en los meses que no se han podido obtener. Los colores corresponden con las cohortes de estudio (Nov05: noviembre 2005; Dic05: diciembre 2005; etc.).

Tabla 6.2.1. Comparación de los valores del Índice de Condición Residual (Kr) mensuales para las distintas cohortes de hembras en Rambla Salada y río Chícamo. Resultados obtenidos de ANOVA. Datos comparativos *post-hocs* (*HSD Tukey*), factor: Mes (Nov: noviembre; Dic: diciembre; etc.). Los datos para la cohorte de 2004 no se presentan.

Valores de Kr			
RAMBLA SALADA			
Cohorte 2005	***F***	**g.l**	***p***
ANOVA	23,014	(13, 262)	<0,001
HSD TUKEY	Nov=Dic=Feb=Mar=Abr<May=Jun=Jul=Sep=Oct=Nov=Dic=Ene=Feb		
Cohorte 2006			
ANOVA	51,123	(9, 446)	<0,001
HSD TUKEY	May=Jun=Jul=Ago<Sep<Oct<Nov=Dic>Ene=Feb		
RÍO CHÍCAMO			
Cohorte 2005	***F***	**g.l**	***p***
ANOVA	7,095	(8, 229)	<0,001
HSD TUKEY	Nov=Dic=Feb<Mar=Abr=May=Jun=Jul		
Cohorte 2006			
ANOVA	63,282	(7, 323)	<0,001
HSD TUKEY	Jul<Ago=Sep=Oct=Nov=Dic=Ene<Feb		

Tabla 6.2.2. Comparación del Índice de Condición Residual (Kr) mensuales para las distintas cohortes de machos en Rambla Salada y el río Chícamo. Resultados obtenidos de ANOVA. Datos comparativos *post-hocs* (*HSD Tukey*), factor: Mes (Nov: noviembre; Dic: diciembre, etc.).

Valores de Kr residuales			
RAMBLA SALADA			
Cohorte 2005	***F***	**g.l**	***p***
ANOVA	8,440	(7, 275)	<0,001
HSD TUKEY	Nov=Dic=Feb=Mar=Abr<May>Jun=Jul		
Cohorte 2006			
ANOVA	82,259	(8, 528)	<0,001
HSD TUKEY	Jun=Jul=Ago<Sep<Oct<Nov=Dic>Ene=Feb		
RÍO CHÍCAMO			
Cohorte 2005	***F***	**g.l**	***p***
ANOVA	2,293	(6, 154)	0,038
HSD TUKEY	Nov=Dic=Feb=Mar=Abr=May=Jun=Jul		
Cohorte 2006			
ANOVA	46,509	(8, 153)	<0,001
HSD TUKEY	Jul>Ago=Sep=Oct=Nov=Dic=Ene=Feb		

Los valores de condición de esta cohorte alcanzados en el segundo período invernal muestran valores más elevados que los alcanzados en el año anterior. Esto se ha podido constatar en las hembras de Rambla Salada (*t-Student*: $Kr_{Invierno\ 2005}$ = -1,04±0,76; $Kr_{Invierno\ 2006}$ = 0,77±0,69; t = -19,99; g.l = 344; $p < 0,001$), pero no en el Chícamo (debido a la escasez de la muestra). Del mismo modo, se ha realizado una prueba *t-Student* para contrastar los estados de condición de esta cohorte entre los dos hábitats (de noviembre de 2005 a julio de 2006), obteniendo como resultado que el estado de condición del río Chícamo es mayor que en Rambla Salada para esta cohorte (*t-Student*: Kr_{RSA} = -0,66±0,93; Kr_{RCH} = -0,45±0,62; t = 2,802; g.l = 918; $p < 0,001$).

La cohorte de 2006 muestra una tendencia a ganar estado de condición conforme van entrando los meses fríos, para llegar a sus máximos al inicio del período invernal (máximos valores en diciembre en ambos hábitats: Kr_{RCH} = 1,26±0,48, Kr_{RSA} = 1,02±0,59), a partir del cual comienza a caer.

Esta misma cohorte muestra unos valores de condición mas elevados durante los meses del invierno de 2006 (noviembre, diciembre, enero y febrero) que los valores equivalentes de la cohorte de 2005 en el invierno anterior (noviembre, diciembre y febrero), tanto en Rambla Salada (*t-Student*: $Kr_{Cohorte\ 2005}$ = -1,25±0,72; $Kr_{Cohorte\ 2006}$ = 0,67±0,68; t = -18,521; g.l = 261; $p < 0,001$) como en el río Chícamo (*t-Student*: $Kr_{Cohorte\ 2005}$ = -0,69±0,58; $Kr_{Cohorte\ 2006}$ = 0,89±0,58; t = -20,520; g.l = 249; $p < 0,001$).

Entre las hembras de la cohorte de 2006 de Rambla Salada y río Chícamo, se han encontrado diferencias significativas en los estados de condición, siendo la diferencia favorable una vez más al río Chícamo (*t-Student*: Kr_{RSA} = 0,03±0,98; Kr_{RCH} = 0,48±0,89; t = 6,573; g.l = 770; p = 0,003).

En cuanto a machos, el comportamiento es muy similar al de las hembras. Los nacidos en 2005 tienden a ganar estado de condición conforme se acerca la primavera, llegando a valores máximos en el mes de mayo en Rambla Salada (Kr = -0,19±0,50) y junio en el río Chícamo (Kr = 0,13±0,51). Los machos pertenecientes a esta cohorte del Chícamo poseen unos valores de condición somática más elevada que en Rambla Salada (*t-Student*: Kr_{RSA} = -0,51±0,71; Kr_{RCH} = -0,19±0,63; t = 4,695; g.l = 430; $p < 0,001$).

Los resultados muestran en la cohorte de 2006 de machos, al igual que en las hembras, la tendencia a ir aumentando el estado de condición desde el momento de su aparición hasta el inicio del invierno, llegando a unos valores máximos también en diciembre (Kr_{RSA} = 1,38±0,49; Kr_{RCH} = 1,86 ±0,60).

Los machos de 2006 presentan un estado de condición más elevado que sus homólogos del año anterior durante los meses invernales (Rambla Salada: *t-Student*: $Kr_{Cohorte\ 2005}$ = -0,55±0,64; $Kr_{Cohorte\ 2006}$ = 0,93±0,611; t = -19,770; g.l = 354; p < 0,001; río Chícamo: *t-Student*: $Kr_{Cohorte\ 2005}$ = 0,34±0,69; $Kr_{Cohorte\ 2006}$ = 1,15±0,63; t = -10,426; g.l = 106; p < 0,001).

En esta cohorte, a diferencia del resto, no existen diferencias significativas entre los individuos de los dos hábitats de estudio (*t-Student*: Kr_{RSA} = 0,26±1,07; Kr_{RCH} = 0,42±1,03; t = 1,684; g.l = 681; p = 0,093).

El ciclo general de condición somática que sigue la población de *G. holbrooki* en las poblaciones de estudio, muestra una tendencia al aumento durante los meses previos a la reproducción. A partir del inicio de ésta y coincidiendo con el final de la primavera, la condición decae hasta finales del período reproductor, momento en el que los valores vuelven a aumentar hasta el inicio del invierno.

6.3. PROPORCIÓN DE SEXOS

Las proporciones de sexos se han calculado para el total de los individuos capturados (N_{total} = 13131). Los resultados de la prueba *Chi cuadrado* han determinado que existen diferencias a la proporción 1:1 entre machos y hembras para el total de los individuos del período de estudio, favorables para las hembras tanto en el río Chícamo (X^2 = 128,12; 1 g.l; p < 0,001; Machos = 414; Hembras = 810) con una proporción 1:1,96, como en Rambla Salada (X^2 = 1080,59; 1 g.l; p < 0,001; Machos = 4160; Hembras = 7747), con una proporción 1:1,86.

En la tabla 6.3.1 y figura 6.3.1 se presenta la variación temporal de la Proporción de Sexos en las poblaciones de estudio. En esta figura se puede apreciar cómo la proporción de hembras y machos va sufriendo altibajos de manera alterna. Es decir, los períodos en que las hembras presentan un aumento en sus proporciones, los machos presentan un descenso y viceversa. Este patrón es más patente en Rambla Salada, aunque se muestra en ambos hábitat.

Atendiendo a un análisis estacional de las proporciones de sexos, en Rambla Salada existen diferencias significativas en las proporciones de sexos para todas las estaciones, siendo favorables a las hembras en otoño de 2005, verano de 2006 y otoño de 2006 e invierno de 2007, mientras que en invierno y primavera de 2006 resultan significativamente favorables para los machos (tabla 6.3.1). Es decir, las hembras dominan todas las estaciones del año excepto en invierno y primavera del 2006.

En el río Chícamo se observa cómo las proporciones son favorables a las hembras en todas las estaciones analizadas, menos en invierno de 2006 y primavera de 2006, donde no se han encontrado diferentas significativas entre las proporciones de machos y hembras (tabla 6.3.1).

Tabla 6.3.1. Resultados de la prueba *Chi cuadrado* para las proporciones estacionales de hembras y machos de *G. holbrooki* en Rambla Salada y el río Chícamo. (*) = p < 0,001; ns = no significativo; g.l = 1.

	Rambla Salada					Río Chícamo				
	$N_{Hembras}$	N_{Machos}	X^2	*p*	Dominan	$N_{Hembras}$	N_{Machos}	X^2	*p*	Dominan
Otoño 05	686	251	201,95	*	♀	124	39	44,32	*	♀
Invierno 06	121	186	13,76	*	♂	116	93	2,52	ns	
Primavera 06	710	882	18,58	*	♂	142	120	1,85	ns	
Verano 06	2481	1096	536,27	*	♀	152	95	13,15	*	♀
Otoño 06	2572	992	700,45	*	♀	146	46	52,08	*	♀
Invierno 07	1177	753	93,15	*	♀	130	21	78,68	*	♀
Total	7747	4160	1080,59	*	♀	810	414	128,12	*	♀

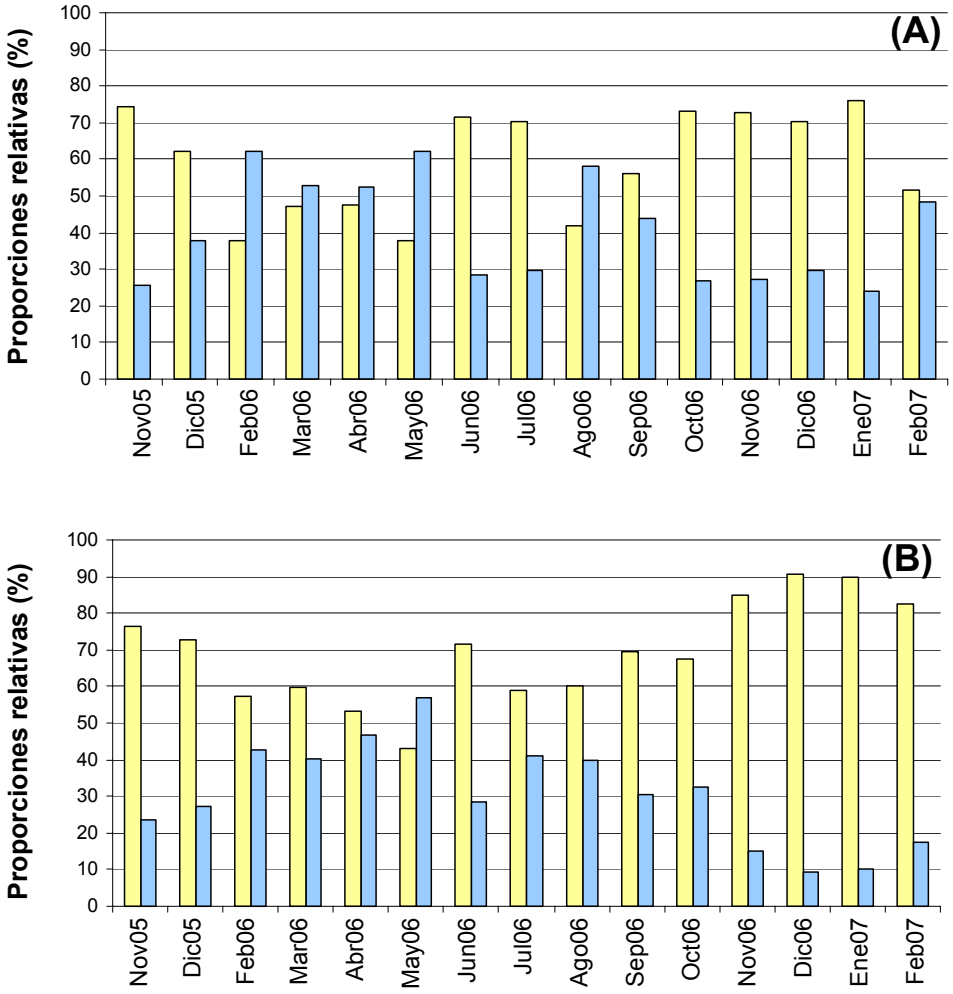


Figura 6.3.1. Proporciones de Sexos mensuales de la población de *G. holbrooki* de Rambla Salada (A) y río Chícamo (B). En color azul se muestran los machos, y en color amarillo las hembras. (Nov05: noviembre 2005; Dic05: diciembre 2005, etc.).

6.4. ESTUDIO DEL DESARROLLO GONADAL

El Desarrollo Gonadal como indicador del esfuerzo reproductor y período de reproducción (Rodríguez-Ruiz 1992) se ha estudiado temporalmente mediante el método de los residuos estandarizados de la relación LT-PG (IGSr). Para ello, se realizó un análisis de regresión de los datos de la Longitud Total (LT) y el Peso Gonadal (PG) para las hembras de río Chícamo y Rambla Salada conjuntamente (*Análisis de regresión:* b = 2,360 ± 0,058; $F_{(1,1122)}$ = 1656,382; p < 0,001), y el mismo análisis se realizó con los machos (*Análisis de regresión:* b = 2,728 ± 0,153; $F_{(1,1188)}$ = 319,869; p < 0,001). Las regresiones diferenciando entre sexos se realizaron tras comprobar que existían diferencias significativas debidas al factor sexo en las relaciones LT-PG (*ANCOVA;* $F_{(1, 2413)}$= 182,859; p < 0,001).

En las figuras 6.4.1 y 6.4.2 se muestra la variación mensual del IGSr para las hembras y machos respectivamente de Rambla Salada y río Chícamo, y en las tablas 6.4.1 y 6.4.2 se muestran los resultados de los *Análisis de Varianzas* (*ANOVA*) entre los valores mensuales del IGSr.

El patrón temporal del Índice Gonadosomático de la cohorte de 2004 de Rambla Salada muestra una tendencia a aumentar durante el transcurso del tiempo desde el comienzo del período de estudio (F = 19,7; g.l = 2; p < 0,001). Sin embargo, el análisis *post hocs* no ha mostrado resultados significativos en la comparación de meses consecutivos. En el río Chícamo esta tendencia no es estadísticamente significativa (F = 0,56; g.l = 2; p = 0,59).

La cohorte de 2005 muestra un IGSr que va aumentando progresivamente a lo largo de la primavera, hasta llegar a un punto máximo en abril en el caso de Rambla Salada ($IGSr_{RSA}$ = 1,06±0,37) y en mayo en el caso del río Chícamo (Kr_{RCH} = 0,94±0,40). A partir de este momento, los valores de IGSr se mantienen elevados durante los meses de primavera e inicio del verano. La evolución del índice en el período posterior al mes de julio de 2006 no se ha podido estudiar en el río Chícamo, debido al bajo número de capturas. En Rambla Salada, una vez alcanzado su máximo valor, comienza el descenso progresivo de los valores de IGSr, hasta alcanzar los valores mínimos durante otoño del año 2006.

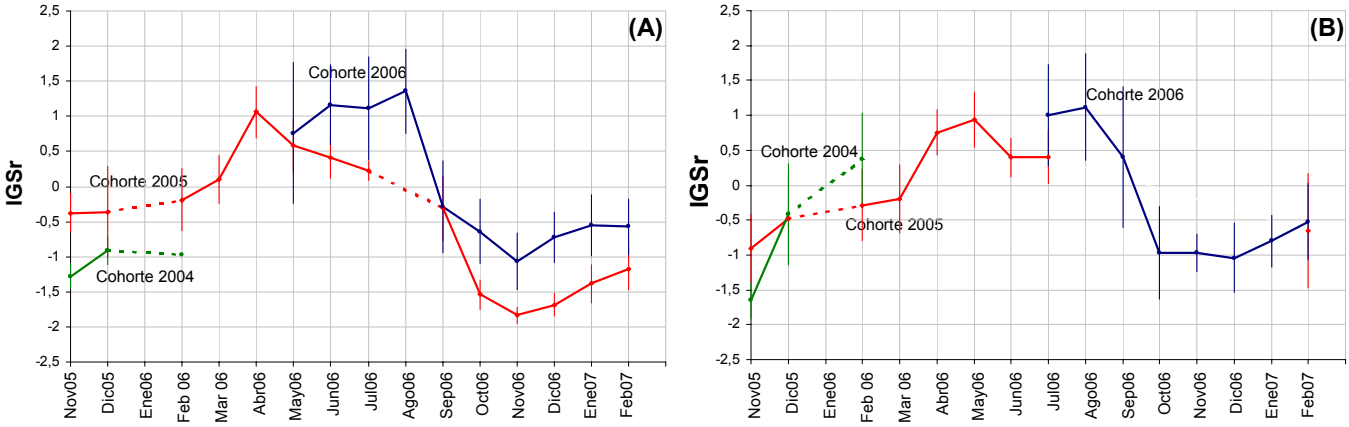


Figura 6.4.1. Variación del Índice Gonadosomático Residual (IGSr) de las hembras en función de los promedios mensuales. (A) Representa los valores IGSr para Rambla Salada y (B) Representa los valores IGSr para el río Chícamo. En líneas discontinuas se extrapolan los valores de IGSr en los meses que no se ha podido obtener. Los colores corresponden con las cohortes de estudio (Nov05: noviembre 2005; Dic05: diciembre 2005, etc.).

