

Capítulo

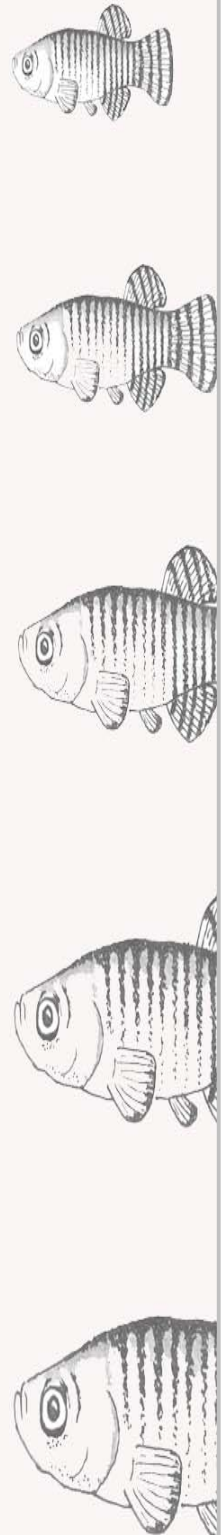
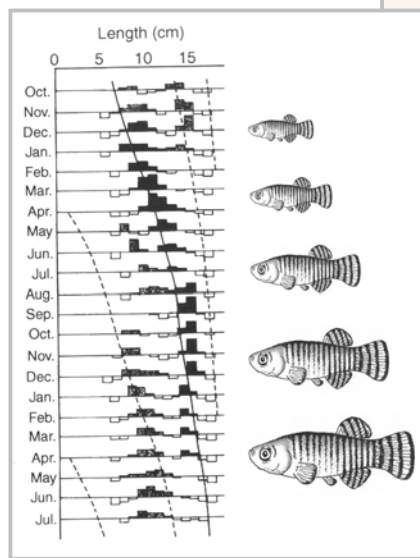


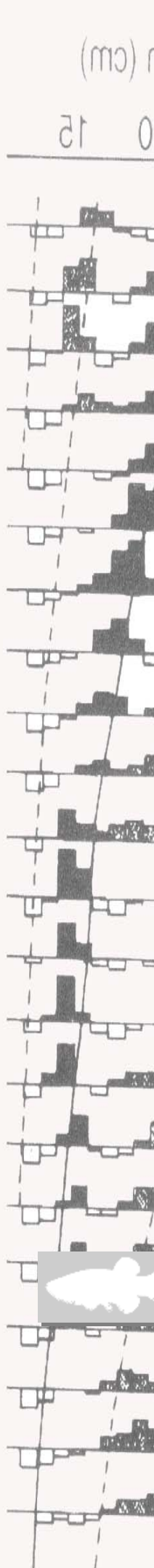
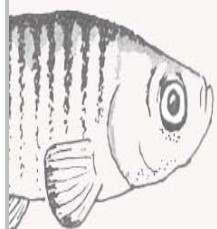
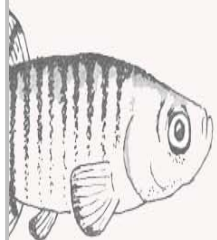
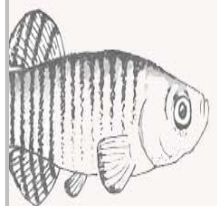
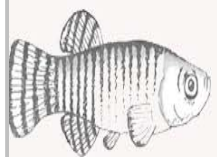
6.

Estrategia de Vida de *Aphanius iberus*: Análisis poblacional.

Why study life histories? Life histories lie at the heart of biology; no other field brings you closer to the underlying simplicities that unite and explain the diversity of living things and the complexities of their life cycles. Fascinating in themselves, life histories are also the keys to understanding related fields. Life history theory is needed to understand the action of natural selection, a central element of evolution, the only theory that makes sense of all in biology.

STEPHEN C. STEARNS, 1992.





1. Estrategia de Vida en la Conservación de Especies: Concepto básico	169
2. Estrategia de Vida de <i>Aphantius iberus</i> en las Salinas de Marchamalo (Periodo 2000-2002)	170
2.1 Área de Estudio: Salinas de Marchamalo	172
2.2. Estrategia de Crecimiento y Reproducción: Metodología y Tratamiento de datos	175
2.2.1. Metodología de Campo	175
2.2.2. Seguimiento temporal del hábitat	177
2.2.3. Metodología de Laboratorio y Análisis de Datos	181
2.3. Estudio de la Estrategia de Crecimiento y Reproducción: Resultados	193
2.3.1. Edad, Crecimiento y Estructura Poblacional	193
2.3.2. Dinámica de Condición Somática	212
2.3.3. Dinámica del Desarrollo Gonadal (Ciclo Reproductor)	224
2.3.4. Proporción de Sexos en la Población (<i>Sex-ratio</i>)	237
2.4. Estudio de la Estrategia de Crecimiento y Reproducción: Discusión	240
2.4.1. Estrategia de Crecimiento poblacional	240
2.4.2. Estrategia de Reproducción	249
2.4. Estudio de la Estrategia de Crecimiento y Reproducción: Conclusiones	254
<i>Referencias bibliográficas</i>	258



Biología y Conservación de *Aphantius iberus* (Valenciennes, 1846) en la Región de Murcia

1. Estrategia de Vida en la Conservación de Especies: Concepto básico.

Entre la variedad de factores que pueden influenciar el riesgo de extinción de una especie, el desconocimiento de su biología y ecología es un factor de notable importancia (Wootton et al. 2000). La clave para la gestión acertada de especies raras o en peligro de extinción pasa por entender su relación con el ambiente y evaluar el estado de sus poblaciones (Schaller 1993). Esta información, en función del contexto de trabajo, queda inmersa en lo que genéricamente se ha denominado *Historia natural*, *Biología* e incluso *Ecología* de una especie (Matthews 1998). De este modo, para diseñar un plan de conservación que, en el mejor de los casos, consiga recuperar y proteger a un taxón amenazado, resulta lógico pensar que es de suma importancia entender su historia natural (Primack 1998, Morrison 2002).