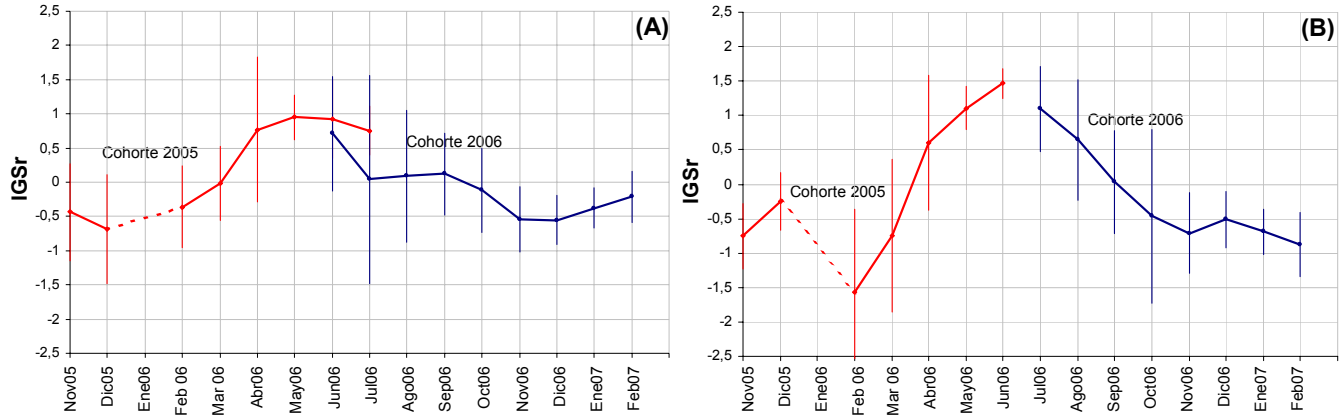


Figura 6.4.2. Variación del Índice Gonadosomático Residual (IGSr) de los machos en función de los promedios mensuales. (A) Representa los valores IGSr para Rambla Salada y (B) Representa los valores IGSr para el río Chícamo. En líneas discontinuas se extrapolan los valores de IGSr en los meses que no se ha podido obtener. Los colores corresponden con las cohortes de estudio (Nov05: noviembre 2005; Dic05: diciembre 2005, etc.).

Tabla 6.4.1. Comparación de los valores de Índice Gonadosomático Residual (IGSr) mensuales para las distintas cohortes de hembras en Rambla Salada y río Chícamo. Resultados obtenidos de ANOVA. Datos comparativos *post-hocs* (*HSD Tukey*), factor: Mes (Nov: noviembre; Dic: diciembre; etc.). Los datos para la cohorte de 2004 de hembras no se presentan.

Valores de IGSr			
RAMBLA SALADA			
Cohorte 2005	***F***	**g.l**	***p***
ANOVA	6,05	13	<0,001
HSD TUKEY	Nov=Dic=Feb=Mar=Abr=May=Jun=Jul=Sep=Oct=Nov=Dic=Ene=Feb		
Cohorte 2006			
ANOVA	134,58	9	<0,001
HSD TUKEY	May=Jun=Jul=Ago>Sep=Oct=Nov=Dic=Ene=Feb		
RÍO CHÍCAMO			
Cohorte 2005	***F***	**g.l**	***p***
ANOVA	55,49	8	<0,001
HSD TUKEY	Nov=Dic=Mar<Abr=May=Jun=Nov =Feb		
Cohorte 2006			
ANOVA	54,15	7	<0,001
HSD TUKEY	Jul=Ago>Sep>Oct=Nov=Dic=Ene=Feb		

Tabla 6.4.2. Comparación del Índice Gonadosomático Residual (IGSr) mensuales para las distintas cohortes de machos en Rambla Salada y el río Chícamo. Resultados obtenidos de ANOVA. Datos comparativos *post-hocs* (*HSD Tukey*), factor: Mes (Nov: noviembre; Dic: diciembre; etc.).

Valores de IGSr			
RAMBLA SALADA			
Cohorte 2005	***F***	**g.l**	***p***
ANOVA	30,04	7	<0,001
HSD TUKEY	Nov=Dic=Feb=Mar<Abr=May=Jun=Jul		
Cohorte 2006			
ANOVA	13,08	8	<0,001
HSD TUKEY	Jun>Jul=Ago=Sep=Oct=Nov=Dic=Ene=Feb		
RÍO CHÍCAMO			
Cohorte 2005	***F***	**g.l**	***p***
ANOVA	39,56	6	<0,001
HSD TUKEY	Nov=Dic=Feb=Mar<Abr=May=Jun=Jul		
Cohorte 2006			
ANOVA	2,61	7	0,014
HSD TUKEY	Jul=Ago=Sep=Oct=Nov=Dic=Ene=Feb		

En cuanto a las diferencias entre hábitats, no se han mostrado valores significativamente diferentes entre las hembras de la cohorte de 2005 de Rambla Salada y río Chícamo (*t-Student*: $IGSr_{RSA}$ = 0,02±0,94; $IGSr_{RCH}$ = 0,01±0,83; t = -0,203; g.l = 497; p = 0,839).

Las hembras nacidas en 2006 aparecen directamente con un IGSr muy elevado, es decir, las hembras nacidas al comienzo de este período reproductor comienzan a reproducirse en éste mismo período reproductor. La tendencia temporal es mantener altos valores durante los meses estivales y que vayan descendiendo conforme entra el otoño. En el caso de Rambla Salada y río Chícamo, el final de la fase más intensa del período reproductor se da en transcurso de agosto-septiembre, con una caída en el IGSr. Estas hembras de la cohorte de 2006 muestran unos valores de IGSr más elevados que las hembras de la cohorte de 2005.

El IGSr de las hembras nacidas durante el período reproductor 2006 no muestra diferencias significativas entre hábitats (*t-Student*: $IGSr_{RSA}$ = 0,11±1,03; $IGSr_{RCH}$ = 0,04±1,08; t = -0,747; g.l = 609; p = 0,455).

En el caso de los machos, la tendencia de la cohorte 2005 es la misma que en las hembras. El IGSr va aumentando conforme avanza la primavera. En el río Chícamo, este aumento no cesa hasta el momento en que la cohorte desaparece (junio de 2006, $IGSr_{RCH}$ = 1,46±0,22), sin embargo en Rambla Salada el IGSr se estabiliza en valores aproximados de uno durante los últimos cuatro meses que la cohorte de 2005 permanece presente en la población (abril, mayo, junio y julio de 2006). En definitiva, el período reproductor en ambos ambientes comienza en abril con aumentos significativos del IGSr y continúa hasta la desaparición de esta cohorte.

Con los machos de la cohorte de 2006 también sucede lo mismo que en las hembras. Los valores de IGSr comienzan siendo muy elevados, por lo que los individuos nacidos al principio del período reproductor se empiezan a reproducir en ése mismo período reproductor, conformando el principal aporte de individuos reproductores de la población.

En cuanto a la comparación entre hábitats, la cohorte de 2005 no muestra diferencias (*t-Student*: $IGSr_{RSA}$ = 0,10±0,95; $IGSr_{RCH}$ = 0,02±1,35; t = -1,042; g.l = 425; p = 0,298), mientras que los individuos de la cohorte de 2006 del río Chícamo muestran valores de IGSr mayores que los de Rambla Salada de la misma cohorte (*t-Student*: $IGSr_{RSA}$ = -0,02±0,73; $IGSr_{RCH}$ = 0,33±1,10; t = 4,596; g.l = 673; p < 0,001).

El Ciclo Gonadosomático de la población quedará descrito de la siguiente manera: Los valores de IGSr van aumentando conforme se acerca la primavera (*fase de reactivación*), llegando a valores máximos a finales ésta y el transcurso del verano (*fase de reproducción*). A finales de verano, los valores de IGSr descienden progresivamente hasta alcanzar los valores mínimos a finales de otoño (*fase de quiescencia o reposo gonadal*), los cuales se mantendrán durante el invierno.

6.5. LONGITUD DE MADUREZ

En las figuras 6.5.1 y 6.5.2 se muestra el comportamiento del Índice Gonadosomático Relativo (IGS = 100PG/PT; porcentaje de Peso Gonadal (PG) respecto al Peso Total (PT)) respecto a la Longitud Total (LT) en los meses previos al período reproductivo de 2006 de hembras y machos, de Rambla Salada y río Chícamo respectivamente.

En las gráficas pertenecientes a hembras de Rambla Salada, se puede apreciar cómo se disparan los valores de IGS en el mes de abril. En marzo, estos valores se encuentran por debajo de valores del 4%, y en abril, estos mismos pasan a ser mucho mas elevados. Estos resultados, constatados con la presencia de ovocitos vitelados a partir de una talla de 27 mm, nos indican que en Rambla Salada existen hembras que adquieren la madurez con una longitud de 27 mm y con unos valores de IGS a partir del 4%.

En el caso de los machos, los valores de IGS muestran unos incrementos considerables en el transcurso de marzo a abril. A partir de este último mes, gran parte de los machos superan valores de IGS del 3% de su PT, considerándose éstos como individuos maduros. El macho con menor LT en superar este 3% de IGS ha sido de 28 mm en el mes de abril.

En las graficas de las hembras del río Chícamo, se observan valores de IGS superiores al 4% desde el mes de febrero de 2006. Pese a que la proporción del PG respecto al cuerpo comience a ser elevada antes, la presencia de ovocitos vitelados no se ha constatado hasta el mes de abril en una hembra de 28 mm LT. En el caso de los machos ocurre lo mismo. Existen unos pocos machos con proporciones de PG por encima del 3% desde el mes de febrero, pero la madurez ha de alcanzarse en el mes de abril, acorde con los resultados del estudio del Ciclo Gonadal. En este mes, el macho de menor LT con IGS superior al 4% tenía una LT de 25 mm.

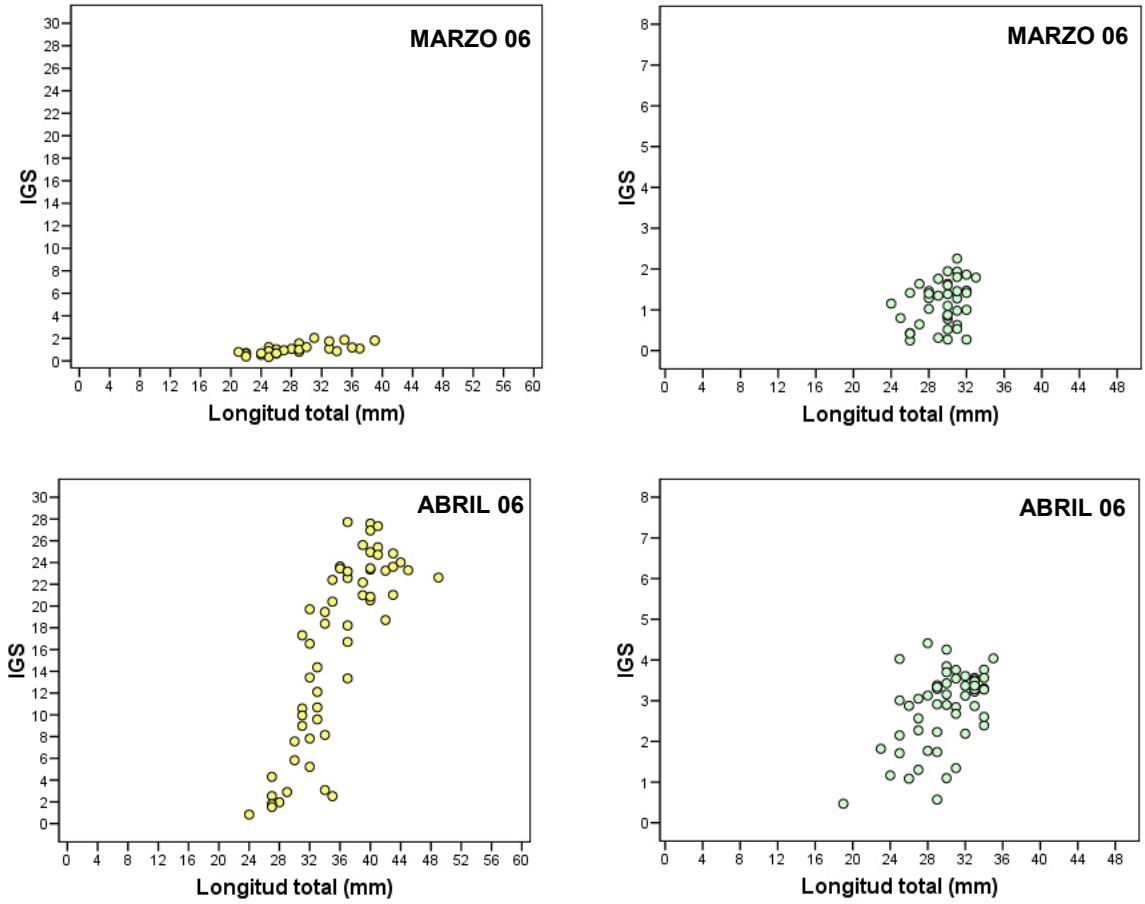


Figura 6.5.1. Relación entre Índice Gonadosomático Relativo y longitud total para las hembras (amarillo) y machos (verde) de Rambla Salada en los meses de marzo y abril de 2006.

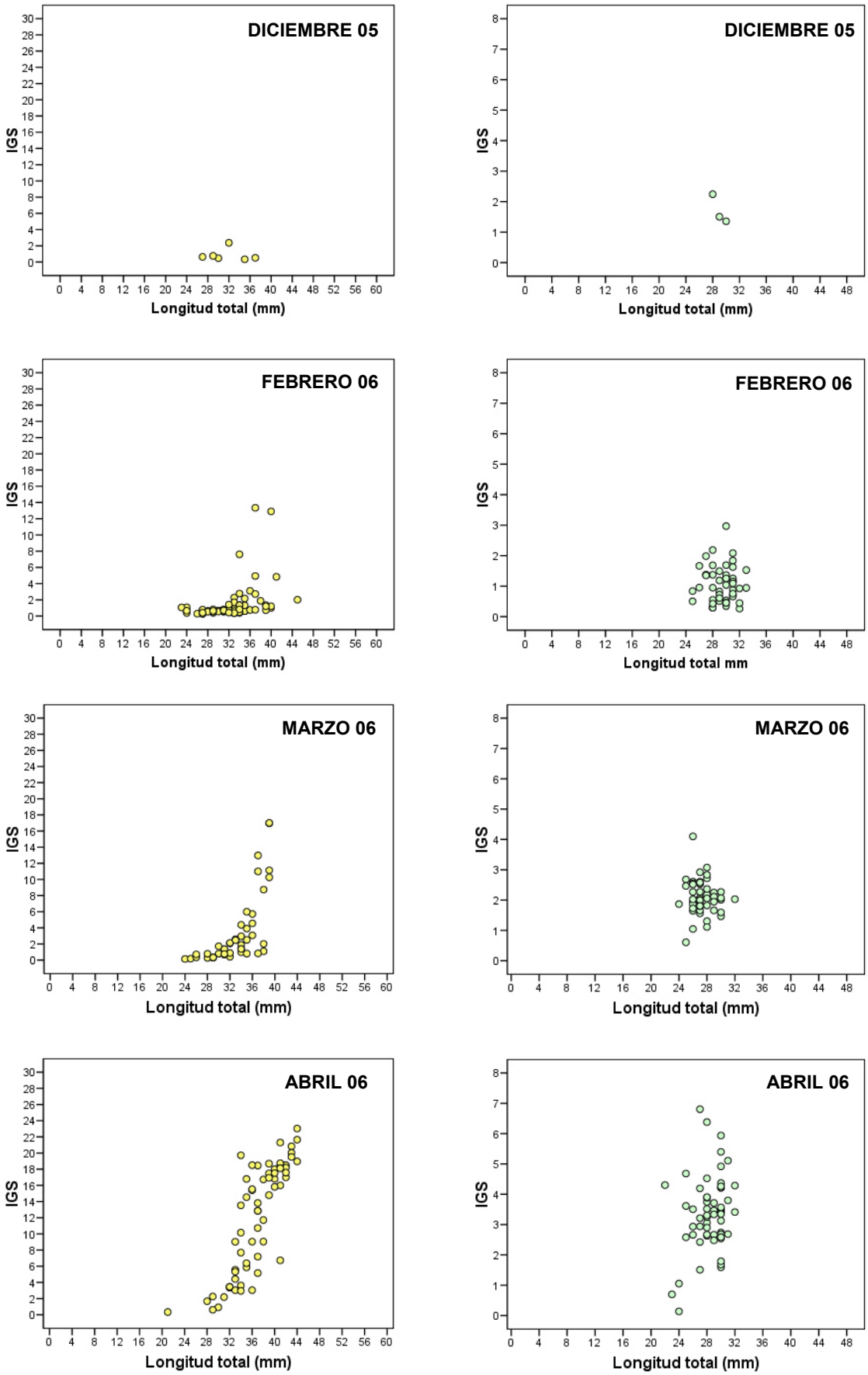


Figura 6.5.2. Relación entre Índice Gonadosomático Relativo y longitud total para las hembras (amarillo) y machos (verde) del río Chícamo en los meses previos y al comienzo de la reproducción.

6.6. FECUNDIDAD

En la figura 6.6.1 se muestran los resultados de las relaciones entre el número de embriones de los estadios 2-6 *sensu* Reznick (1981) (Fecundidad Real) y la Longitud Total (LT) de las hembras de ambos hábitat, transformados en logaritmos decimales.

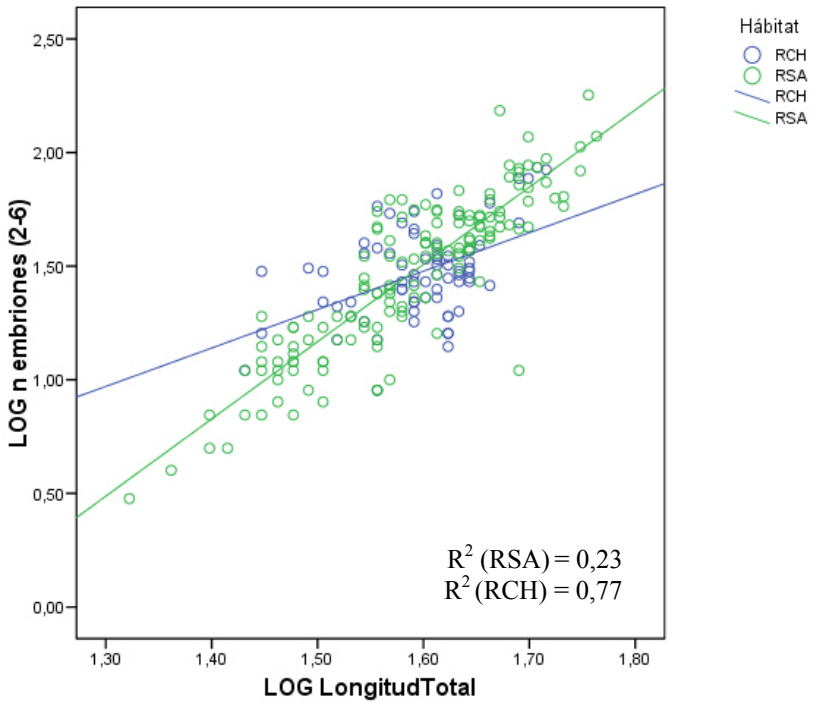


Figura 6.6.1 Relación entre el número total de embriones (estadios 2-6) y la longitud total de hembras capturadas a lo largo del ciclo reproductor en Rambla Salada (azul) y río Chícamo (verde) y sus correspondientes líneas de tendencia.

Los resultados del *Análisis de Covarianzas* (*ANCOVA; p* < 0,05) realizado entre Rambla Salada y el río Chícamo indicaron que existen diferencias significativas entre la fecundidad de ambas localidades (tabla 6.6.1).

Tabla 6.6.1. Análisis de regresión (p < 0,05) realizado entre la Fecundidad (Fec) y la Longitud Total (LT mm) de los ejemplares para los dos hábitats de estudio por separado y resultados del Análisis de Covarianza (ANCOVA) utilizado en su comparación.

Rambla Salada n = 154	Log (Fec) = -4,091 + 3,469 Log(LT)	$F_{(1, 153)}$ = 266,07 p < 0,001
Río Chícamo n = 74	Log (Fec) = -0,301 + 1,086 Log(LT)	$F_{(1, 73)}$ = 4,61 p < 0,035
ANCOVA	$F_{(1, 230)}$ = 19,40	p < 0,001

Las líneas de tendencia de Rambla Salada y Chícamo se cortan en una talla de 39,12 (logLT=1,59). Por debajo de este punto las hembras presentan mayor fecundidad en el río Chícamo, y por encima de éste son más fecundas las de Rambla Salada. De esta manera, la hembra que mayor número de embriones contenía es una hembra de 57 milímetros con 179 embriones en Rambla Salada.

7. DISCUSIÓN

7.1. DETERMINACIÓN DE LA EDAD, ESTRUCTURA DE LA POBLACIÓN Y CRECIMIENTO

Estudio de las Escamas

La edad en *G. holbrooki* ha sido estudiada por diversos autores mediante el uso de las escamas (Da Franca & Da Franca 1953, Fernández-Delgado 1989, Vargas & De Sostoa 1996, Fernández-Delgado & Rossomanno 1997, Pérez-Bote & López 2005, Scalici 2007). Existe sin embargo una dificultad intrínseca a la hora de estimar la edad concreta de la especie, ya que la formación de falsos anillos y la no ralentización del crecimiento en los meses fríos provocan que existan confusiones a la hora de estimar la edad. Debido a esto, la edad de *G. holbrooki* ha sido estimada erróneamente en algunas ocasiones (Baldino 1930, Da Franca 1953). En la mayoría de estudios recientes que existen sobre la especie no se ha datado en más de 3+ la edad de las hembras de *G. holbrooki*, y en 2+ la edad de los machos, aunque existen trabajos en los que se han encontrado machos 3+ (Scalici *et al*. 2007). Por otra parte, Scalici *et al*. (2007) han estimado mediante modelo matemático la edad máxima que puede alcanzar *G. holbrooki*, estableciendo que los individuos de esta especie no pueden superar los cinco años de vida (4+), edad que nunca se ha constatado mediante la observación directa en los anillos de las escamas.

Las clases de edad detectadas en machos de las poblaciones de estudio han sido 0+ y 1+. A su vez, las hembras de ambos sistemas han mostrado las clases de edad 0+, 1+ y 2+. La clase de edad 3+ únicamente se ha encontrado en una hembra de Rambla Salada, lo que indica la escasez de la misma en la población.

En la mayoría de poblaciones de *G. holbrooki* estudiadas en la Península Ibérica se han encontrado estructuras de edad similares: 0+, 1+ y 2+ para hembras; 0+ y 1+ en machos (Fernández-Delgado 1989, Fernández-Delgado & Rossomanno 1997, Pérez-Bote & López 2005). No obstante, la clase de edad 3+ ha sido constatada para hembras en las poblaciones de Aguas de Moura (Portugal) y del Delta del Ebro, también con una notable escasez de individuos (Da Franca & Da Franca 1953, Vargas & De Sostoa 1996).

Distribución de Frecuencias por Tallas

Los parámetros descriptores de la biología poblacional en peces (composición de tallas y edades, proporción de reclutas, la fecundidad, etc.) son resultado de su evolución adaptativa y pueden mostrar grandes variaciones de unas especies a otras (Nikolsky 1963). La estrategia que muestra *G. holbrooki* consiste en una elevada fecundidad con múltiples partos dentro de una misma estación reproductora, lo que provoca que durante el período reproductor muera una gran cantidad de individuos debido al esfuerzo realizado y que sus poblaciones queden conformadas en su mayor parte por individuos nacidos en una misma estación reproductora (Fernández-Delgado 1989, Fernández-Delgado & Rossomanno 1997, Pyke 2005).

Del resultado del análisis de las modas de las Distribuciones de Frecuencia por Tallas contrastado con el Estudio de Escamas, se ha calculado la proporción de edades que conforman la población total de estudio. Los resultados obtenidos se muestran en la tabla 7.1.1. La mayor parte de la población en ambos hábitats, tanto de hembras como de machos, esta compuesta por individuos 0+.

La proporción de ejemplares 1+ es bastante menor, rondando el 11% en todos los casos, excepto en los machos de Rambla Salada donde cabe destacar que esta proporción es algo mayor (20,90%).

Estos datos se han obtenido de la extrapolación de las proporciones encontradas en la lectura de escamas a la población total, por lo que los valores que hacen referencia a la población de individuos 3+ pueden estar subestimados al ser esta clase de edad muy escasa.

Tabla 7.1.1. Valores absolutos y frecuencias relativas (entre paréntesis) de edad estimados para la población de *G. holbrooki* en Rambla Salada y río Chícamo.

HÁBITAT	SEXO	CLASES DE EDAD			
		0+	1+	2+	3+
Rambla Salada	Machos	3705 (79,10)	979 (20,90)	0	0
	Hembras	7321 (88,49)	931 (11,26)	20 (0,24)	1 (0,01)
Río Chícamo	Machos	693 (87,5)	99 (12,5)	0	0
	Hembras	1052 (88,11)	135 (11,30)	7 (0,59)	0

Al igual que ocurre en el resto de poblaciones de la Península Ibérica, la proporción de individuos de edad 1+ (de hembras y machos) va descendiendo conforme avanza el verano. Estos individuos realizan un gran esfuerzo energético en la reproducción, lo que provoca grandes mortandades en esta cohorte (Vargas & De Sostoa 1999, Cabral & Marques 1999, Pérez-Bote & López 2005, Pyke 2005).

En cuanto al período de reclutamiento éste es ligeramente inferior en Rambla Salada, donde su duración comprende de mayo a septiembre, mientras que en el río Chícamo se ha estimado que comienza también en mayo y termina en octubre-noviembre. El único trabajo realizado sobre *G. holbrooki* en la Península donde se analiza el período de reclutamiento es en el río Mondego (Portugal) (Cabral & Marques 1999), donde este resulta similar al obtenido en nuestros hábitats objeto de estudio (de junio a octubre).

Por otra parte, los tamaños máximos detectados en nuestras poblaciones de estudio, entran dentro de los cánones observados en otras poblaciones de la especie en la Península (Tabla 7.1.2).

Tabla 7.1.2 Tamaños máximos absolutos de machos y hembras de *G. holbrooki* capturadas en distintas poblaciones de la Península Ibérica.

	Tamaño Máximo		
	Machos	**Hembras**	**Autor**
Río Guadiana	30	50	a
Delta del Ebro	32	63	b
Estuario del Guadalquivir	36	65	c
Laguna de Zóñar	39	53	d
Aguas de Moura	40	70	e
Rambla Salada	38	58	este estudio
Chícamo	39	52	este estudio

a: Pérez-Bote y López, 2004; b: Vargas y Sostoa, 1996; c: Fernández-Delgado, 1989; d: Fernández Delgado y Rossomanno, 1997; e: Da Franca & Da Franca, 1953

Análisis de Progresión Modal y Tasas de Crecimiento

En cuanto al crecimiento, la mayoría de los peces muestran un crecimiento indeterminado, es decir, no dejan de crecer una vez alcanzada la madurez sexual como ocurre en otros grupos de vertebrados (Moyle & Cech 1982, Lagler *et al*. 1984). Cuando la alimentación es lo suficientemente buena, los peces pueden destinar la energía sobrante, una vez cubierto el coste de mantenimiento, al crecimiento. Estos tejidos a su vez servirán de base para formar otros necesarios para el almacenamiento de energía o la producción de gametos (Wootton 1998). Además, las tasas de crecimiento en peces son muy variables, y están determinadas por la alimentación, el espacio, la temperatura y otros factores (Weatherley 1972, Moyle &

Cech 1982), aunque dependen en gran medida del crecimiento potencial de la especie determinado por su genotipo (Wootton 1998).

Los resultados del Análisis de Progresión Modal y el posterior cálculo de las Tasas de Crecimiento nos reflejan un patrón de crecimiento en las poblaciones de estudio similar: un período de no crecimiento durante los meses fríos (de noviembre a marzo) y un período de crecimiento notable en los meses de altas temperaturas (de abril a septiembre). Esto mismo ocurre en otras poblaciones de *G. holbrooki* estudiadas en la Península Ibérica en las que, al igual que en nuestro trabajo, el crecimiento es mayor en el caso de las hembras (Fernández-Delgado 1989, Fernández-Delgado & Rossomanno 1989, Vargas & De Sostoa 1996, Pérez-Bote & López 2005).

A diferencia del resto de trabajos realizados sobre la especie, en el presente estudio se han determinado las Tasas de Crecimiento diferenciando entre grupos de talla desde el momento de su nacimiento (no únicamente por clases de edad). Todos los individuos que han nacido en la misma estación reproductora, se estabilizan en dos grupos de talla principales antes de entrar en los meses invernales. Estos dos grupos de talla van a continuar diferenciados hasta la mitad de la siguiente época reproductora en el caso de las hembras, y hasta principios de dicha época en los machos.

Los individuos presentan sus mayores Tasas de Crecimiento durante su primer mes de vida, llegando en algunos casos a incrementar su longitud total en un 60% durante este período, y disminuyendo esta tasa conforme pasa el tiempo. Es decir, el patrón de crecimiento mensual y/o estacional se muestra claramente dependiente de la edad.

7.2. ESTUDIO DE LA CONDICIÓN SOMÁTICA

El estudio de Condición Somática se ha realizado para conocer el estado de bienestar de los peces. El estado de condición, puede estar influenciado por variables internas (fisiológicas) y externas (factores ambientales) (Granado-Lorencio 1996). El hecho de que una población se encuentre en mejor o peor estado de condición, puede estar influyendo en el resto de sus parámetros biológicos y en la historia natural de la población, siendo reflejo del mejor o peor funcionamiento de la población en un ambiente determinado.

El determinar es estado de condición de una población puede ser un instrumento fundamental a la hora del manejo de la especie, ya que puede informar

sobre las variables que más influyen en el bienestar de los peces de un ambiente concreto (Brown & Austin 1996). De este modo puede ser una importante herramienta de gestión que ayude en el control de las poblaciones en los casos en que sea necesario.

En este estudio se ha utilizado el Índice de Condición Residual (Jakob *et al*. 1996), que se obtiene con el peso eviscerado de los individuos, por lo que el peso gonadal no influye en los resultados como ocurre en otros índices que se han venido utilizando de manera tradicional (Índice de Fulton) (Bagenal & Tesch 1978, Wootton 1998). Los estudios existentes sobre la estrategia de vida de *G. holbrooki* en la Península Ibérica se han realizado con el Índice de Fulton (Fernández-Delgado 1989, Vargas & De Sostoa 1996, Pérez-Bote & López 2005), por lo tanto, los valores absolutos obtenidos en esos estudios no son contrastables a los de este.

El Índice de Condición Residual se ha calculado para las distintas cohortes que conforman la población en los dos hábitats de estudio, resultando en patrones similares. El patrón general de la cohorte de 2005 (1+) es ir aumentando su estado de condición desde el primer invierno hasta mitad de la primavera, cuando comienza la reproducción, para luego decaer durante el período reproductor debido al esfuerzo realizado en el mismo.

En otras poblaciones de *G. holbrooki* estudiadas sucede lo mismo: los máximos valores de condición de la cohorte adulta se dan al principio de la época reproductora, durante la primavera e inicio del verano, cuando las condiciones medioambientales son óptimas y todavía no han comenzado a notarse los efectos de la reproducción (Fernández-Delgado 1989, Vargas & De Sostoa 1996, Pérez-Bote & López 2005).

El comportamiento del estado de condición de la cohorte de 2006 (0+), es diferente. Los individuos nacidos en este período reproductor (tanto en Rambla Salada como en el río Chícamo) tienden a ganar en Condición Somática durante el transcurso del verano y el otoño. Los máximos valores detectados en esta cohorte han sido en diciembre. De esta manera, se observa una correlación negativa entre la condición de esta cohorte y la temperatura (figuras 7.2.1 y 7.2.2 y tabla 7.2.1), lo cual esta indicando que conforme bajan las temperaturas los estados de condición van aumentando. Es probable que este patrón esté relacionado con la necesidad de aumentar reservas durante el otoño para entrar en el invierno con unos estados de condición óptimos que les permitan sobrevivir en el momento más frío y con menor disponibilidad de alimentos del año.

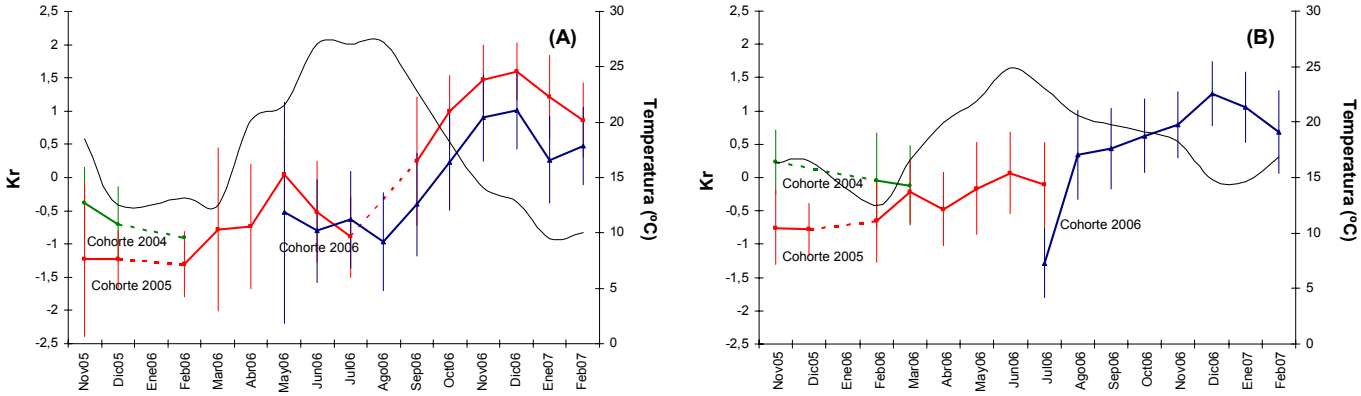


Figura 7.2.1. Evolución temporal de la temperatura (línea negra) y del Índice de Condición Somática de las distintas cohortes de hembras de Rambla Salada (A) y río Chícamo (B). (Nov05: noviembre 2005; Dic05: diciembre 2005; etc.). Las franjas de color indican las estaciones del año. (Marrón: otoño; azul: invierno, verde: primavera; amarillo: verano).

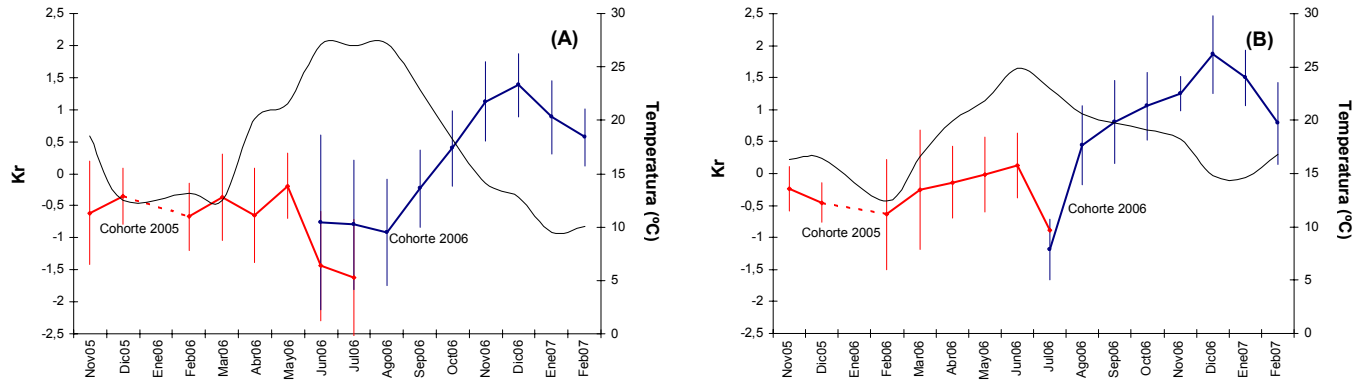


Figura 7.2.2. Evolución temporal de la temperatura (línea negra) y del Índice de Condición Somática de las distintas cohortes de machos de Rambla Salada (A) y río Chícamo (B). (Nov05: noviembre 2005; Dic05: diciembre 2005; etc.). Las franjas de color indican las estaciones del año. (Marrón: otoño; azul: invierno, verde: primavera; amarillo: verano).