The natural world is composed of a vast array of organisms displaying an enormous diversity of life histories. Plant and animals show profound variation in all aspects of their life histories: age at maturity, age-specific fecundity, survival rate, size at birth, etc. This variation is evident at both the inter- and intraspecific levels...

Roff (1992)

El entendimiento de las fluctuaciones poblacionales y la comprensión de los factores que afectan a la conservación de poblaciones objetivo, requiere del análisis y detección de la conexión entre los procesos demográficos (natalidad, mortalidad, inmigración y emigración) y las características del hábitat ocupado por las mismas (Meffe & Carroll 1994). Este conocimiento resulta básico a la hora de identificar y controlar los factores que incrementan el riesgo de extinción de las especies objetivo (Gilpin & Soulé 1986, Congdon & Dunham 1994, Cisneros-Mata et al. 1995, Akcakaya 2000, Foster & Vincent 2004).

La denominación genérica de *Estrategia de Vida* (*Life-History*) o *Estilo de Vida* (ALHS *Alternative Life-History Style sensu* Bruton 1989) suele incluir una serie de aspectos de la biología de las especies que muestran las diferentes alternativas evolutivas incorporadas al genoma, cuya finalidad es favorecer su permanencia en el tiempo (Granado-Lorencio 1996). Por ello, el análisis de estas estrategias debe abordarse bajo la perspectiva de la coevolución, entendiendo que cualquier característica descriptora es resultado del grado de adaptabilidad a un ambiente cambiante en el tiempo (Wootton 1998).

Las estrategias pueden ser variadas en función del entorno y características ambientales. Es decir, no son fijas y, por tanto, pueden variar en el espacio y en el tiempo (Hutchings & Myers 1994, Matthews 1998). Pueden presentar variaciones latitudinales por diferenciación genética local y/o por la plasticidad fenotípica que, en el caso de los peces, resulta superlativa (Balon 1985). Varios de sus parámetros descriptores son cuantificables y han sido definidos como el modelo, patrón o pauta de las poblaciones en distribuir su tiempo y recursos entre las demandas asociadas a su crecimiento, reproducción, mantenimiento, natalidad y migración (Helfman et al. 1997).

Los datos obtenidos de estudios sobre la estrategia de vida de especies amenazadas son un importante recurso para el desarrollo de conceptos y solución de problemas relacionados con la gestión y práctica en *Biología de la Conservación* (ejemplos con el componente ictiológico: Minckley & Deacon 1991, Johnston 1999, Foster & Vincent 2004). Además, su conocimiento es básico para establecer modelos que cuantifiquen la respuesta de poblaciones amenazadas a nuevos escenarios y, por tanto, sean capaces de analizar su vulnerabilidad (Akçakaya 2000, Froese & Binohlan 2000, Reynolds et al. 2001). Esta necesidad se magnifica en organismos con dependencia de sistemas acuáticos epicontinentales (Galán 1999).

La teoría de las estrategias de vida se centra en el conocimiento de la relación existente entre las variables demográficas y las características reproductivas de una especie, así como la forma en que estas relaciones, o compensaciones, moldean los comportamientos específicos en su ajuste a diferentes ambientes (Vila-Gispert & Moreno-Amich 2002). En las últimas décadas, el acercamiento a la teoría de las estrategias de vida en ecosistemas epicontinentales se ha realizado, básicamente, bajo dos aproximaciones. De una parte, aquella que argumenta las diferencias entre las especies y poblaciones en la filogenia; de otra, la que analiza las estrategias como mecanismos de respuesta al ambiente (Stearns & Koella 1986). La visión filogenética y ecológica no deben considerarse hipótesis de trabajo excluyentes (Granado-Lorencio 2000). A su vez, en el contexto conservacionista, ambas pueden aportar información necesaria en la gestión de especies amenazadas (Simons et al. 1989, Congdon & Dunham 1994, entre otros).

2. Estrategia de Vida de *Aphanius iberus* en las Salinas de Marchamalo (Periodo 2000-2002).

El desarrollo de programas de investigación sobre la biología y ecología de nuestros peces es una contribución de futuro a su conservación (García-Novo 1997). Uno de los primeros pasos para la conservación de cualquier especie es

Most of the Iberian endemic fish are threatened, thus, several of these fishes are under regional, national and international regulations on preservation and management (i.e. Bern Convention, European Directive of Habitats, IUCN Red List). The major detrimental factors affecting this endangered fauna are: habitat degradation, dams, and related waterworks, exotic fish, pollution, and overfishing. An additional factor of threat to consider should be the poor knowledge of their basic biology.

Elvira (1998)

el conocimiento de su biología en condiciones naturales (Elvira 1996), aspectos básicos para poder comparar *a posteriori* con condiciones alteradas. Dicho de otra forma, primero se debe entender la variabilidad en estado natural de la estructura biológica, para poder contrastar hipótesis sobre los parámetros que afectan a la misma (Meffe & Berra 1988). Esta idea ha sido remarcada por el colectivo científico en múltiples ocasiones. A modo de ejemplo, la necesidad de aumentar el

conocimiento de la estrategia de vida de peces con distribuciones fragmentadas, como *Aphanius iberus*, fue remarcada en el *International*



Symposium Freshwater fish conservation: Options for the future (Algarbe) (Economidis 2000, Labonne & Gaudin 2000, Slavik 2000).

Aphanius iberus es una especie que, producto de su protección estricta por la legislación europea, nacional y regional, en los últimos años ha suscitado un interés relativo en el colectivo científico. La especie ha sido objetivo de varias publicaciones y tesis doctorales (Capítulos 1 y 2). No obstante, los trabajos realizados referentes a su estrategia (García-Berthou & Moreno-Amich 1992 y 1993, García-Berthou et al. 1999, Vargas 1993, Vargas & De Sostoa 1997 y 1999) son escasos en lo referente al número de poblaciones analizadas. Además, en el caso del sureste peninsular no se dispone de datos sobre la estrategia de vida de la misma, y en ambientes gestionados como Salinas en explotación, aunque conforman un hábitat de gran importancia para la especie (Torralva & Oliva-Paterna 2002), tampoco existen trabajos sobre su biología.