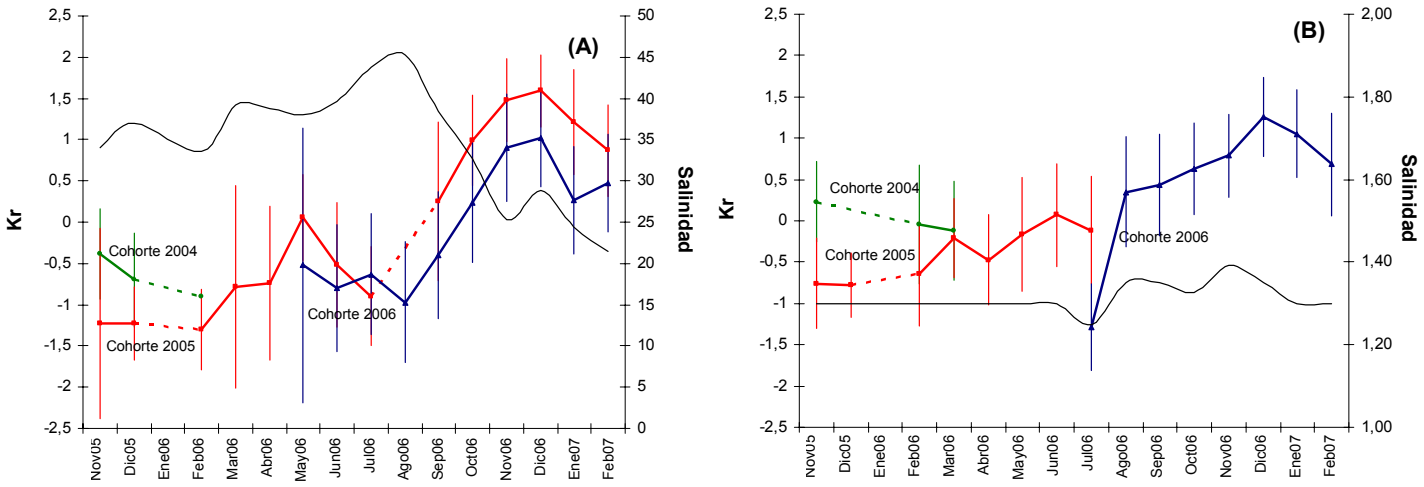


Figura 7.2.3. Evolución temporal de la salinidad (línea negra) y del Índice de Condición Somática de las distintas cohortes de hembras de Rambla Salada (A) y río Chícamo (B). (Nov05: noviembre 2005; Dic05: diciembre 2005; etc.). Las franjas de color indican las estaciones del año. (Marrón: otoño; azul: invierno, verde: primavera; amarillo: verano).

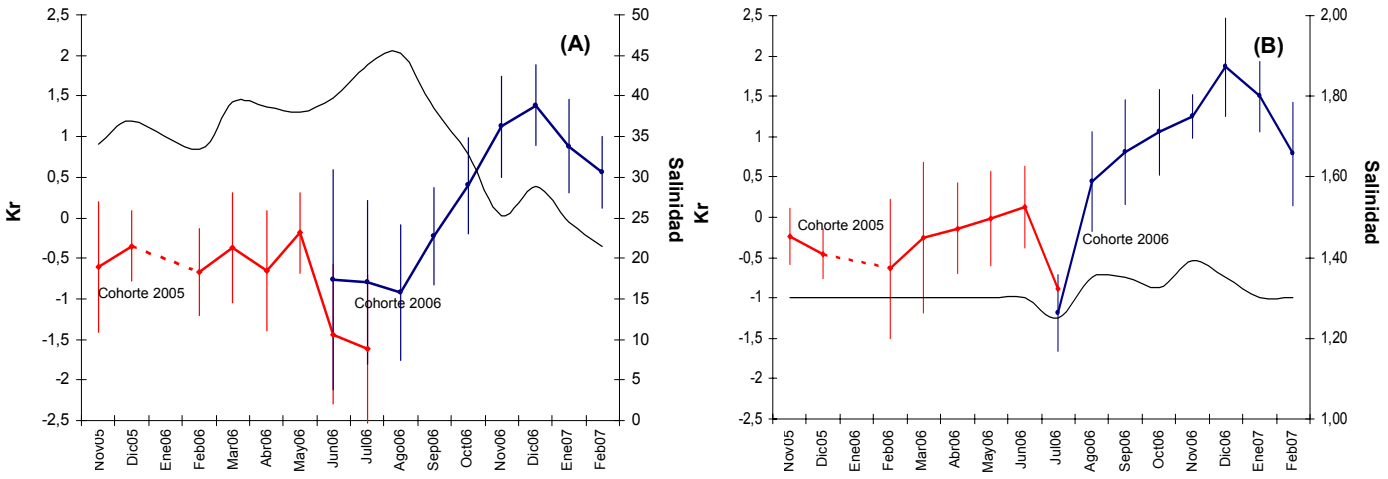


Figura 7.2.4 Evolución temporal de la salinidad (línea negra) y del Índice de Condición Somática de las distintas cohortes de machos de Rambla Salada (A) y río Chícamo (B). (Nov05: noviembre 2005; Dic05: diciembre 2005; etc.) Las franjas de color indican las estaciones del año. (Marrón: otoño; azul: invierno, verde: primavera; amarillo: verano).

Tabla 7.2.1. Valores del Índice de Correlación de Spearman del Índice de Condición Somática de las distintas cohortes de hembras y machos de Rambla Salada y río Chícamo y las variables abióticas salinidad y temperatura.
(*) Valores de significación menores de 0,005
(**) Valores de significación menores de 0,001.

		Temperatura (ºC)		Salinidad	
		Rambla Salada	Río Chícamo	Rambla Salada	Río Chícamo
Cohorte 2004	Hembras	0,291	-0,171	-0,199	--
Cohorte 2005	Machos	-0,021	0,225*	-0,038	0,104
	Hembras	-0,098	0,245**	-0,346**	-0,013
Cohorte 2006	Machos	-0,636**	-0,712**	-0,600**	0,422**
	Hembras	-0,593**	-0,572**	-0,594**	0,207**

El ciclo de condición somática en ambas poblaciones muestra el siguiente patrón: Conforme avanza la primavera, el estado de condición va aumentando hasta el inicio de la reproducción. A partir de este momento los valores de condición comienzan a decaer, ya que los individuos destinan la mayor parte de su energía a reproducirse. A finales del verano, el estado de condición comienza a recuperarse de cara al invierno, alcanzando los máximos valores al inicio de éste.

En cuanto a la temporalidad del ciclo, existen ligeras diferencias entre hábitats. A pesar de que la variación de temperaturas sea muy similar en ambos sistemas, en el Chícamo el aumento primaveral de las temperaturas ocurre un mes antes (marzo), lo que puede estar causando que el ciclo de condición somática se encuentre aquí algo más adelantado.

Los estados de condición del río Chícamo son mayores que en Rambla Salada, lo que puede estar causado por la elevada salinidad de Rambla Salada. Además, únicamente se muestran valores similares de condición en ambos sistemas durante el período de decremento significativo en la salinidad que ha mostrado Rambla Salada (noviembre 2006-enero 2007). Esto coincidiría con los resultados presentados por Alcaraz & García-Berthou (2007) que muestran cómo los estados de condición de las hembras en ambientes salinos son menores que en ambientes dulceacuícolas.

7.3. PROPORCIÓN DE SEXOS

En las dos poblaciones de estudio se observa una clara dominancia de las hembras a lo largo del tiempo, lo que según Granado-Lorencio (1996) indica períodos expansionistas de las poblaciones. Durante todo el ciclo temporal de estudio, solamente en dos estaciones decae este predominio de las hembras: en invierno y primavera de 2006. En Rambla Salada, los machos dominan la población durante este período, mientras que en el río Chícamo no existe una diferencia significativa entre ambos sexos.

Este ciclo puede ser consecuencia del estrés reproductor y de la maduración sexual. Según Hellawell (1974), la respuesta ante la reproducción puede ser diferente entre las hembras y los machos. Las hembras muestran una mayor implicación en el período reproductor, mostrando mortalidades más elevadas durante estos momentos, cuando es probable que los machos puedan dominar en número la población. No obstante, una vez transcurridos los momentos previos del período reproductivo, las hembras sobrevivientes muestran una mejor respuesta ante el estrés reproductor y continúan liderando la población.

En otros estudios realizados en la Península Ibérica también son las hembras el sexo mayoritario (Da Franca & Da Franca 1953, Fernández-Delgado 1989, Pérez-Bote & López 2005), llegando a ser la proporción de hasta 1:5 en Aguas de Moura (Portugal) (Da Franca & Da Franca 1953) o 1:4 en el estudio realizado en el Delta del Ebro (Vargas & De Sostoa 1996). No obstante, algunas poblaciones muestran una proporción de sexos mayoritaria para los machos, como en la población de la Laguna de Zóñar (Córdoba) (Fernández-Delgado & Rossomanno 1997). En resumen, la plasticidad de la especie se refleja de forma clara en este parámetro.

7.4. ESTUDIO DEL DESARROLLO GONADAL

Al igual que ocurre en la mayoría de las especies de peces, la variación temporal de Desarrollo Gonadal en *G. holbrooki* es cíclica (Lagler *et al*. 1977, Scott 1979). Este ciclo temporal consiste en una *fase de de quiescencia* o *reposo gonadal* durante los meses más fríos del año donde se dan los valores mínimos de desarrollo, una *fase de reactivación* cuando la gónada comienza a madurar y una *fase de reproducción,* donde se dan los valores más altos de peso gonadal, aspecto que se refleja de forma clara en los Índices Gonadosomáticos.

En nuestras poblaciones de estudio se da la *fase de reproducción* entre los meses de abril y agosto-septiembre, cuando todas las cohortes muestran elevados valores de IGSr. A partir de ahí, estos valores se mantienen bajos (*fase de quiescencia*), hasta febrero-marzo cuando se entra en la *fase de reactivación* y las gónadas comienzan a incrementar su masa y a prepararse para la reproducción.

En otras poblaciones de la Península el ciclo temporal de IGS es similar. De esta manera, las poblaciones del Delta del Ebro (Vargas & De Sostoa 1996) y del Guadiana (Pérez-Bote & López 2005) comienzan la reproducción en el mismo mes que nuestras poblaciones de estudio. En otras ocasiones, la reproducción comienza un mes más tarde (Fernández-Delgado 1989, Fernández-Delgado & Rossomanno 1997) aunque la duración del período reproductor es aproximadamente el mismo en todos los casos (tabla 7.4.1).

Tabla 7.4.1. Períodos reproductivos de distintas poblaciones de machos y hembras 0+ y 1+ de la Península Ibérica. Los períodos reproductores se obtienen de valores de IGS.

	Período Reproductor
Río Guadalquivir (a)	Mayo-Septiembre
Delta del Ebro (b)	Abril-Septiembre
Laguna de Zóñar (c)	Mayo-Septiembre
Río Guadiana (d)	Abril-Septiembre
Río Chícamo (e)	Abril-Septiembre/Octubre
Rambla Salada (e)	Abril-Septiembre

(a) Fernández-Delgado 1989; (b) Vargas & De Sostoa 1996; (c) Fernández-Delgado & Rossomanno 1997; (d) Pérez-Bote & López 2005; (e) Este estudio.

Los individuos de la cohorte de 2005 (1+) se reproducirán mayoritariamente en la primera parte de la *fase reproductora*, ya que a mitad de esta fase, los machos y gran proporción de hembras mueren por el esfuerzo realizado y quedan los individuos más jóvenes nacidos recientemente (cohorte 2006, 0+) y que comienzan a reproducirse en este mismo período.

En ambos sistemas, las hembras de la cohorte del año 2006 (0+) muestran valores de IGSr más elevados que las de la cohorte de 2005 (1+). Según Tedesco *et al*. (2007), conforme va aumentando la edad de *G. holbrooki*, la tasa del incremento del peso gonadal disminuye, mostrando un efecto de la edad respecto a la reproducción. A su vez, esto es indicativo del alto esfuerzo reproductor que realizan los individuos más jóvenes de la especie en las poblaciones.

Según diversos autores (De Vlaming 1972, Schreck & Moyle 1990, Fraile *et al*. 1993, Wootton 1998) el ciclo gonadosomático está correlacionado con diversos factores ambientales tales como la temperatura del agua, el fotoperiodo y la disponibilidad de alimento. En este estudio se ha correlacionado el ciclo de Desarrollo Gonadal de las diferentes cohortes que conforman la población con la temperatura (figuras 7.4.1 y 7.4.2) y la salinidad (7.4.3 y 7.4.4) de los cuerpos de agua. A su vez en la tabla 7.4.1 se resumen los valores de las correlaciones para las hembras y los machos de Rambla Salada y río Chícamo.

Todas las cohortes de Rambla Salada, tanto de machos como de hembras, guardan una correlación positiva con la temperatura (tabla 7.4.2). En las gráficas 7.4.1 (A) y 7.4.2 (A) se puede observar cómo los ciclos de Desarrollo Gonadal muestran aumentos y descensos en función de las temperaturas del agua. Al principio de la primavera la temperatura del agua comienza a aumentar, coincidiendo con un aumento significativo de los valores de IGSr, y el mismo proceso en sentido inverso se da a finales de verano y otoño. En el río Chícamo ocurre exactamente lo mismo (figuras 7.4.1 B y 7.4.2 B), con la diferencia que aquí la cohorte de 2004 de hembras no muestran una correlación significativa con la temperatura, lo que puede ser debido al bajo número de hembras de esta cohorte (n = 14).

En cuanto a la relación de la salinidad con el ciclo gonadal, existe una correlación en el caso de Rambla Salada, pero no en el río Chícamo. Esta correlación significativa podría ser fortuita, al coincidir el descenso drástico de la salinidad del sistema en la segunda mitad del período de estudio con el final del ciclo gonadal.

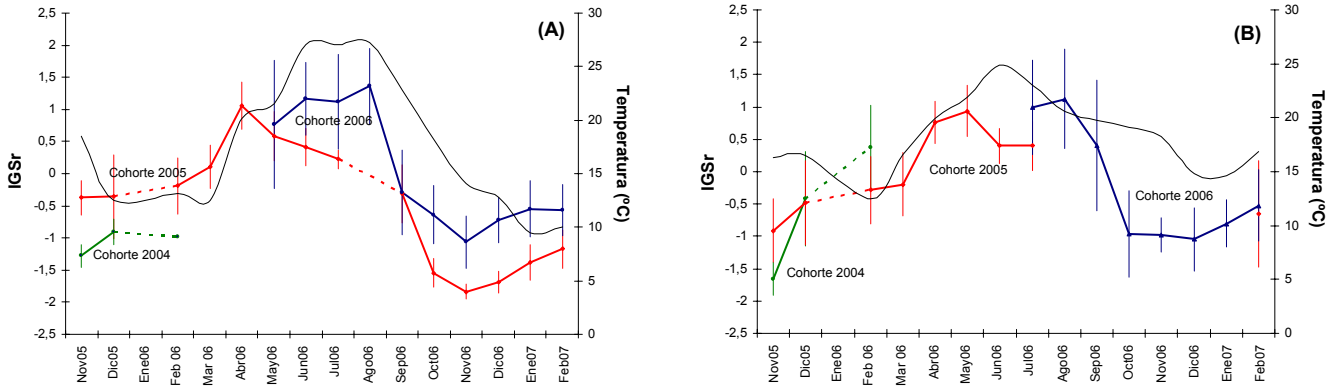


Figura 7.4.1. Evolución temporal de la temperatura (línea negra) e Índice Gonadosomático Residual (IGSr) de las distintas cohortes de hembras de Rambla Salada (A) y río Chícamo (B). (Nov05: noviembre 2005; Dic05: diciembre 2005, etc.). Las franjas de color indican las estaciones del año. (Marrón: otoño; azul: invierno; verde: primavera; amarillo: verano).

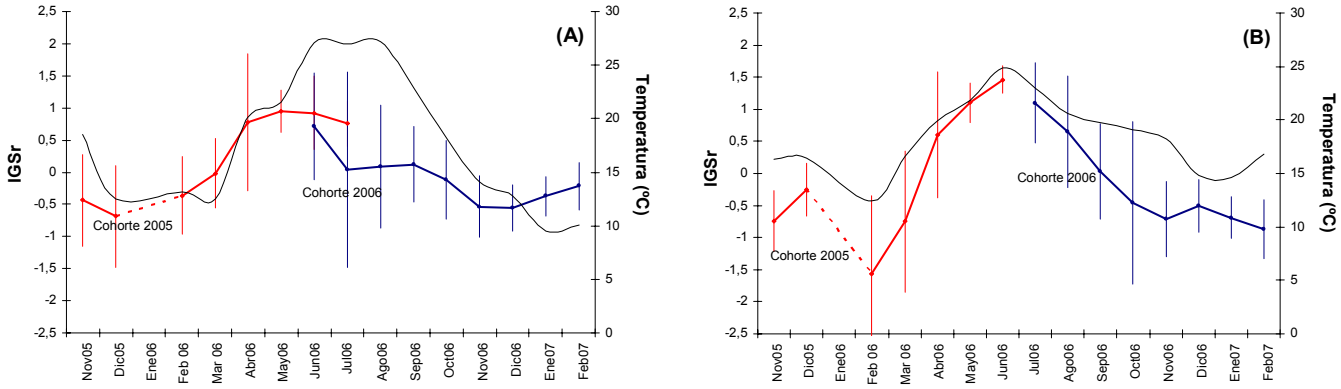


Figura 7.4.2. Evolución temporal de la temperatura (línea negra) e Índice Gonadosomático Residual (IGSr) de las distintas cohortes de machos de Rambla Salada (A) y río Chícamo (B). (Nov05: noviembre 2005; Dic05: diciembre 2005, etc.). Las franjas de color indican las estaciones del año. (Marrón: otoño; azul: invierno; verde: primavera; amarillo: verano).

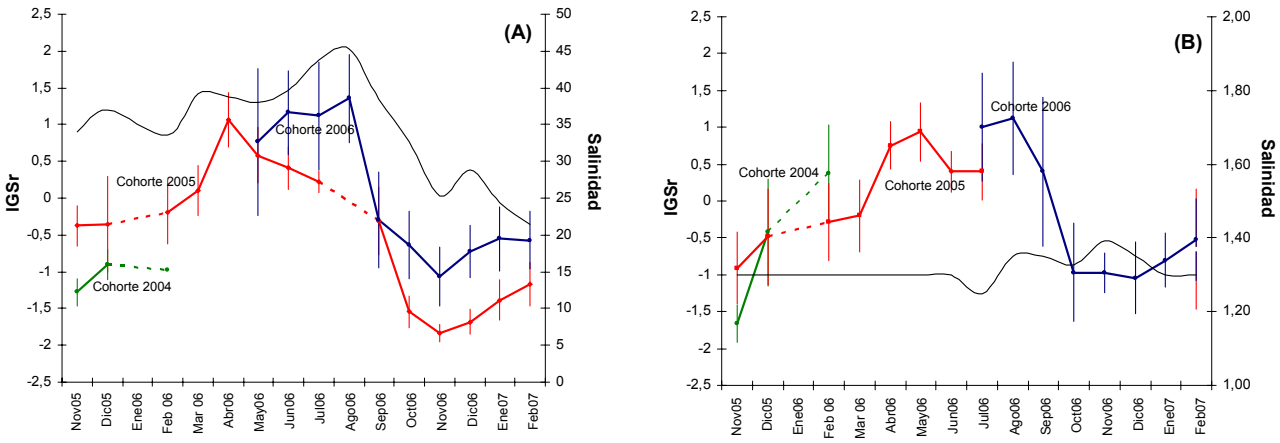


Figura 7.4.3. Evolución temporal de la salinidad (línea negra) e Índice Gonadosomático Residual (IGSr) de las distintas cohortes de hembras de Rambla Salada (A) y río Chícamo (B). (Nov05: noviembre 2005; Dic05: diciembre 2005, etc.). Las franjas de color indican las estaciones del año. (Marrón: otoño; azul: invierno; verde: primavera; amarillo: verano).

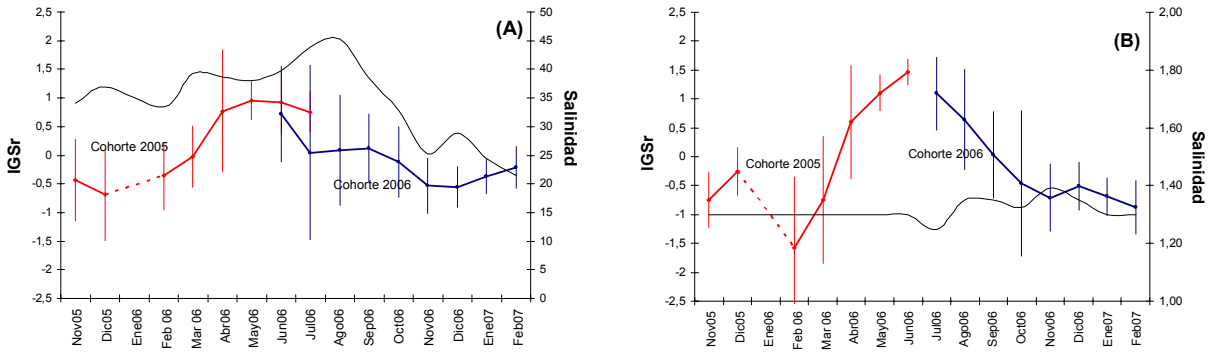


Figura 7.4.4. Evolución temporal de la salinidad (línea negra) e Índice Gonadosomático Residual (IGSr) de las distintas cohortes de machos de Rambla Salada (A) y río Chícamo (B). (Nov05: noviembre 2005; Dic05: diciembre 2005, etc.). Las franjas de color indican las estaciones del año. (Marrón: otoño; azul: invierno; verde: primavera; amarillo: verano).

Tabla 7.4.2. Valores del Índice de Correlación de Sperman del Índice Gonadosomático Residual de las distintas cohortes de hembras y machos de Rambla Salada y río Chícamo y las variables abióticas salinidad y temperatura.
(*) Valores de significación menores de 0,005
(**) Valores de significación menores de 0,001.

		Temperatura (ºC)		Salinidad	
		Rambla Salada	Río Chícamo	Rambla Salada	Río Chícamo
Cohorte 2004	Hembras	0,675*	0,651	0,607	
Cohorte 2005	Machos	0,667**	0,745**	0,301**	-0,059
	Hembras	0,663**	0.746**	0,615**	-0,122
Cohorte 2006	Machos	0,353**	0,700**	0,327**	-0.057
	Hembras	0,659**	0,628**	0,674**	-0,042

Al contrario de lo que cabría esperar según Alcaraz & García-Berthou (2007) en relación a los efectos de la salinidad sobre el IGS, no existen grandes diferencias entre los valores que se han obtenido para las cohortes de Rambla Salada y el río Chícamo. Solamente los machos de la cohorte de 2006 y las hembras de 2004 del Chícamo muestran valores de IGSr mayores durante el período reproductor.

7.5. LONGITUD DE MADUREZ

La adquisición de la madurez sexual es un momento de transición en la vida de los individuos, ya que a partir de este momento la distribución del tiempo y los recursos debe hacerse teniendo en cuenta no sólo el crecimiento y la supervivencia, sino también la reproducción. La asignación de recursos tiende a realizarse de manera que se maximice la descendencia de los individuos (Wootton 1998, Lagler *et al*. 1984).

Existen varios factores que influyen sobre la Longitud de Madurez, como la edad, el tamaño y las características fisiológicas del animal (Lagler *et al*. 1984).

Las Longitudes de Madurez que se han encontrado en nuestras poblaciones de *G. holbrooki* han sido muy similares. Las hembras alcanzan la madurez entre los 27-28 mm longitud total, mientras que los machos parece que maduran a una talla algo menor, siendo el macho maduro más pequeño de 25 mm en el río Chícamo y de 28 en Rambla Salada. Estos resultados coinciden con otros estudios realizados en la Península Ibérica (Fernández-Delgado 1989, Fernández-Delgado & Rossomanno 1997), aunque en el caso de los machos, estos muestran una tendencia a madurar a una LT ligeramente mayor que en otras poblaciones (tabla 7.5.1). Esto podría ser debido a que el criterio que se ha utilizado para la determinación de la madurez en este estudio ha sido distinto al utilizado en otros trabajos. En el presente trabajo,

únicamente se ha analizado la Longitud de Madurez de la cohorte que inicia el periodo de reproducción (cohorte 1+). No ha sido evaluada la longitud de primera madurez (de las cohortes 0+) que comienzan su reproducción en el periodo estival transcurrido muy poco tiempo desde su nacimiento.

Tabla 7.5.1. Longitudes de Madurez de machos y hembras de *G. holbrooki* determinadas en distintas poblaciones de la Península Ibérica.

	Long. Madurez ♀	Long. Madurez ♂	Autores
Estuario del Guadalquivir	27-30	21	Fernández-Delgado 1989
Laguna de Zóñar	26	13	Fernández-Delgado & Rossomanno 1997
Rambla Salada	27	28	Este estudio
Río Chícamo	28	25	Este estudio

7.6. FECUNDIDAD

La Fecundidad es un factor determinado por la historia evolutiva de los peces que, dependiendo de los factores ambientales que rodeen a las especies en el momento de la reproducción, a los huevos o embriones y a las larvas en el momento de su desarrollo, va a desembocar en un tipo determinado de estrategia (Nikolsky 1963). En el género *Gambusia*, al tratarse de una especie vivípara, la fecundidad depende del número de embriones producidos, el intervalo de tiempo entre las puestas y de la duración del período reproductivo (Hubbs & Mosier 1985).

Según otros estudios realizados, las hembras de mayores longitudes totales medias van a ser las más fecundas (Fernández-Delgado 1989, Vargas & De Sostoa 1996, Fernández-Delgado & Rossomanno 1997, Pérez-Bote & López 2005). Sin embargo, nuestros resultados no muestran claramente esta tendencia.

Las hembras con longitudes totales por debajo de 39,12 mm son más fecundas en el Chícamo, mientras que las hembras con una talla por encima de este punto son más fecundas en Rambla Salada.

Esto puede ser debido a que en el río Chícamo se ha capturado menor número de hembras de gran talla que en Rambla Salada, lo que podría estar desviando las pendientes de la regresión y desvirtuando los resultados. Otra posible causa, es que la elevada salinidad de Rambla Salada este afectando de forma negativa a las hembras de menor tamaño, con lo que su fecundidad se vería disminuida.

En la tabla 7.6.1 se muestran los resultados de la comparación entre el número máximo y mínimo de embriones que contenían las hembras en otras poblaciones de estudio, estando las nuestras dentro del rango observado para otras poblaciones.

Tabla 7.6.1. Rango del número de embriones entre los estadios 2-6 máximo y mínimo detectado en hembras grávidas de *G. holbrooki* de distintas poblaciones de la Península Ibérica.

	Máximo-Mínimo	Autor
Delta del Ebro	3-181	Vargas & De Sostoa 1996
Guadiana	3-70	Pérez-Bote & López 2005
Rambla Salada	1-179	Este estudio
Río Chícamo	3-86	Este estudio

8. CONCLUSIONES

En función de los parámetros del crecimiento y reproducción que se han evaluado en este trabajo, *G. holbrooki* muestra una estrategia "oportunista" (Vila-Gispert & Moreno-Amich 2002). Este tipo de estrategia engloba a especies de madurez temprana, pequeño tamaño y múltiples puestas dentro del mismo período reproductivo.

A continuación se muestran las conclusiones más importantes que describen el ciclo de vida de *G. holbrooki* en Rambla Salada y río Chícamo.

Determinación de la edad, estructura de la población y crecimiento

- La estructura por edades de las poblaciones de *G. holbrooki* de Rambla Salada y río Chícamo está conformada básicamente por 3 clases de edad para las hembras (0+, 1+ y 2+) y 2 para los machos (0+ y 1), si bien se ha detectado la presencia de una hembra perteneciente a la clase de edad 3+ en Rambla Salada.

- Se ha determinado la fecha de cumpleaños en ambos ambientes en la transición de los meses de marzo a abril, justo con el inicio del ascenso de la temperatura del agua.

- Las hembras de Rambla Salada presentan longitudes totales medias mayores que en el río Chícamo, en los machos se da la situación contraria. Los tamaños encontrados en ambas poblaciones entran dentro de los valores detectados en otras poblaciones de la Península Ibérica.

- La clase de edad predominante en ambos sistemas durante el ciclo anual es la 0+. Los individuos de edad 1+ solamente predominan en los meses de abril y mayo. A partir de este momento, la clase 1+ va descendiendo en número conforme avanza la época reproductora, hasta desaparecer totalmente en verano en el caso de los machos. Por el contrario, un porcentaje significativo de las hembras 1+ es capaz de permanecer hasta el año siguiente, desapareciendo en el verano-otoño de su segunda estación reproductora.

- El reclutamiento o entrada de sucesivos grupos de talla dentro de la clase 0+ se ha constatado de mayo hasta octubre-noviembre en el río Chícamo, y de mayo a septiembre en Rambla Salada.

- La entrada de reclutas comienza y se mantiene cuando la temperatura media de agua se acerca a los 20 ºC. El descenso de temperaturas otoñales por debajo de este punto se ha observado antes en Rambla Salada, lo que puede estar explicando la menor extensión del período de reclutamiento en este ambiente.

- De todos los individuos que aparecen en este período de reclutamiento en ambas localidades, resultan dos grupos bien diferenciados que crecen hasta alcanzar una talla concreta antes del invierno. Estos dos grupos de talla de individuos con la misma edad se unen en un único grupo al inicio del siguiente período reproductor.

- El modelo de crecimiento detectado es dependiente de la edad y el sexo de los individuos. Las tasas de crecimiento más elevadas se dan en los primeros meses de vida, y conforme los individuos son más longevos estas tasas son cada vez menores. Aunque no se detectan diferencias significativas entre hábitats, el crecimiento anual tiende a ser mayor en el río Chícamo que en Rambla Salada.

- Los individuos de ambas poblaciones han mostrado una marcada estacionalidad en su crecimiento. Los individuos recién nacidos muestran rápidos crecimientos durante el verano, pasando a presentar una etapa de no crecimiento durante los meses de bajas temperaturas y una reactivación del crecimiento post-invernal, que finaliza con el inicio de la reproducción.

Estudio de la Condición Somática

- En el ciclo de condición se ha dado una alternancia de períodos favorables y desfavorables. Conforme avanza la primavera el estado de condición de la población va aumentando hasta el inicio de la reproducción. A partir de este momento los valores de condición comienzan a decaer, ya que los individuos destinan la mayor parte de su energía a reproducirse. A finales del verano, el estado de condición comienza a recuperarse, alcanzando los máximos valores al inicio del invierno.

- El incremento primaveral de la condición somática se muestra un poco adelantado en el tiempo en el río Chícamo respecto a Rambla Salada. Este hecho puede estar relacionado en el adelanto del ascenso primaveral de las temperaturas del agua en el Chícamo.

- Los valores promedio de la condición somática son más altos en el río Chícamo que en Rambla Salada. Esto puede estar causado por la elevada salinidad del sistema de Rambla Salada. A su vez, en este sistema las variables condición-salinidad se han mostrado correlacionadas.

Proporciones de Sexos

- En Rambla Salada las hembras dominan la población todo el año excepto en invierno y primavera 2006 que dominan los machos. En el río Chícamo la dominancia de las hembras es significativa en todas las estaciones excepto en invierno y primavera de 2006 donde no se dan diferencias significativas. En otras poblaciones estudiadas las hembras también son mayoritarias.

Estudio del Desarrollo Gonadal

- El patrón temporal del ciclo reproductor, en función del desarrollo gonadal, muestra una *fase de reactivación* o incremento rápido del peso gonadal desde febrero hasta abril-mayo. A partir de este momento se inicia la *fase de reproducción*, que se mantiene hasta finales de verano, cuando los valores del Índice Gonadosomático comienzan a descender progresivamente hasta llegar a valores mínimos durante el transcurso del otoño e invierno (*fase de quiescencia o reposo gonadal*).

- El ciclo temporal de desarrollo gonadal se ha mostrado correlacionado con la variación de temperatura del agua en ambos hábitats. Sin embargo, los cambios en la salinidad no han mostrado un efecto claro sobre dicho ciclo.

- Durante la primera parte del la *fase de reproducción* se reproduce mayoritariamente la cohorte de 1+. Conforme avanza el tiempo los individuos de esta cohorte van muriendo y en la segunda parte de esta *fase de reproducción* se reproducirán principalmente los individuos de la cohorte 0+.

- Únicamente se han detectado diferencias significativas en el esfuerzo reproductor entre hábitats en la cohorte de hembras de 2004 y machos de 2006. En ambos casos el esfuerzo reproductor ha sido mayor en el río Chícamo.

Longitud de Madurez

- Las hembras de Rambla Salada y río Chícamo alcanzan la madurez en el mes de abril con una talla de 27-28 mm. Estos resultados son acordes con otros trabajos realizados en la Península Ibérica.

- En el caso los machos, la madurez se alcanza con una talla de 25-28 mm también en el mes de abril. En otros estudios realizados en la Península esta longitud de madurez es muy variable.

Fecundidad

- Los valores de fecundidad se han mostrado relacionados con la talla de las hembras en ambas poblaciones.

- Las hembras de menor tamaño presentan mayor fecundidad en el río Chícamo, hasta alcanzar la talla de 39 mm donde estos resultados se invierten y pasan a ser más fecundas las hembras de Rambla Salada. Esto puede ser debido a que la salinidad del sistema de Rambla Salada esté afectando más a las hembras de menor tamaño o a un sesgo en los datos.

9. GESTIÓN DE LAS POBLACIONES DE *Gambusia holbrooki* EN LOS HÁBITATS OBJETO DE ESTUDIO

9.1 GESTIÓN DE LAS POBLACIONES DE *Gambusia holbrooki* EN LOS HÁBITATS OBJETO DE ESTUDIO: JUSTIFICACIÓN

G. holbrooki es una de las especies invasoras más dañinas del mundo, capaz de causar graves perjuicios en los ecosistemas en los que se establece (IUCN 2000, NSW 2003). La relación de efectos negativos que puede causar se ha descrito en el epígrafe 2.2 de la presente memoria, aunque a continuación, se van a analizar las consecuencias potenciales que podría tener la presencia de la especie en el ámbito de estudio.

La especie se encuentra ampliamente distribuida en los sistemas acuáticos incluidos tanto en el LIC de Ajauque y Rambla Salada como en el LIC del río Chícamo, presentando abundancias muy elevadas en dichos ecosistemas (Torralva *et al.* 2005). Los efectos concretos que la presencia de *G. holbrooki* está provocando en estos sistemas no han sido evaluados todavía. No obstante, las interacciones genéricas que han sido descritas en otros ambientes pueden ser aplicables a los LICs objeto de estudio. Entre las interacciones que la especie puede estar ejerciendo destacan las siguientes:

- Efectos sobre el zooplancton y macroinvertebrados bentónicos. Estos se pueden traducir en cambios importantes de la comunidad, como explosiones de fitoplancton, que alteren la calidad del agua.

- Depredación sobre macroinvertebrados de interés conservacionista. Los sistemas salinos del LIC de Ajauque y Rambla Salada albergan la presencia de especies endémicas de macroinvertebrados de elevado interés conservacionista, como el coleóptero *Ochthebius glabber* (Sánchez-Fernández 2003). De forma similar, en el LIC del río Chícamo destaca la presencia del odonato *Coenagrion mercuriale* como especie protegida por la Directiva Hábitats (D. 92/43/CEE).