El estudio presentado en este capítulo se centra en aportar datos sobre la estrategia de vida de *Aphanius iberus* en las Salinas de Marchamalo (Mar Menor, Murcia). Se presenta la primera información contrastable sobre una población de la especie durante un periodo continuo de más de 2 años (26 meses), y es el primer trabajo sobre su biología en el área más meridional de su rango de distribución. La estrategia de la especie, atendiendo básicamente a parámetros sobre su crecimiento y reproducción, se pretende conocer con el planteamiento de los siguientes objetivos principales:

- (1) La determinación de la estructura por tallas y edades de la población, completado con el análisis sobre su dinámica temporal.
- (2) El establecimiento del modelo de crecimiento estacional y anual de la población.
- (3) El análisis de la dinámica temporal de condición somática de los individuos de la población, como índice para cuantificar el estatus de bienestar poblacional.
- (4) El análisis temporal del desarrollo gonadal, como índice para determinar el ciclo reproductor de la población.
- (5) El análisis de la dinámica temporal de la proporción de sexos en la población, como indicador del estado expansionista de la población.
- (6) El contraste de la totalidad de parámetros biológicos utilizados para el estudio de la estrategia de crecimiento y reproducción con las variables ambientales estudiadas en el seguimiento temporal del hábitat.

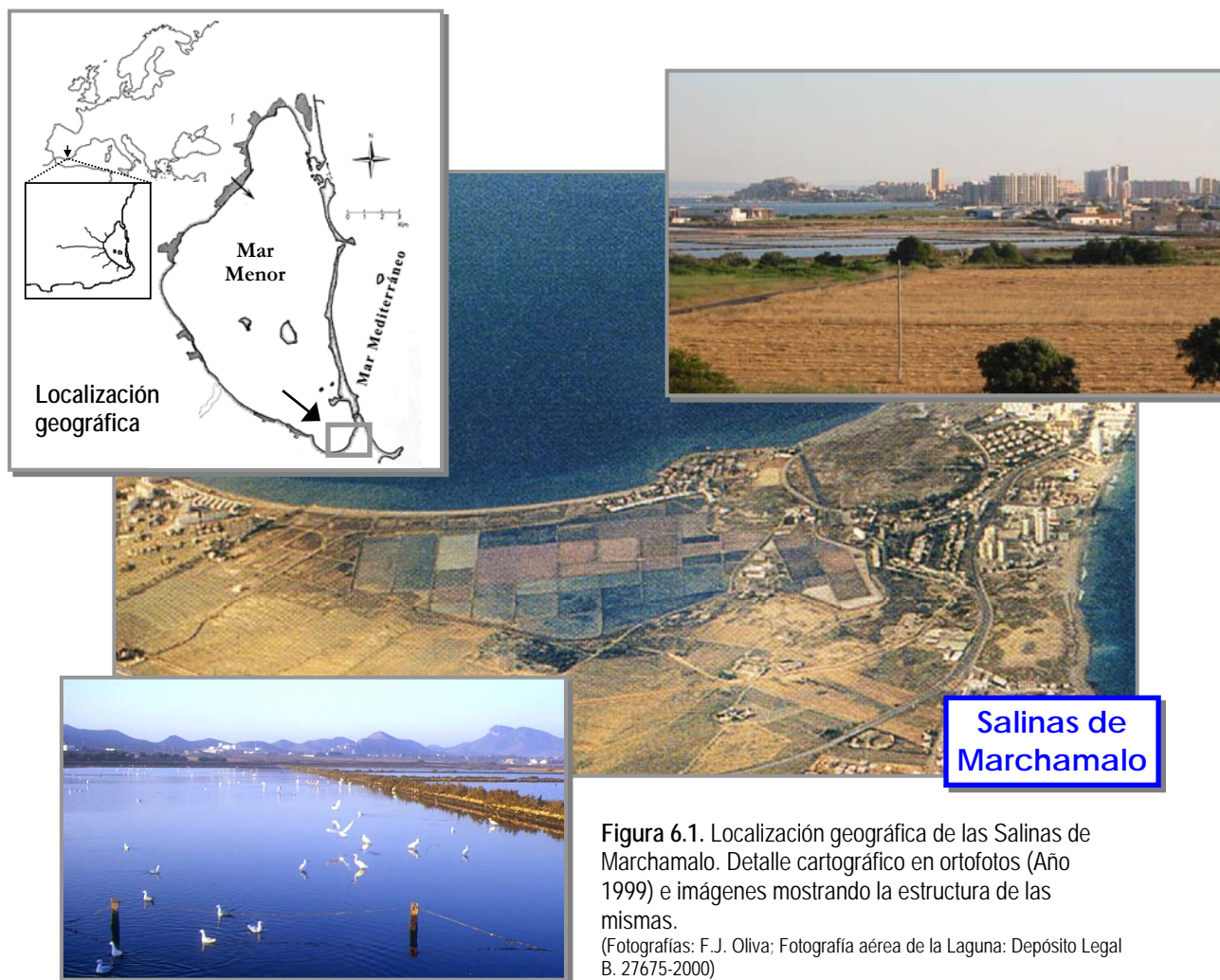
2.1 Área de Estudio: *Salinas de Marchamalo*.

Las Salinas de Marchamalo son una pequeña explotación salinera propiedad de Salinera Catalana S.A. desde 1930, ubicadas en la zona de unas antiguas lagunas temporales que se encontraban limitadas por los arenales de La Manga (Fig. 6.1) (Ballester 2003). Están localizadas en la ribera sur del Mar Menor y forman parte del *Paisaje Protegido* de los *Espacios Abiertos e Islas del Mar Menor* (Ley 4/1992 de Ordenación y Protección del Territorio de la Región de Murcia) y LIC (ES6200001) propuesto por la Administración Regional (Baraza 1999).

En este espacio se representan cinco hábitats de interés comunitario (Directiva 92/43/CEE): Vegetación de saladares propia de la banda más externa de zonas afectadas por inundaciones temporales (*Atriplici glaucae-Suaedetum pruinosae*), almarjales propios de zonas salinas afectados por inundaciones temporales (*Frankenio corymbosae-Arthrocnemetum macrostachy*), tarayales hiperhalófilos propios de saladares interiores o litorales (*Inulo chritmoidis-Tamaricetum boveanae*), albardinales halófilos alicantino-murcianos y de la S^a de Cartagena (*Limonio caesii-Lygeetum sparti*) y matorrales subhalófilos y nitrófilos (*Atriplicetum glauco-halim*) (Baraza 1999). En el entorno del Mar Menor, las Salinas de Marchamalo constituyen uno de los enclaves de mayor importancia ornitológica (Torralva et al. 2004), principalmente por mantener una superficie inundada durante todas las estaciones del año (Robledano 1993).

En función de la tipología propuesta por Esteve et al. (1995) y adaptada para el Inventario Regional de Humedales 2000 (Ballester 2003), las Salinas de Marchamalo corresponden a la estructura de *Humedal con Salinas costeras*. Estas explotaciones salineras se caracterizan por el mantenimiento de un gradiente espacial de salinidad, que se traduce en una alta heterogeneidad espacial con una amplia variedad de ambientes.

El desarrollo de determinados usos y actividades recreativas, el vertido de residuos, ambos derivados del elevado desarrollo urbanístico del entorno, devienen en importantes impactos y amenazas de degradación (Esteve et al. 1995). En este contexto, el peligro de desaparición de las mismas es altísimo, en los últimos 15 años, la superficie total de este humedal ha experimentado una reducción neta de 20,01 ha. El inventario de humedales realizado en el año 2000 registró una superficie total de 77,78 ha. para este humedal (Ballester 2003).



Tipificación de hábitat

Las Salinas de Marchamalo están conformadas por un conjunto de balsas que ocupan una superficie inferior a 1 Km². En resumen, las balsas se reducen a dos tipos: balsas de almacenamiento y cristalizadoras (Fig. 6.2). La separación de las balsas está conformada por una serie de motas artificiales en las que abunda vegetación típica de saladares.

Sobre un total aproximado de 40 balsas, normalmente únicamente el 80 % se encuentra en funcionamiento continuo (Fig. 6.3). El tamaño de éstas oscila entre una superficie aproximada de 200 x 80 m para las mayores, y una superficie de 50 x 60 m en las de menor tamaño. La profundidad de las mismas no supera los 50 cm en la columna de agua.

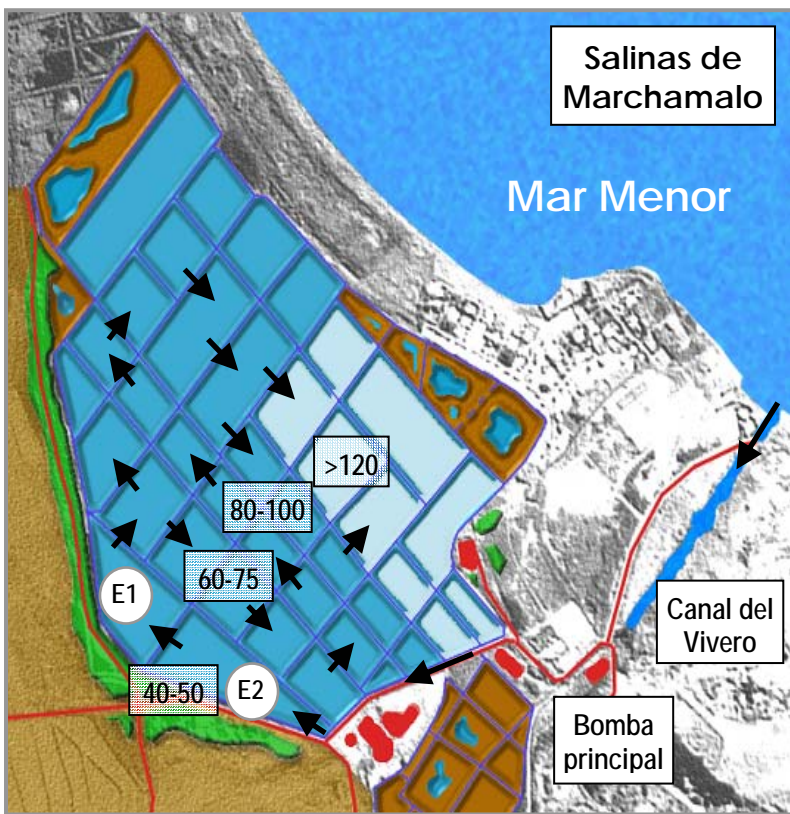
El agua derivada por un canal de entrada en la playa de El Vivero, llega a las primeras balsas de almacenamiento que mantienen salinidades promedio de 40-50 ‰ (Fig. 6.3). A continuación, va circulando entre balsas de almacenamiento donde, producto de la evaporación y de la estructura

compartimentada de las balsas, aumenta su salinidad. Finalmente, en las balsas cristalizadoras es donde se produce la evaporación total del agua en la época de extracción de sal (Fig. 6.3). La entrada de agua a las salinas se realiza en función de la tasa de evaporación, bajo el supuesto de un funcionamiento correcto, ésta es más abundante en los meses veraniegos.



Figura 6.2. Tipologías de los hábitats característicos en las balsas de almacenamiento (A) y cristalizadoras (B) de las Salinas de Marchamalo.
(Fotografías: F.J.Oliva)

Los macrófitos sumergidos predominan en las balsas con un menor contenido en sales, y son prácticamente inexistentes en aguas cuya salinidad exceda los 70-80 ‰. En las primeras balsas de almacenamiento, inundadas permanentemente y con una baja salinidad promedio (40-50 ‰), abundan fanerógamas marinas como *Ruppia cirrhosa* o *Zostera noltii*, que se extienden formando un tapete heterogéneo de microhábitats. A su vez, también aparecen cúmulos variables temporalmente de algas filamentosas flotantes, *Cladophora sp.* y *Chaetomorpha sp.* principalmente (Fig. 6.2). La mayor parte de la biomasa acuática en estas zonas de menor salinidad es debida a este componente floral que, normalmente, presenta un máximo en Julio y Agosto, disminuyendo notablemente sus densidades durante el Invierno (Torralva et al. 2001).



En lo referente al componente de los macroinvertebrados bentónicos, estudios recientes muestran a estas salinas como uno de los ambientes menos diversos en el entorno del Mar Menor, aunque con mayores biomasa de grupos como Dípteros y Bivalvos (Taxon 2004).