- Depredación sobre puestas y/o larvas de anfibios de interés conservacionista. Los cuerpos de agua de los LICs objeto de estudio son zonas de reproducción de diversas especies de anfibios amenazados, como *Epidalea calamita* y *Pelobates cultripes* (Torralva *et al.* 2005b), ambas especies incluidas en la Directiva Hábitats (D. 92/43/CEE).

- Depredación y/o Competencia con otras especies de peces con interés conservacionista. La única población de aguas continentales que *Aphanius iberus*

presenta en la Región de Murcia se encuentra localizada en el tramo de cabecera del río Chícamo (Oliva-Paterna 2006). Esta especie se encuentra protegida como especie amenazada en la normativa regional (L. 7/1995 de la Fauna Silvestre, Caza y Pesca Fluvial), nacional (Catálogo Nacional de Especies Amenazadas R.D. 439/1990) e internacional (Directiva Hábitat 92/43/CEE). Otra de las especies endémicas que puede estar soportando los efectos negativos de la presencia de *G. holbrooki* en el río Chícamo es *Barbus sclateri*, incluida como especie vulnerable en el libro rojo de la Región de Murcia (Torralva *et al*. 2006).

9.2. Conclusiones Aplicadas: Criterios Biológicos Para El Control por Extracción De *Gambusia holbrooki*

En el marco del proyecto LIFE-Naturaleza "Conservación de *stocks* genéticos de Fartet en Murcia" (LIFE04 NAT/ES/000035), *G. holbrooki* está sometida actualmente a un programa de control de sus poblaciones en los hábitats de estudio de Rambla Salada de Fortuna (LIC 6200005) y Cabecera del río Chícamo (LIC 6200028). En función de la terminología desarrollada en el epígrafe 2 de la presente memoria, la Opción de Gestión que se está aplicando en ese programa es un "Control Sostenido por Extracción". Desde noviembre de 2005 se están llevando a cabo despesques continuos de la especie objetivo en el tramo de la Cabecera del río Chícamo en el que *G. holbrooki* cohabita con *A. iberus*, y en el sector medio de Rambla Salada como área potencial para albergar nuevas poblaciones de *A. iberus*. El objetivo de gestión del estudio desarrollado en la presente Tesis de licenciatura ha sido la obtención de criterios biológicos que ayuden a optimizar los protocolos de control por extracción que se están llevando a cabo sobre *G. holbrooki*.

En cuanto a la metodología que se ha estado utilizando para realizar las extracciones, es similar a la descrita en el apartado 4.1 de este estudio. Por lo tanto se usan métodos activos (Salabre) y métodos pasivos (Minnow-Traps de 2 mm de luz de malla y Minnow-traps de polietileno) para la captura de la especie objetivo. La integración de datos sobre la capturabilidad de los métodos de pesca junto con los resultados del estudio de la biología de la especie, resulta básico para optimizar los protocolos de extracción de la especie objetivo. De este modo, como primera aproximación se ha realizado un *Análisis de las Varianzas* (ANOVA) con la totalidad de los datos de este estudio para comprobar si existen diferencias en las tallas de captura dependiendo del tipo de trampa.

En términos generales, los resultados obtenidos nos indican que las Minnow-traps de polietileno son más efectivas sobre tallas más pequeñas y las Minnow-traps sobre tallas algo más grandes (figura 9.2.1). Estos resultados son acordes con los obtenidos por Clavero *et al*. (2006) con especies de pequeña talla. Respecto a la efectividad del Salabre en comparación con los métodos pasivos no se han realizado análisis, ya que depende de la destreza y experiencia del muestreador. No obstante, el salabre ha resultado ser un método de alta eficacia en todas las estaciones del año (observación personal) tanto en los momentos de alta actividad de los individuos (condición somática elevada) como en los de baja actividad (condición somática baja). En estos momentos de baja actividad, los resultados obtenidos con el Salabre

han mostrado gran efectividad en los muestreos de microhábitats utilizados como refugio (vegetación densa, fango, etc.).

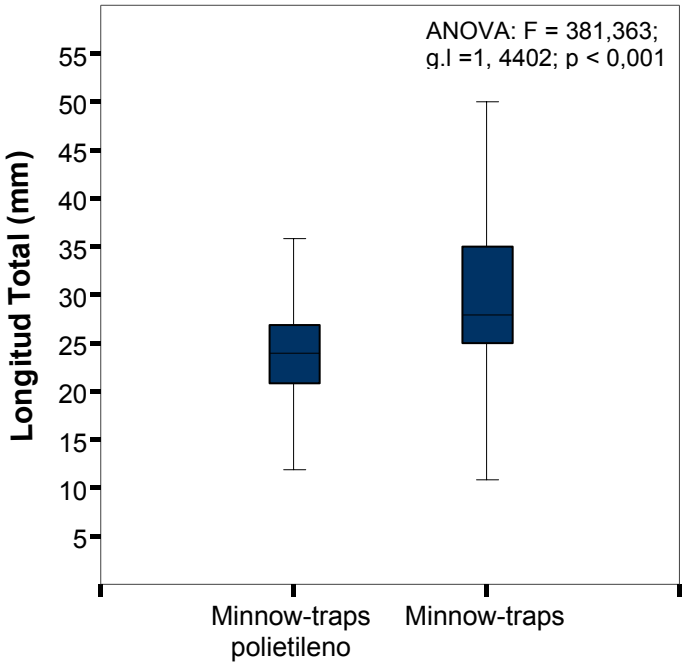


Figura 9.2.1. Capturabilidad en función de la talla de ejemplares de *G. holbrooki* de Minnow-traps de polietileno y Minnow-traps sobre tallas de *G. holbrooki*.

Optimización del Protocolo de Extracción

En función de los parámetros sobre la estrategia de *G. holbrooki* analizados de este estudio junto con los resultados obtenidos sobre la capturabilidad de los métodos pasivos de pesca, los siguientes aspectos podrían ser integrados para la optimización de protocolos de extracción de la especie:

1. Como primera opción de gestión, se recomendaría realizar el mayor esfuerzo de extracción por pescas entre los meses de marzo y abril, con una metodología basada en el muestreo con Salabre y Minnow-traps. La periodicidad de muestreos debería de ser, al menos, semanal.

Justificación:

- Al aumentar el esfuerzo de pesca en este momento, al principio del período reproductor, se estaría actuando mayoritariamente sobre los individuos reproductores de la cohorte parental que, según los resultados obtenidos del estudio de la fecundidad, son los de mayor potencial reproductor.

- Convendría realizar los despesques antes de la entrada de la nueva cohorte de reclutas (que ocurre en mayo tanto en Rambla Salada como en el río Chícamo), ya que estos individuos recién nacidos son reproductores antes de que finalice la época de reproducción, potenciando en gran medida el crecimiento de la población.

- En este momento (marzo-abril), los individuos presentan un estado de condición intermedio, lo que refleja su grado de actividad. Las temperaturas en este periodo están en ascenso, el nivel de actividad de la población será creciente. De este modo, es recomendable el uso de Salabre y trampeado pasivo de manera conjunta.

- Las Minnow-traps son el método de pesca pasivo más efectivo sobre las tallas grandes en comparación con las trampas de polietileno. Durante los meses de marzo-abril el predominio de tallas grandes se ha constatado, de manera que se recomienda un uso prioritario de Minnow-traps en lo que respecta al trampeo pasivo.

- Por otra parte, las actuaciones de extracción deberían ser, al menos, semanales, aumentando esta frecuencia cuando sea posible. El ciclo reproductor de *G. holbrooki* es muy rápido existiendo la posibilidad de que una hembra produzca partos cada tres semanas (Pyke 2005). Además los individuos nacidos tardan unas pocas semanas en ser maduros (Huges 1985, Puigcerver 1992, Pyke 2005), por lo que es imprescindible minimizar el tamaño de la población antes del comienzo de la estación reproductora.

2. Como segunda opción, se recomendaría ampliar las campañas de extracción a los meses de la reproducción, es decir, desde mayo hasta septiembre-octubre, con una metodología basada en la combinación de los tres métodos de muestreo (Salabre, Minnow-traps de polietileno y Minnow-traps). Si bien, es recomendable aumentar el esfuerzo enfocado a tallas pequeñas (Minnow-traps de polietileno), ya que son las más numerosas una vez comenzada la

reproducción. La frecuencia de muestreo que se propone es de, al menos, una vez por semana.

Justificación:

- En el caso de disponer de más recursos para la extracción de *G. holbrooki*, lo más conveniente sería actuar en estos meses de reproducción para evitar que los individuos de las nuevas cohortes aumenten la densidad de población, ya que en la segunda parte del período reproductivo estos individuos recién nacidos van a ser los sujetos más activos en la fecundidad poblacional.

- Durante estos meses estivales la capturabilidad de los individuos será alta, ya que se muestran activos debido a las elevadas temperaturas del agua. Los estados de condición en este momento dependen de la cohorte de la que se trate. Ya que el objetivo es incidir en las dos cohortes, lo más efectivo podría ser la utilización conjunta de todos los métodos de extracción.

3. En el caso de que las actuaciones de extracción se pudieran ampliar, la recomendación sería que se realizaran en los meses posteriores a la reproducción y antes de la llegada del invierno: septiembre-diciembre.

Justificación:

- Estos meses presentan temperaturas en descenso, pero no excesivamente frías. El que las extracciones se realicen antes de la entrada del invierno es de gran importancia, ya que esta especie muestra un comportamiento por el cual se entierran en el fango cuando las temperaturas son muy bajas, disminuyendo su capturabilidad (Pyke 2005 y observación personal).

- La frecuencia de las extracciones en esta tercera propuesta de gestión será también semanal, ya que ante las elevadas densidades que presenta la especie deben de plantearse controles intensivos para conseguir provocar un efecto sobre la población.

De las medidas de gestión que se han propuesto en este trabajo, se desprende que los parámetros que se han estudiado de la biología de *G. holbrooki* que pueden tener una mayor aplicabilidad en el control por extracción de la especie son la estructura de tallas, el estado de condición, el ciclo reproductor, la fecundidad, y la longitud de madurez.

9. BIBLIOGRAFÍA

Alcaraz C., A. Bisazza & E. García-Berthou 2008. Salinity mediates the competitive interactions between invasive mosquitofish and an endangered fish. *Oecología*, 155: 205-213.

Alcaraz C. & García-Berthou. 2007. Life history variation of invasive mosquitofish (*Gambusia holbrooki*) along a salinity gradient. *Biological Conservation* 139: 83-92.

Andreu-Soler A. 2002. Estrategia de vida de Atherina boyeri var. marina en la laguna costera del Mar Menor (S.E. Península Ibérica): Edad, crecimiento y su relación con la reproducción y la parasitología. Tesis de licenciatura. Departamento de Zoología y Antropología Física. Universidad de Murcia.

Andreu-Soler A., F.J. Oliva-Paterna, C. Fernández-Delgado & M.M. Torralva. 2003. Age and Growth of the sand smelt, *Atherina boyeri* (Risso 1810), in the Mar Menor coastal lagoon (SE Iberian Peninsula). *Journal of Applied Ichthyology* 19: 202-208.

Arthington A.H. & C.J. Marshall. 1999. Diet of the exotic mosquitofish *Gambusia holbrooki* in an Australian lake and potential for competition with indigenous fish species. *Asian Fisheries Science* 12: 1–16.

Baber M.J. & K.J. Babbit. 2003. The relative impacts of native and introduced predatory fish on a temporary wetland tadpole assemblage. *Oecologia* 136: 289-295.

Bagenal T. [Ed.] & F.W Tesch. 1978. Age and Growth. En: Methods for Assessment of Fish Production in Fresh Waters. Blackwell Scientific Publications. Londres. Pp. 365.

Baldino M. 1930. Ricerche sulláccrescimiento somatico di Gambusia holbrooki Grd.. R. Comitato Talassografico Italiano. Memoria CLXXIV.

Baraza F. 1999. Los hábitats comunitarios en la Región de Murcia. Sección de Espacios Naturales Protegidos. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente [Ed.]. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.

Blanco S., S. Romo & M.J. Villena. 2004. Experimental study on diet of mosquitofish (*G. holbrooki*) under different ecological condition in a shallow lake. *International Review of Hydrobiology* 89(3): 250-262.

Brown M.L. & D.J Austin. 1996. Data management and statistical techniques. Pp. 17-61. En Murphy, B.R & D.W Willis [Eds.]. Fisheries Techniques. American Fisheries Society. Bethesda, Marylan.

Brown-Peterson N. & M.S. Peterson 1990. Comparative life history of female mosquitofish, *Gambusia affinis*, in tidal freshwater and oligohaline habitats. *Environmental Biology of Fishes* 27: 33-41.

Cabral J.A., C.L. Mieiro & J.C. Marques. 1998. Environmental and biological factors influence the relationship between a predator fish, *G.holbrooki*, and its main prey in rice fields of the Lower Mondego River Valley (Portugal). *Hydrobiologia* 328: 41-51.

Cabral J.A & J.C. Marques. 1999. Life history, population dynamics and production of eastern mosquitofish, *Gambusia holbrooki* (Pisces, Poeciliidae), in rice fields of the lower Mondego River Valley, western Portugal. *Acta Oecologica* 20(6) : 607-620.

Caiola N. & A. de Sostoa 2005. Possible reasons for the decline of two native toothcarps in the Iberian Peninsula: evidence of competition with the introduced Eastern mosquitofish. *Journal of Applied Ichthyology* 21: 358-363.

Castro J.A. & M.P. Galindo. 2000. Estadística Multivariante. Amarú [Ed.]. Salamanca. Pp. 316.

Clarke G.M., S. Grosse, M. Matthews, P.C. Catling, B. Baker, C.L. Hewitt, D. Crowther & S.R. Saddlier. 2000. State of the environment indicators for exotic environment pest species. CSIRO and Resources and Environment, State of Environment Technical Paper Series.

Clarkson R.B., B.K. Sorrell, P.N. Reeves, P.D. Champion, T.R. Partridge & B.D. Clarkson. 2004. Handbook for Monitoring Wetland Condition. Coordinated Monitoring Of New Zealand Wetlands. A Ministry for the Environment Sustainable Management Fund Project. New Zealand. Pp. 73.

Clavero M. & E. García-Berthou. 2005. Invasives species are leading cause of animal extinctions. *Trends in Ecology and Evolution* 20(3): 110.

Clavero M., F. Blanco-Garrido & J. Prenda. 2006. Monitoring small fish population in streams: A comparison of four passive methods. *Fisheries Research* 78(2-3): 243-251.

Courtenay W.R. & G.K. Meffe [Eds.]. 1989. Small fishes in strange places: A review of introduced Poeciliids. 319- 332. En: Ecology and Evolution of livebearing fishes (Poeciliidae). Prentice Hall. U.S.A. Pp. 453.

Da Franca P. 1953. Determinação da idade em "Gambusia holbrooki" (Girard). *Arquivos do Museu Bocage* 24: 87-93.

Da Franca M. & P. Da Franca. 1953. Contribuçao para o conhecimiento da biologia de *Gambusia holbrooki* (Girard) aclimatada en Portugal. *Arquivos do Museu Bocage* 25: 39-87.

Dawson V.K. & C.S. Kolar. 2003. Integrated management techniques to control nonnative fishes. U.S Geological Survey, Upper Midwest Environmental Sciences Center. La Crosse, Wisconsin. Pp. 149.

De Vlaming V.L. 1972. Environmental control of teleost reproductive cycles: a brief review. *Journal of Fish Biology* 4(1): 131-140.

Delibes de Castro M. 2001. Vida. La Naturaleza en Peligro. Temas de hoy [Ed.]. Madrid. Pp. 317.

Díez de Revenga E. (Jefe de Redacción). 2003. Estrategia Regional para la conservación y el uso sostenible de la diversidad biológica. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.

Doadrio I. 2002. Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Secretaría General de Medio Ambiente. Ministerio de Medio Ambiente**.**

Egea A., Verdiell D., Andreu-Soler A., Ruiz-Navarro A. Oliva-Paterna F.J. & Torralva M. 2006. Evaluación preliminar del impacto de las especies exóticas: *Gambusia holbrooki* y *Procambarus clarkii* sobre áreas prioritarias para la conservación de anfibios en la Región de Murcia. XIII Congreso de la Asociación Española de Limnología y V Congreso Ibérico de Limnología. Barcelona.

Elvira B. 1998. Impact of introduced fish on the native freshwater fish fauna of Spain. En: Stocking and Introduction of Fish. Cowx IG [Ed]. Fishing News Books, Oxford.

Elvira B. 2001. Identification of non native freshwater fishes established in Europe an assessment of their potencial threats to the biological diversity. Convention

of the conservation of european wildlife and natural habitat. 21 Meeting Strasbourg, November 2001.

Elvira B. & A. Almodóvar 2006. Los peces continentales del Mediterráneo, al borde de la extinción. *Trofeo Pesca* 149: 180-181.

Farley D.G. 1980. Prey selection of the mosquitofish *Gambusia affinis* in Fresno County rice fields. *Proc. Calif. Mosq. and Vect. Control Association* 48: 51–55.

Fernández-Delgado C. 1989. Life-history patterns of the mosquito-fish, *Gambusia affinis*, in the estuary of the Guadalquivir river of south-west Spain. *Freshwater Biology* 22(3): 395-404.

Fernandez-Delgado C. & S. Rossomanno. 1997. Reproductive biology of the mosquitofish in a permanent lagoon in south-west Spain: two tactics for one species. *Journal of Fish Biology* 51: 80-92.

Fouilland E. & O. Fossati. 1996. Trapping efficiency of plastic bottle "wickertraps" for population assessment of river *Macrobrachium* (Crustacea: Decapoda). *Fisheries Research* 28: 343-351.

Fraile B., F.J. Sáez, C.A. Vicentini, M. De Miguel & R. Paniagua. 1993. Effects of photoperiod on spermatogenesis in "Gambusia affinis holbrooki"(Teleostei: Poeciliidae) during the period of testicular quiescence. *Journal of Zoology* 230(4): 651-658.