Figura 6.3. Esquema conceptual sobre el funcionamiento de las Salinas de Marchamalo. Flechas indicativas del sentido de la circulación del agua en su entrada desde el Mar Menor. E1 y E2 son las estaciones de muestreo (ver texto).

2.2. Estrategia de Crecimiento y Reproducción: Metodología y Tratamiento de datos.

2.2.1. Metodología de Campo.

Periodo de estudio y Estaciones de muestreo

El periodo de estudio abarcó desde Mayo de 2000 hasta Junio de 2002. Se realizaron un total de 29 muestreos del componente faunístico (Muestreo piloto + 28 Muestreos experimentales), con una periodicidad media de cuatro semanas. La finalidad consistió en realizar un seguimiento exhaustivo de la población objeto completando, al menos, un periodo mínimo de 2 ciclos anuales de la especie.

Los muestreos correspondientes al componente faunístico fueron realizados en las dos primeras balsas de almacenamiento (E1 y E2; Fig. 6.3). Estas balsas fueron seleccionadas por presentar en muestreos anteriores una elevada abundancia de ejemplares. De este modo, el método de extracción de capturas sin reemplazamiento (Lucas & Baras 2000) seleccionado para la obtención de los parámetros biológicos estudiados, no ha supuesto alteración significativa sobre la dinámica poblacional de la especie en la localidad de estudio.

Metodología de captura y Procesado in situ del material

La metodología de captura seleccionada fue el salabre y trampas tipo nasa modificadas (*Minnow-traps* en Harrison et al. 1986) (Cuadro 6.1). Ambos son métodos óptimos para la captura selectiva de pequeños peces que viven en zonas someras, y han mostrado una alta efectividad en la captura de la especie objeto en diversas tipologías de sistemas acuáticos (Fernández-Delgado et al. 1998, Gutiérrez-Estrada et al. 1998, Torralva et al. 2001) (Capítulo 4).

Del total de 2599 ejemplares capturados a lo largo de los dos ciclos de estudio, en la localidad de muestreo (procesado *in situ*) se evaluaron los siguientes parámetros:

- Sexo (machos, hembras e indeterminados). Este carácter fue establecido mediante la observación de los caracteres externos (n = 994 analizados en el laboratorio mediante el examen de las gónadas bajo lupa binocular).
- Longitud total (LT, $\pm 0,1$ mm) medida desde el extremo del rostro hasta el final de la aleta caudal,
- Longitud estándar (LS, $\pm 0,1$ mm) medida desde el extremo del rostro hasta el final del cuerpo escamado, obtenida mediante la utilización de un ictiómetro.

De acuerdo con los permisos de investigación, se seleccionó al azar una muestra de un máximo de 50 ejemplares (variable en función de la estacionalidad) por muestreo que, junto a individuos que morían durante el

procesado (<5% de las capturas), se fijaban en formol al 10% para su posterior análisis en el laboratorio. El resto de ejemplares eran devueltos a las balsas de procedencia. En total fueron sacrificados 994 individuos (38,25 % del total de capturas) diferenciados sexualmente (483 machos y 511 hembras).

Cuadro 6.1

Minnow-Traps

Trampas de malla metálica de doble embudo, especiales para la captura de pequeños ciprínidos (Harrison et al 1986) modificadas para la captura de especímenes de pequeño tamaño; Luz de malla < 3 y 5 mm
Esfuerzo: 20-25 unidades distribuidas uniformemente en las 2 estaciones con una pesca de 20 a 24 h/muestreo.



Salabre o Cedazo

Mangos de 1,5 - 2 m y sacadera de 40x40 cm. Luz de malla ≤ 5 mm.
Metodología efectiva en ambientes someros con abundante vegetación. Esfuerzo homogéneo: pesca de 10-15 min./estación/ muestreo.



Detalles de *Minnow-traps* en las que se observa el tamaño, forma y colocación (A, B y C); visión dorsal de la trampa abierta con las capturas (B); detalle de un salabre (D); recogida de ejemplares capturados mediante Salabre (E).
Fotografías: F.J. Oliva; Fotografía (E): A. Andreu
Ilustraciones: A. I. Torres

2.2.2. Seguimiento temporal del hábitat.

Durante los dos ciclos que contempla el presente estudio, 2000-2002, se realizó un seguimiento temporal de variables de hábitat *a priori* condicionantes y/o explicativas de la estrategia de vida de la especie en este humedal.

Se seleccionaron dos variables externas a las balsas, Temperatura ambiental y Evaporación, ambas obtenidas a partir de registros diarios pertenecientes a la estación meteorológica ubicada en las propias Salinas de Marchamalo.

El seguimiento de hábitat en las estaciones de muestreo (E1 y E2) se realizó con medidas *in situ* en la totalidad de muestreos a lo largo del periodo de estudio. Las variables seleccionadas fueron:

- Salinidad del agua ($\pm 0,1$ ‰), obtenida a 10 cm de profundidad y en un mínimo de 5 réplicas por estación (E1 y E2) en cada muestreo. Multiparámetro Modelo WTW-400.
- Temperatura del agua ($\pm 0,1$ °C), obtenida a 10 cm de profundidad y en un mínimo de 5 réplicas por estación (E1 y E2) en cada muestreo. Franja horaria de medida fija: 12:00-14:00 h. Multiparámetro Modelo WTW-400.
- Nivel de agua. Se evaluó la profundidad existente en cada uno de los muestreos mediante 5 estimas puntuales fijas por estación (E1 y E2). Profundímetro ($\pm 0,01$ m). El patrón temporal se ha estudiado analizando el porcentaje de variación del nivel de agua con respecto al nivel máximo detectado (Alto: >75%; Medio: 75%-50%; Bajo: 50% – 25%; Muy bajo: < 25%).
- Recubrimiento de vegetación acuática. Se valoró el porcentaje de recubrimiento o cobertura (Bain & Stevenson 1999) (macrófitos sumergidos y flotantes) mediante valoración visual en 5 estimas fijas (25 m² de superficie) por estación (E1 y E2). El patrón temporal se ha estudiado analizando la variación en el porcentaje en función de una variable ordinal con 5 valores: Muy Abundante (>70% de Cobertura); Abundante (70%-40%); Moderado (40% – 10%); Escaso (<10%); Ausente (0% de Cobertura).

Temperatura ambiental y Evaporación

La dinámica temporal de temperatura ambiental detectada mostró un patrón similar para los dos ciclos de estudio (Fig. 6.4). Ambos ciclos presentaron las temperaturas medias máximas durante los meses de Julio y Agosto, con el máximo absoluto a lo largo del estudio en Agosto de 2001 ($26,2 \pm 2,2$ °C) (Fig. 6.4). De igual modo, las temperaturas medias mínimas se presentaron entre los meses de Noviembre y Febrero para ambos ciclos de estudio, con un periodo invernal 2001-2002 ligeramente más prolongado. El mínimo absoluto en la totalidad del periodo de estudio se obtuvo en Diciembre de 2001 ($11,4 \pm 2,8$ °C) (Fig. 6.4).

La tasa de evaporación de agua mostró una correlación significativa con la temperatura ambiental (Análisis de Correlación de Spearman: $R_s = 0,52$; $p = 0,006$) (Fig. 6.4). Si bien, producto probablemente de otros factores ambientales que directamente condicionan esta evaporación (vientos, nubosidad, etc.), el patrón temporal de variación resulta algo más heterogéneo que el detectado en la temperatura.

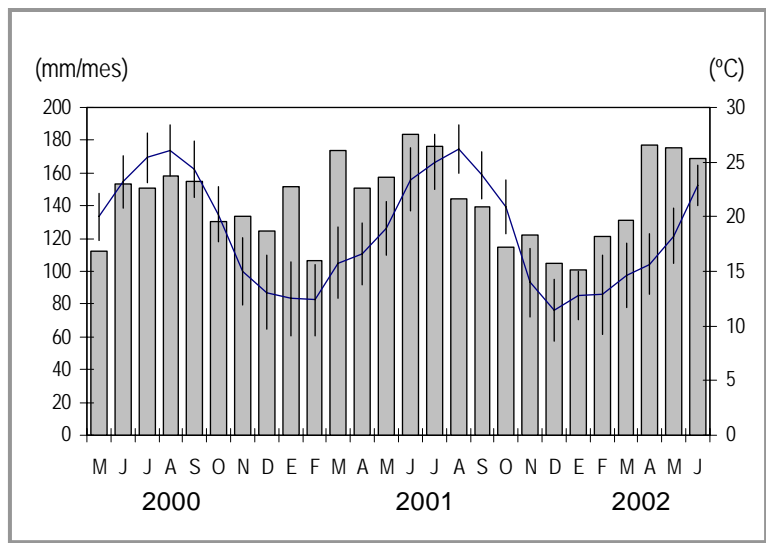


Figura 6.4. Variación temporal de la Temperatura ambiental (°C; Valores medios mensuales \pm LC 95% en trazo continuo) y Evaporación (mm/mes; Valores medios mensuales en histogramas).

El máximo absoluto de evaporación fue observado en el mes de Junio de 2001 (183,9 mm/mes), también los periodos primaverales de ambos ciclos presentaron tasas elevadas de evaporación (173,8 mm/mes en Marzo de 2001; 176,8 mm/mes en Abril de 2002). Los mínimos de evaporación se muestran en los meses invernales (106,4 mm/mes en Febrero de 2001; 101 mm/mes en Enero 2002) (Fig. 6.4).

Temperatura del agua

La temperatura del agua, medida *in situ*, ha mostrado un nivel de correlación elevado con la temperatura ambiental (Análisis de Correlación de Pearson: $R_p = 0,94$; $p < 0,001$).

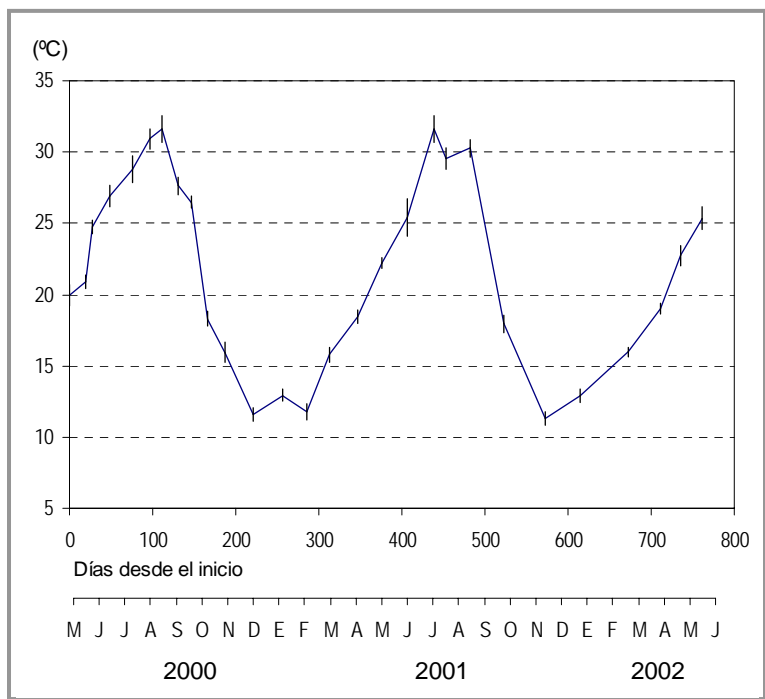


Figura 6.5. Variación temporal de la Temperatura del agua (°C; Valores medios mensuales \pm LC 95% en trazo continuo). Se presenta la correspondencia entre los días y el mes de muestreo.

Los máximos de temperatura del agua fueron alcanzados en los meses veraniegos, Agosto de 2000 ($31,6 \pm 0,9$ °C) y Julio de 2001 ($31,5 \pm 0,8$ °C) (Fig. 6.5). A su vez, el periodo estival del segundo ciclo mostró valores máximos de temperatura de forma algo más sostenida. No se han detectado diferencias significativas entre las temperaturas registradas en los dos periodos estivales (Julio-Septiembre) (VER 2000-01 = $29,74 \pm 1,80$ °C; VER 2001-02 = $30,48 \pm 1,15$ °C; t-Student = -1,46; $p = 0,16$).