Froese R. & D. Pauli 2008. [Ed.]. Fishbase. World Wide Web Electronic publication. www.fishbase.org, version (04/2008).

García V. 2005. Análisis de la variabilidad espacio-temporal del nitrógeno en un río temporal mediterráneo. Tesis de Licenciatura. Departamento de Ecología. Universidad de Murcia.

García-Berthou E. 1999. Food of introduced mosquitofish, ontogenetic diet shift and prey selection. *Journal of Fish Biology* 55: 135-147.

GEIB, TOP 20. 2006. Las 20 especies exóticas invasoras más dañinas presentes en España. GEIB, Serie Técnica N.2. Pp. 116.

Granado-Lorencio C. 1996. Ecología de Peces. Universidad de Sevilla. Secretariado de Publicaciones. Sevilla. Pp. 353.

Guerrero C. 2002. Patrones ecológicos y respuesta de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos al estiaje. El caso del río Chícamo (SE España). Tesis Doctoral. Departamento de Ecología. Universidad de Murcia.

Gutiérrez C. 2006. Diseño y aplicación de un índice de macroinvertebrados para la evaluación de ambientes acuáticos salinos del Sureste Ibérico. Tesis de Licenciatura. Departamento de Ecología. Universidad de Murcia.

Harrison T.D., A.E.L. Ramm & E.C. Cerff. 1986. A low-cost effective trap for use in sampling aquatic fauna. *Aquaculture* 58: 145-149.

Hellawell J.M. 1974. The ecology of dace, *Leuciscus leuciscus* (L.) from two tributaries of the river Wye, Herefordshire, England. *Freshwater Biol*ogy 4: 557-604.

Helfman G.S. 2007. Fish Conservation. Island Press [Ed.]. Washington. Pp. 608.

Horth L. 2003. Melanic body colour and agressive mating behaviour are correlated traits in male mosquitosfish (*Gambusia holbrooki*). *The Royal Society of London Research* 45: 25-35.

Hubbs C. & D.T. Mosier 1985. Fecundity of *Gambusia gaigei*. *Copeia* 1985(4): 1063-1064.

Hughes, A.L. 1985. Seasonal changes in fecundity and size at first reproduction in an Indiana population of the mosquitofish *Gambusia affinis*. *American Midland Naturalist*. 114(1): 30-36.

IUCN 2000. IUCN Guidelines for the prevention of Biodiversity Loss caused by Alien Invasive Species. Specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN).

Jakob E.M., S.D. Marshall & G.W. Uetz. 1996. Estimating fitness: a comparison of body condition indices. *Oikos* 77: 61-67.

King M. 2007. Fisheries biology, Assessment and Management. Second Edition. Springer Netherlands [Ed.]. Pp. 382.

Lagler K.F., J.E. Bardach, R.R. Miller & D.R. Passino. 1984. Ictiología. Interamericana. Mexico. Pp. 489.

Leyse K.E., S.P. Lawler & T. Strange. 2003. Effects of an alien fish, *Gambusia affinis*, on an endemic California fairy shrimp, *Linderiella occidentalis*: implications for conservation of diversity in fishless waters. *Biological Conservation* 10: 35-46.

Lowe S., M. Browne, S. Boudjelas & M. De Poorter. 2004. 100 of the World's Worst Invasive Alien Species. A selection from the Global Invasive Species Database. Published by The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN). Suiza.

Martín A. & Luna del Castillo J.D. 1989. Bioestadística para las Ciencias de la Salud. Norma S.A. [Ed]. Madrid. Pp. 621.

Martínez-Solano I., L.J. Barbadillo & M. Lapeña. 2004. Impacto de las repoblaciones piscícolas sobre los anfibios. 20 Años de estudio en la Laguna de Neila. *Quercus* 223: 29-32.

Meffe G.K. & F.F. Snelson [Ed.]. 1989. Ecology and Evolution of livebearing fishes (*Poeciliidae*). Prentice Hall. U.S.A. Pp. 416.

Milton D.A. & A.H. Arthington 1983. Reproductive biology of *Gambusia holbrooki* Baird and Girard, *Xiphophorus helleri* (Günther) and X. *maculatus* (Heckel) (Pisces; Poeciliidae) in Queensland, Australia. *Journal of Fish Biology* 23: 23-41.

Moyle P. B. & J. Cech 1982. Fishes: An Introduction to Ichthyology. Prentice-Hall Inc. Pp. 593.

Nikolsky G.V. 1963. The Ecology of Fishes. Academic Press Inc. London. Pp. 351.

NSW, National Parks and Wildlife Service. 2003. Predation by *Gambusia holbrooki*- The Plague Minnow. NPWS. Hurstville. Australia. Pp. 62.

Oliva-Paterna F.J., M.M. Torralva & C. Fernández-Delgado. 2002. Age, growth and reproduction of *Cobitis paludica* in a seasonal stream. *Journal of Fish Biology* 60(2): 389-404.

Oliva-Paterna F.J. 2006. Biología y conservación de Aphanius iberus (Valenciennes, 1846) en la Región de Murcia. Tesis Doctoral. Departamento de Zoología y Antropología Física. Universidad de Murcia.

Ordax J. 2003. El cangrejo rojo americano puede transmitir la tularemia a los humanos. *Quercus* 205: 28-30.

Orueta J.F. 2003. Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal. Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014. Documento Técnico. Gestión y Estudio de Espacios Naturales S.L.

Orueta J.F. 2007. Vertebrados invasores: problemática ambiental y gestión de sus poblaciones. Organismo autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente [Ed.]. España. Pp. 351.

Pauli D. 1983. Algunos métodos simples para la evaluación de los recursos pesqueros tropicales. FAO. Documento Técnico Pesca. Pp. 234.

Pérez-Bote J.L. & M.T. López. 2005. Life-history pattern of the introduced eastern mosquitofish, *Gambusia holbrooki* (Baird & Girard, 1854), in a Mediterranean-type river: the River Guadiana (SW Iberian Peninsula). *Italina Journal of Zoology* 72: 241-248.

Primack R.B. & J. Ros. 2002. Introducción a la biología de la Conservación. Ariel SA. [Ed.]. Barcelona. Pp: 375.

Puigcerver 1992. Crecimiento y madurez en machos de una población de Gambusias, *Gambusia affinis holbrooki* (Pisces, Poeciliidae). Misc. Zool. 16. 139-145.

Pyke G.H. 2005. A review of the biology of *Gambusia holbrooki* and *G. Affinis*. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 15: 339-365.

Pyke G.H. 2008. Plague Minnow or Mosquito Fish? A Review of the Biology and Impacts of Introduced *Gambusia* Species. *Annual Review of Ecology, Evolution & Systematic.* In press.

Reznick D. 1981. "Grandfather effects": The genetics of interpopulation differences in offspring size in the mosquito fish. *Evolution* 35(5): 941-953.

Rincón P.A., A.M. Correas, F. Morcillo, P. Risueño & J. Lobón-Cerviá. 2002. Interaction between the introduced eastern mosquitofish and two autochthonous Spanish toothcarps. *Journal of Fish Biology* 61(6): 1560-1585.

Rivera X. & R. Sáez. 2003. La fauna acuática introducida y su impacto sobre los anfibios y reptiles. *Quercus* 205: 22-27.

Roberts J. & R. Tilzey. 1997. Controlling Carps: exploring the options for Australia. CSIRO Land and Water, Canberra. Australia.

Rodriguez-Jiménez A.J. 1989. Hábitos alimenticios de *Micropeturs salmoides* (Pisces), *Lepomis gibbosus* (Pisces) y *Gambusia affinis* (Pisces) en las orillas del embalse de proserpina (Extremadura, España). *Limnética* 5: 13-20.

Rodríguez-Ruiz A. 1992. Relaciones entre la Comunidad Íctica y la Estructura del Hábitat en un río de régimen Mediterráneo. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla.

Ruiz-Navarro A. 2006. Estrategia de crecimiento de Aphanius iberus (Valenciennes, 1846) en las salinas de Marchamalo (Región de Murcia, SE Península Ibérica). Tesis de licenciatura. Departamento de Zoología y Antropología Física. Universidad de Murcia.

Sánchez-Fernández. 2003. Coleópteros acuáticos y áreas prioritarias de conservación en la Región de Murcia. Tesis Doctoral. Departamento de Ecología e Hidrología. Universidad de Murcia.

Sánchez-Fernández D., P. Abellán, J. Velasco & A. Millán. 2006. *Ochthebius glabber* (Montes & Soler 1988). En: Verdú J.R & E. Galante [Eds.]. Libro Rojo de los Invertebrados de España. Dirección General para la Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

Scalici M., P. Avetrani & G. Gibertini. 2007. Mosquitofish life history in a Mediterranean wetland. *Journal of Natural History* 41(13-16): 887-900.

Schöpf J., B.K. Barnett & A. Sih. 2005. Behavioral responses to a novel predator and competitor of invasive mosquitofish and their non-invasive relatives (*Gambusia sp*.). *Behaviour Ecology and Sociobiology* 57: 256-266.

Schreck, B.C. & R. B. Moyle. 1990. Methods for Fish Biology. American Fishery Society. USA. Pp. 684.

Scott D.B.C. 1979. Environmental Timing and the Control of Reproduction in Teleost Fish. 105-132. En: Fish Phenology: anabolic adaptiveness in Teleosts. Miller P.J. [Ed.]. Academic Press. London.

Servicio de Protección y Conservación de la Naturaleza. 2005. Estado Actual del conocimiento de las especies exóticas invasoras en la Región de Murcia. Documento Técnico. Consejería de Industria y Medio Ambiente. Región de Murcia.

Suárez L. & R. Vidal-Abarca. 2000. Metabolism of a semi-arid stream of south-east Spain. Verhandlungen Internationale *Vereinigung Limnologie* 27: 756-761.

Tedesco P.A., J. Benito & E. García-Berthou. 2007. Size-independent age effects on reproductive effort in a small, short-lived fish. *Freshwater Biology* 53(5): 865-871.

Tejedor F.J. 1999. Análisis de la Varianza. Introducción conceptual y diseños básicos. La Muralla S.A. [Ed.]. Madrid. Pp. 132.

Torralva M., F.J. Oliva-Paterna, A. Andreu, D. Verdiell, P.A. Miñano & A. Egea. 2005. Atlas de Distribución de Peces Continentales de la Región de Murcia. Dirección General del Medio Natural [Ed]. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.

Torralva M., F.J. Oliva-Paterna, A. Egea, P.A. Miñano, D. Verdiell, J.A. De Maya & A. Andreu. 2005 (b). Atlas de Distribución de los Anfibios de la Región de Murcia. Dirección General del Medio Natural [Ed]. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.

Torralva M., A. Andreu-Soler & F.J. Oliva-Paterna. 2006. Barbus sclateri (Günter, 1868). En: Libro Rojo de los Vertebrados de la Región de Murcia. Robledano, F., J.F. Calvo & V. Hernández [Comité Redactor]. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. Consejería de Industria y Medio Ambiente. Dirección General del Medio Natural [Ed.].

Torralva M., Oliva-Paterna F.J., Verdiell-Cubedo D., Ruiz-Navarro A., Andreu-Soler A., Moreno-Valcárcel R. & García-Lacunza A. 2007. Memoria de Actuaciones 2007. Conservación de stocks genéticos de *Aphanius iberus* (Murcia). Documento Científico-Técnico. Dirección General del Medio Natural – Universidad de Murcia. Pp. 73.

Vargas M.J. 1993. Interacción entre Aphanius iberus y Gambusia holbrooki en el Delta del Ebro: sus ciclos biológicos y ecologías tróficas. Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona.

Vargas M.J. & A. De Sostoa. 1996. Life history of *Gambusia holbrooki* (Pisces, Poeciliidae) in the Ebro delta (NE Iberian peninsula). *Hidrobiologia* 341(3): 215-224.

Velasco J., A. Millán, J. Hernández, C. Gutiérrez, P. Abellán, D. Sánchez & M. Ruiz. 2006. Response of biotic communities to salinity change a in a Mediterranean hypersaline stream. *Saline Systems* 2.

Verdiell-Cubedo D. 2006. Dinámica Espacio-Temporal de la familia Mugilidae en las áreas someras del Mar Menor (S.E. Murcia): Estados Alevines y Juveniles. Tesis de Licenciatura. Departamento de Zoología y Antropología Física. Universidad de Murcia.

Vidal-Abarca M.R., C. Montes, M.L. Suárez & L. Ramírez-Díaz. 1990. Sectorización ecológica de las cuencas fluviales: aplicación a la cuenca del río Segura (SE España). *Anales de Geografía de la Universidad Complutense* 10: 149-182.

Vidal-Abarca M.R., M.L. Suárez, C. Guerrero, J. Velasco, J.L. Moreno, A. Millán & A. Perán. 2001. Dynamics of disolved and particulate organic carbon in a saline and semiarid stream of southeast Spain (Chicamo stream). *Hidrobiologia* 455: 71-78.

Vidal-Abarca M.R., M.L. Suárez & R. Gómez. 2002 (a). El río Chícamo y el acuífero de Quibas. *Eubacteria* 9: 15.

Vidal-Abarca R., M.L. Suárez, R. Gómez, J.L. Moreno & C. Guerrero. 2002 (b). Diel variations in physical and chemical parameters in a semi-arid stream in Spain (Chicamo Stream). *Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie* 18: 1111-1115.

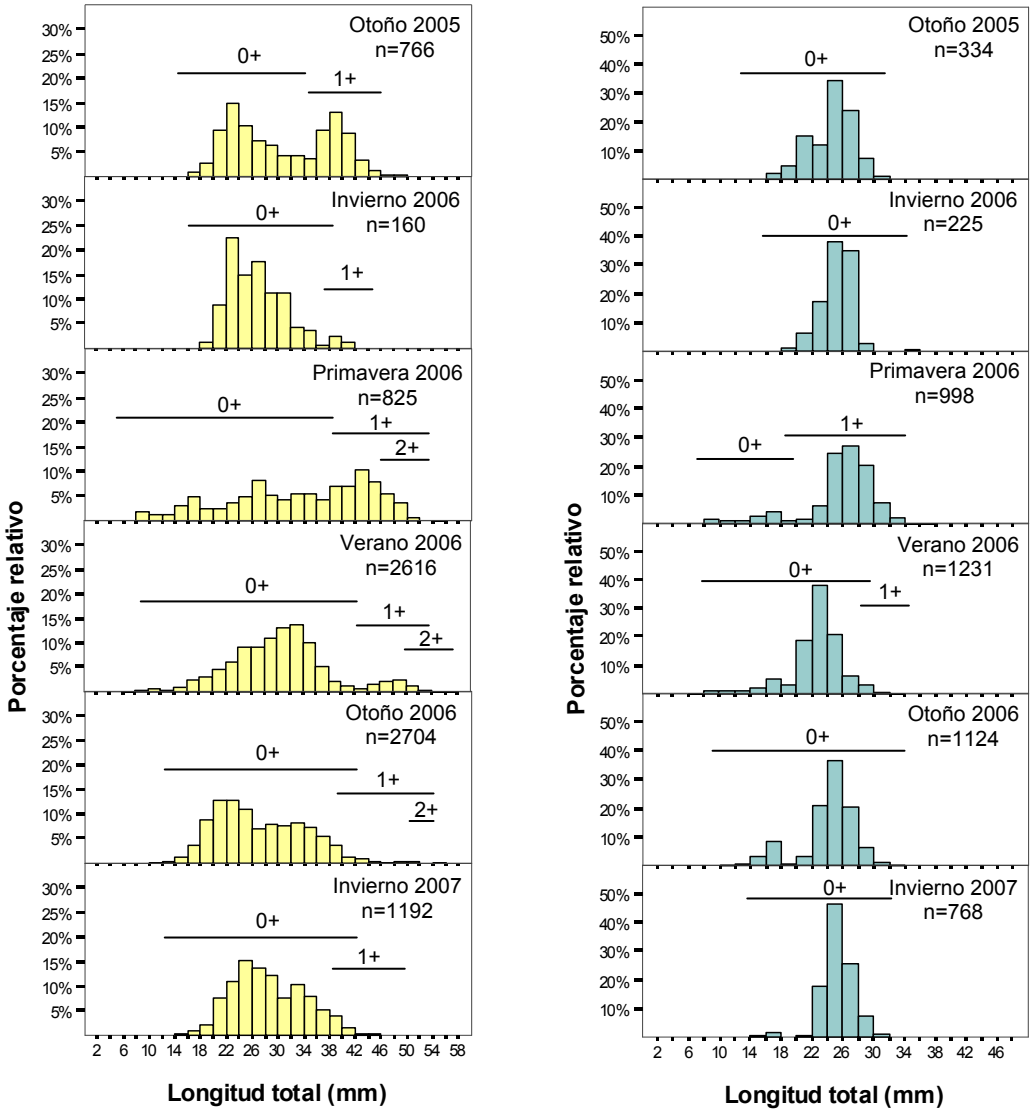
Vidal-Abarca M.R., M.L. Suárez, R. Gómez, C. Guerrero, M.M. Sánchez-Montoya & J. Velasco. 2004. Intra-annual variation in benthic organic matter in a saline, semi-arid stream of southeast Spain (Chicamo Stream). *Hydrobiologia* 523: 199-215.

Wheaterley 1972. Growth and Ecology of Fish Populations. Academic Press. London. Pp. 376.