Las temperaturas del agua mínimas han sido obtenidas en meses invernales, detectando el mínimo absoluto en Noviembre de 2001 ($11,3 \pm 0,4$ °C) (Fig. 6.5). No obstante, el periodo invernal del primer ciclo de estudio fue algo más duradero que en el segundo ciclo. No se han detectado diferencias con grado significativo entre las temperaturas registradas en los dos periodos invernales

(Diciembre-Febrero) (INV 2000-01 = $12,08 \pm 0,76$ °C; INV 2001-02 = $12,10 \pm 0,96$ °C; t-Student = -0,39; p = 0,97).

Salinidad del agua

La salinidad del agua ha mostrado cambios significativos en su patrón temporal (Test de Kruskal-Wallis: H = 68,85; gl = 26; p < 0,001). A lo largo del periodo de estudio, el valor promedio de salinidad observado fue de $47,27 \pm 2,80$ ‰. No obstante, han sido detectados 3 picos significativos de salinidad máxima (Agosto 2000 = $71,0 \pm 3,6$ ‰; Abril 2001 = $83,7 \pm 3,2$ ‰; Marzo 2002 = $58,7 \pm 2,3$ ‰), así como dos muestreos con una inflexión mínima en relación al valor promedio la salinidad (Noviembre 2000 = $31,7 \pm 2,9$ ‰; Diciembre 2001 = $38,0 \pm 2,6$ (‰) (Fig. 6.6).

La notable variación observada en el patrón temporal de la salinidad del agua puede ser explicada atendiendo a diversos factores (precipitaciones, tasa de evaporación, etc.), si bien, la gestión de la explotación salinera es el que mayor efecto condicionante ejerce sobre la salinidad de las estaciones de muestreo.

Bajo estabilidad en la entrada de agua en las balsas salineras, es probable que las variaciones presentes en la salinidad de las estaciones E1 y E2, hubieran estado directamente condicionadas por las tasas de evaporación presentes en la zona y/o las fuertes precipitaciones ocurridas a lo largo del periodo estudio. De hecho, a pesar de los picos de salinidad observados (Fig. 6.6), hemos detectado que la salinidad y la evaporación muestran una correlación significativa (Análisis de Correlación de Spearman: $R_s = 0,49$; p = 0,013). A su vez, aunque no se ha podido trabajar con el patrón temporal completo de precipitaciones a lo largo del estudio, hemos podido contrastar datos, comprobando cómo las dos fases de inflexión o decremento en la salinidad corresponden a periodos con precipitaciones destacables (Noviembre 2000: 64,3 mm; Noviembre 2001: 108,6 mm; Diciembre 2001: 71,7 mm; Enero 2002: 99,8 mm).

No obstante, los problemas derivados de la propia gestión de la explotación salinera, son el factor que condiciona de forma directa la presencia de picos de salinidad. El estado actual de abandono de las instalaciones, conlleva que existan problemas a la hora de mantener un flujo de entrada de agua adecuado y continuo desde el Mar Menor. En función de las necesidades, los

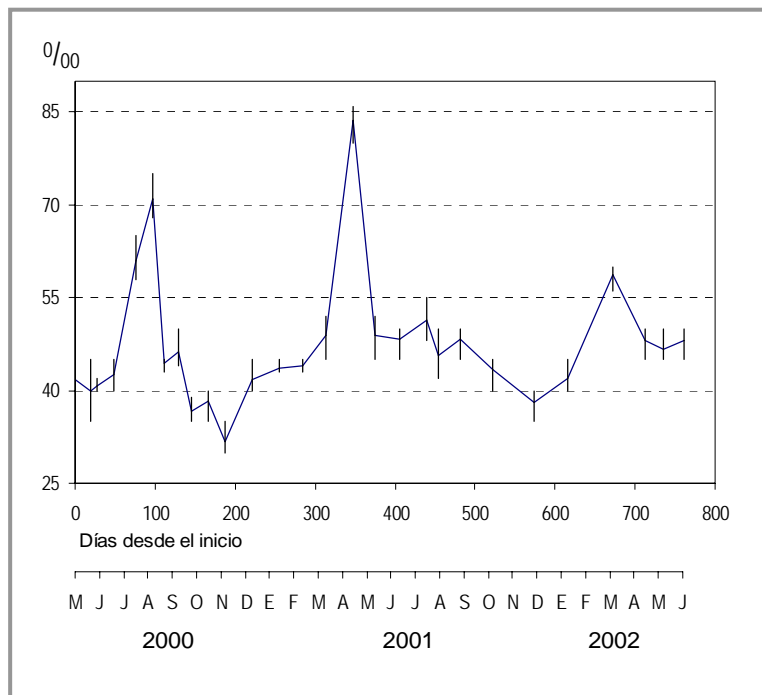


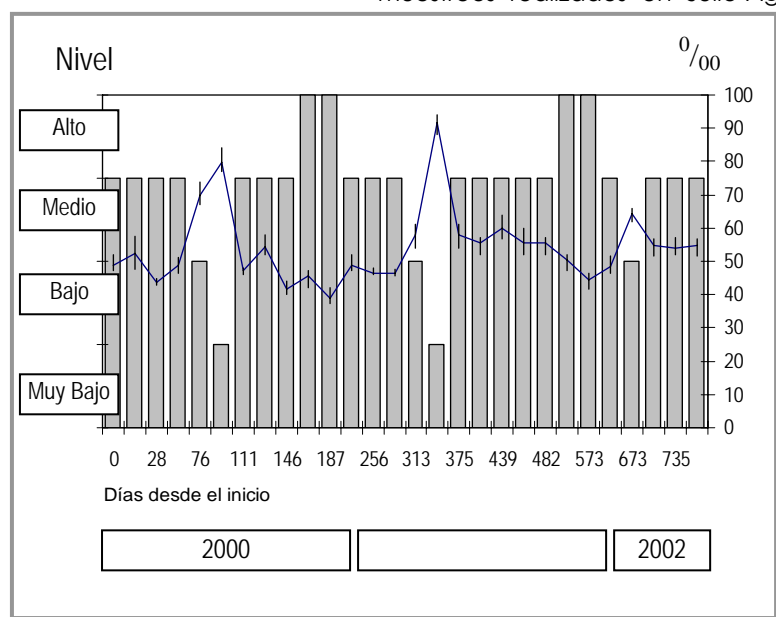
Figura 6.6. Variación temporal de la Salinidad del agua (‰; Valores medios por muestreo \pm LC 95% en trazo continuo). Se presenta la correspondencia entre los días y el mes de muestreo.

técnicos encargados de la explotación salinera mantienen un flujo variable de entrada de agua en las balsas de almacenamiento que, normalmente, se refleja en un nivel de agua constante. Sin embargo, a lo largo del periodo de estudio, se han producido 3 acontecimientos de colmatación por sedimentos del canal de entrada a las Salinas (Playa El Vivero) (Fig. 6.3), lo que provocó periodos en los que fue imposible mantener un flujo de entrada de agua. Como consecuencia, fueron detectados descensos significativos del nivel de agua en las balsas que están correlacionados con los picos de salinidad.