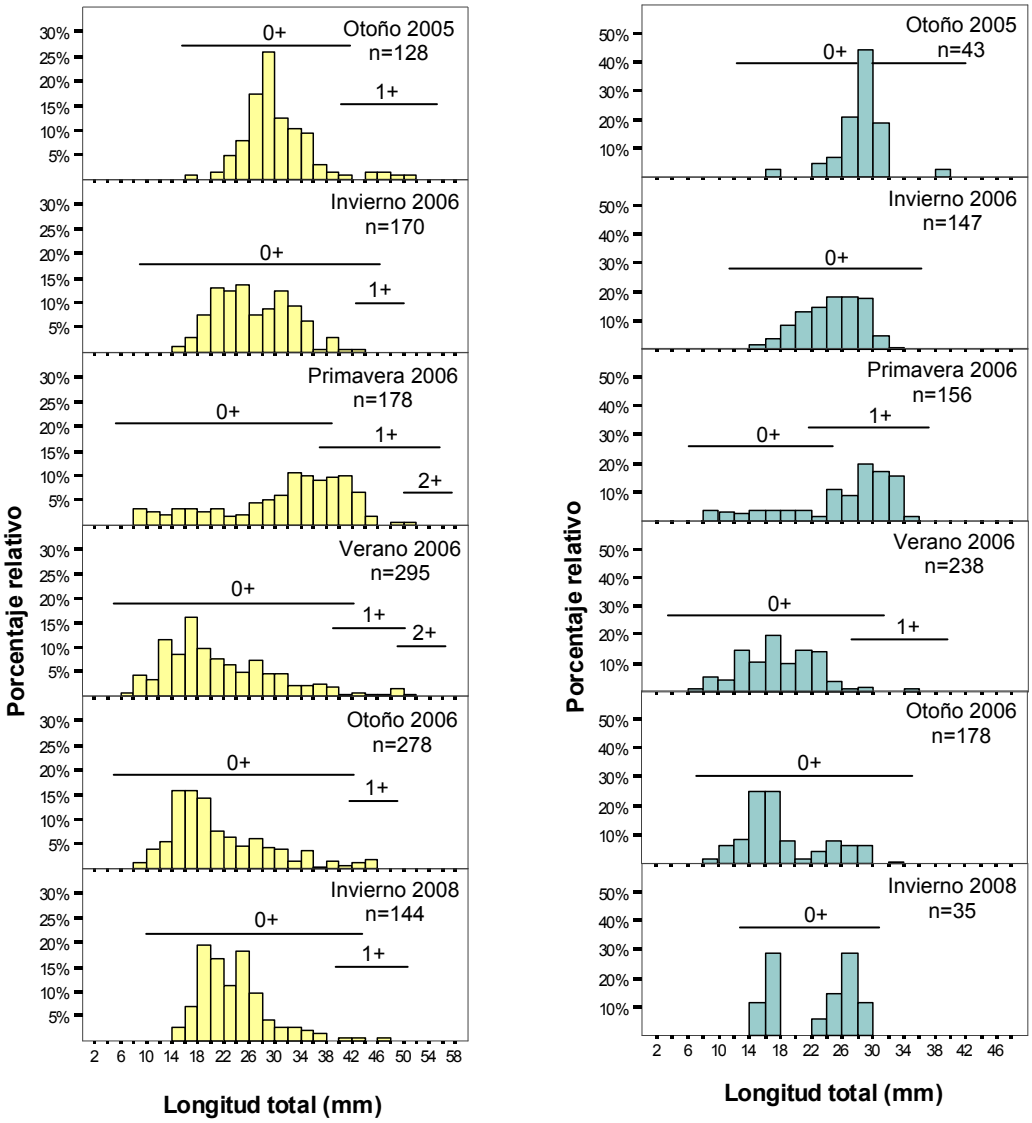
Wooten M.C., K.T. Scribner & M.H. Smith. 1988. Genetic Variability and Systematics of Gambusia in Southeastern United States. *Copeia* 2: 283-289.

Wootton R.J. [Ed.]. 1998. Ecology of Teleost Fishes (2nd Edition). Chapman & Hall. London. Pp. 392.

ANEXO I



Distribuciones de Frecuencia por Tallas estacionales de *G. holbrooki* en Rambla Salada. A la izquierda se muestran las hembras e indeterminados (amarillo) y a la derecha los machos e indeterminados (verde).



Distribuciones de Frecuencia por Tallas estacionales de *G. holbrooki* en el río Chícamo. A la izquierda se muestran las hembras e indeterminados (amarillo) y a la derecha los machos e indeterminados (verde).

ANEXO II

Parámetros estacionales de la estructura de la población de hembras e indeterminados de *G. holbrooki* de Rambla Salada. Edad (Edad), LT Total Media de la Moda (LT MEDIA), número de individuos (n) e Índice de Separación (I.S). Señaladas con un asterisco (*) en la columna LT MEDIA las modas establecidas manualmente.

ESTACIÓN	EDAD	LT MEDIA	n	I.S
Otoño 2005	0+	24,21±0,284	286	--
	0+	32,41±0,724	252	1,97
	1+	40,47±0,284	228	2
Invierno 2006	0+	23,82±0,396	42	--
	0+	28,86±0,687	112	2,01
	1+	40,63±0,808	6	4,99
Primavera 2006	0+	16,06±0,697	106	--
	1+	30,25±0,597	375	2,97
	1+	44,24±0,391	331	2,94
	2+	47,9*±2,446	13	--
Verano 2006	0+	11,14±0,604	24	--
	0+	30,31±0,237	2417	5,14
	1+	49,37±0,368	172	4,53
	2+	54,33*±0,656	3	--
Otoño 2006	0+	22,94±0,164	1376	--
	0+	33,65±0,251	1314	2,76
	1+	50,59±1,339	9	5,06
	2+	52*±1,236	5	--
Invierno 2007	0+	26,1±0,251	703	--
	0+	34,73±0,369	465	2,31
	1+	40,33*±1,060	24	2,77

Parámetros estacionales de la estructura de la población de machos e indeterminados de *G. holbrooki* de Rambla Salada. Edad (Edad), LT Media de la Moda (LT MEDIA), número de individuos (n) e Índice de Separación (I.S). Señaladas con un asterisco (*) en la columna LT MEDIA las modas establecidas manualmente.

ESTACIÓN	EDAD	LT MEDIA	n	I.S
Otoño 2005	0+	21,72±0,372	85	--
	0+	26,85±0,224	249	2,89
Invierno 2006	0+	26,2±0,269	225	--
Primavera 2006	0+	16,62±0,658	128	--
	1+	26,04±0,181	117	3,93
	1+	28,38±0,169	753	1,39
Verano 2006	0+	19,68±0,589	250	--
	0+	24,02±0,103	811	1,39
	1+	27,22±0,340	170	1,71
Otoño 2006	0+	17,38±0,201	134	--
	0+	26,19±0,126	990	5,49
Invierno 2007	0+	17,47±0,506	15	--
	0+	26,48±0,125	753	6,55

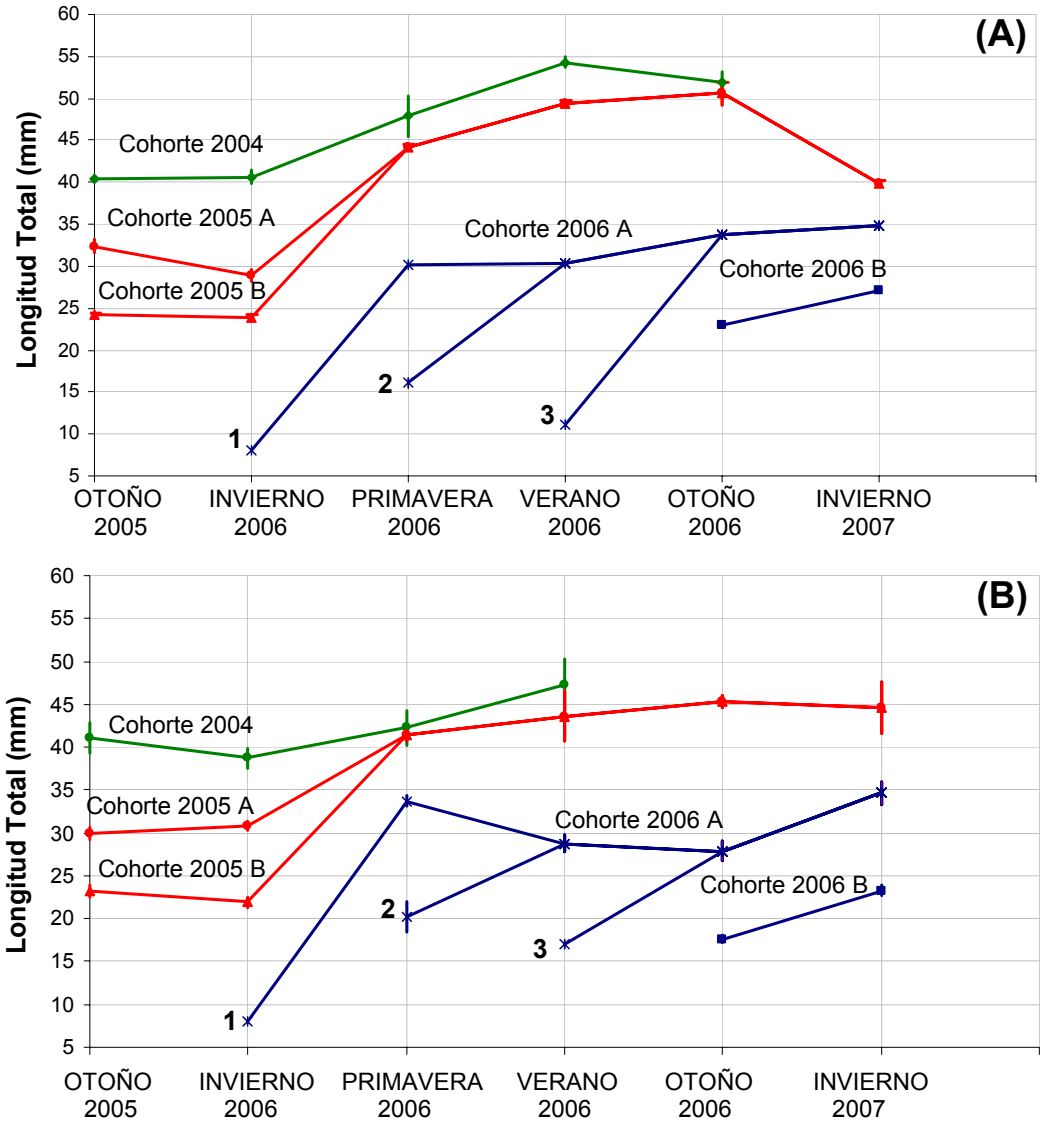
Parámetros estacionales de la estructura de la población de hembras e indeterminados de *G. holbrooki* del río Chícamo. Edad (Edad), LT Media de la Moda (MEDIA), número de individuos (n) e Índice de Separación (I.S). Señaladas con un asterisco (*) en la columna LT MEDIA las modas establecidas manualmente.

ESTACIÓN	EDAD	LT MEDIA	n	I.S
Otoño 2005	0+	23,22±0,628	104	--
	0+	29,86±0,713	17	2,78
	1+	41±1,778	7	5,71
Invierno 2006	0+	21,9±0,647	103	--
	0+	30,84±0,590	60	3,15
	1+	38,71±1,207	7	3,97
Primavera 2006	0+	14,57±1,441	39	--
	1+	33,78±0,985	119	3,82
	1+	40,31±0,764	16	1,86
	2+	42,25*±2,019	4	--
	3+	49	1	--
Verano 2006	0+	15,15±0,542	180	--
	0+	26,2±0,864	89	2,81
	1+	36,38±0,931	15	3,39
	1+	46,07±2,344	6	4,06
	2+	47,33*±3,322	5	--
Otoño 2006	0+	17,64±0,476	161	--
	0+	27,9±1,215	110	2,14
	1+	45,31±0,741	7	4,64
Invierno 2007	0+	23,3±0,639	130	--
	0+	34,63±1,377	11	3,75
	1+	44,55±3,021	3	3,97

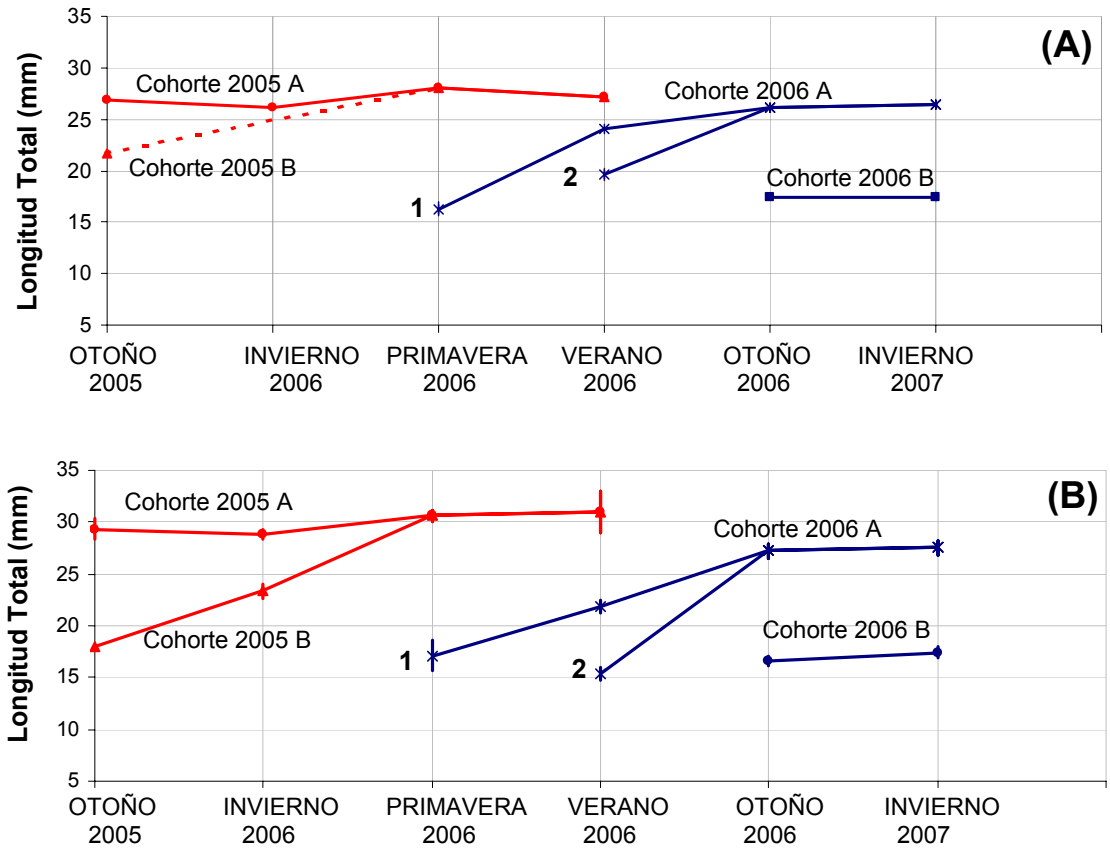
Parámetros estacionales de la estructura de la población de machos e indeterminados de *G. holbrooki* del río Chícamo. Edad (Edad), LT Media de la Moda (LT MEDIA), número de individuos (n) e Índice de Separación (I.S). Señaladas con un asterisco (*) en la columna LT MEDIA las modas establecidas manualmente.

ESTACIÓN	EDAD	LT MEDIA	n	I.S
Otoño 2005	0+	18	1	--
	0+	29,45±0,928	44	--
Invierno 2006	0+	23,38±0,687	86	--
	0+	28,84±0,498	62	2,08
Primavera 2006	0+	17,09±1,447	43	--
	1+	30,6±0,511	113	3,55
Verano 2006	0+	14,93±0,608	101	--
	0+	21,47±0,579	135	2
	1+	31*±1,968	2	6,56
Otoño 2006	0+	16,6±0,401	131	--
	0+	27,25±0,707	45	4,47
Invierno 2007	0+	17,43±0,524	14	--
	0+	27,52±0,744	21	7,36

ANEXO III



Análisis de Progresión Modal a nivel estacional para las cohortes de hembras e indeterminados diferenciadas en Rambla Salada (A) y río Chícamo (B) a lo largo del período de estudio. Longitudes totales medias para cada cohorte establecida mediante ajuste polimodal (FiSAT II, v. 1.2.2), LC 95%.



Análisis de Progresión Modal a nivel estacional para las cohortes de machos e indeterminados diferenciadas en Rambla Salada (A) y río Chícamo (B) a lo largo del período de estudio. Longitudes totales medias para cada cohorte establecida mediante ajuste polimodal (FiSAT II, v. 1.2.2), LC 95%.

ANEXO IV

Tasas de Crecimiento en longitud total estacionales (G) de las diferentes cohortes de hembras e indeterminados establecidas para *G. holbrooki* en Rambla Salada y río Chícamo. Solamente se encuentran en la tabla las tasas de crecimiento significativas según el intervalo de confianza (95%). (Oto 2005: otoño de 2005, Inv 2006: invierno de 2006, etc.).

G Estacional (%) Cohortes	Oto 2005-Inv 2006	Inv 2006-Pri 2006	Pri 2006-Ver 2006	Ver 2006-Oto 2006	Oto 2006-Inv 2007
Rambla Salada					
Cohorte 2004		16,5	12,5		
Cohorte 2005 A		42,7	10,9		
Cohorte 2005 B		61,9			
Cohorte 2006 A (1)		133,0			3,5
Cohorte 2006 A (2)			63,6		3,5
Cohorte 2006 A (3)				110,7	3,5
Cohorte 2006 B					16,3
Río Chícamo					
Cohorte 2004		8,8			
Cohorte 2005 A		29,3			
Cohorte 2005 B		63,6			
Cohorte 2006 A (1)		143,8			21,6
Cohorte 2006 A (2)			35,5		21,6
Cohorte 2006 A (3)				49,2	21,6
Cohorte 2006 B					27,8

Tasas de crecimiento en longitud total estacionales (G) de las diferentes cohortes de machos e indeterminados establecidas para *G. holbrooki* en Rambla Salada y río Chícamo. Solamente se encuentran en la tabla las tasas de crecimiento significativas según el intervalo de confianza (95%). (Oto 2005: otoño de 2005, Inv 2006: invierno de 2006, etc.).

G Estacional (%) Cohortes	Oto 2005-Inv 2006	Inv 2006-Pri 2006	Pri 2006-Ver 2006	Ver 2006-Oto 2006	Oto 2006-Inv 2007
Rambla Salada					
Cohorte 2005 A		6,8			
Cohorte 2005 B	12,8				
Cohorte 2006 A (1)			39,0	8,6	1,1
Cohorte 2006 A (2)				28,6	1,1
Río Chícamo					
Cohorte 2005 A		5,9			
Cohorte 2005 B		26,9			
Cohorte 2006 A (1)			24,8	21,9	
Cohorte 2006 A (2)				57,5	