Nivel de agua

La profundidad detectada en las balsas objeto de muestreo ha mostrado 3 descensos significativos, todos ellos son consecuencia de los problemas aludidos derivados de la gestión de la explotación salinera.

En la Figura 6.7 puede observarse como los descensos del nivel de agua en las balsas presentan una notable coincidencia con los picos de salinidad. En los muestreos realizados en Julio-Agosto 2000 y Marzo-Abril 2001 se detectaron



niveles inferiores al 50 % y 25 % sobre los niveles máximos detectados en el periodo completo de estudio.

Las estaciones (E1 y E2) mostraron un nivel medio de agua constante a lo largo del periodo de estudio (Profundidad promedio = 45-55 cm). Si bien, además de los descensos en el nivel aludidos, se detectaron dos momentos con niveles superiores al promedio (Octubre-Noviembre 2000; Octubre-Noviembre 2001) (Fig. 6.7). Estos aumentos coinciden los periodos de máximas precipitaciones en el área de estudio y, en consecuencia, pueden ser los causantes de dichos

Figura 6.7. Variación temporal del Nivel (histogramas) y Salinidad del agua (‰; Valores medios mensuales \pm LC 95% en trazo continuo). Se presenta la correspondencia entre los días y el año de muestreo.

Recubrimiento de vegetación acuática

El patrón temporal de recubrimiento de vegetación acuática muestra un decremento significativo entre los registros obtenidos en el primer y segundo ciclo de estudio (Recubrimiento 1^{er} ciclo = $52,6 \pm 2,9$ % medio; Recubrimiento 2^o ciclo = $28,9 \pm 2,0$ % medio; t-Student = 6,71; $p < 0,001$) (Fig. 6.8).

Aunque la temperatura suele tener un efecto notorio sobre el recubrimiento conformado por macrófitos (Torralva et al. 2001), en las estaciones de trabajo es muy probable que los picos detectados en la salinidad hayan provocado un estrés ambiental extra sobre dicho componente. Por tanto, es probable que el aumento de salinidad sea el principal causante del decremento temporal continuo detectado en dicho recubrimiento.

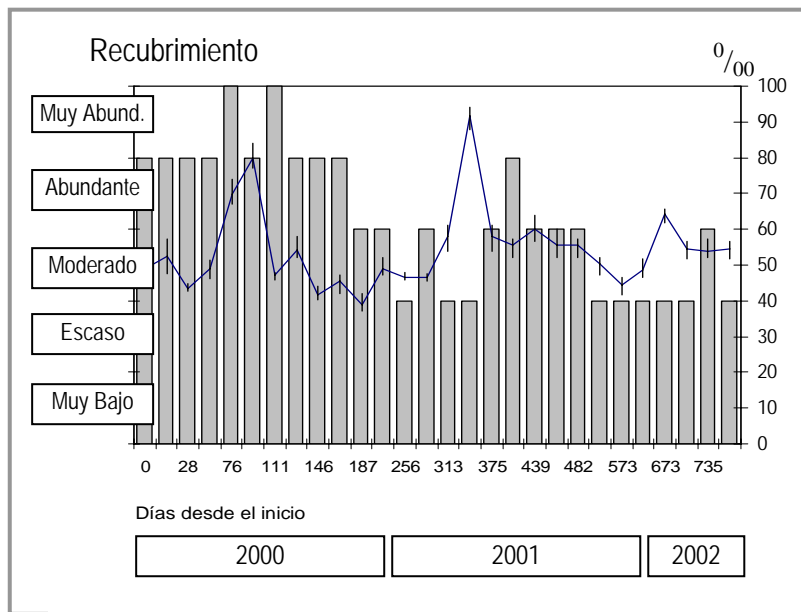


Figura 6.8. Variación temporal del Recubrimiento de vegetación acuática (histogramas) y Salinidad del agua (‰; Valores medios mensuales \pm LC 95% en trazo continuo). Se presenta la correspondencia entre los días y el año de muestreo.

2.2.3. Metodología de Laboratorio y Análisis de Datos.

El total de individuos procesados en el laboratorio ($n = 994$) fue analizado antes del transcurso de 50 días después de su captura. Con ello se evitó el deterioro del material que, en relación con la obtención de determinados parámetros, puede conllevar un mantenimiento prolongado en formaldehído (Treasurer 1992).

La totalidad de ejemplares fueron eviscerados y se evaluaron los siguientes parámetros:

- Sexo (machos, hembras e indeterminados). Establecido mediante la observación directa de los caracteres externos en el procesado *in situ*, se contrastó mediante análisis de las gónadas bajo lupa binocular; con especímenes concretos unas gotas de líquido de Gilson (Bagenal 1978) facilitó el proceso (Fernández-Delgado 1987).
- Peso fresco total eviscerado o Peso somático (PS, $\pm 0,01$ g) de cada individuo, obtenido mediante una balanza de precisión (Mettler AJ 100 @).
- Peso gonadal (PG, $\pm 0,01$ g) de cada individuo, obtenido mediante la utilización de una balanza de precisión (Mettler AJ 100 @).

Edad, Crecimiento y Estructura Poblacional

En el presente estudio, se ha intentado cumplimentar la totalidad de recomendaciones expuestas por García-Berthou et al. (1999) para trabajos relativos al crecimiento de Ciprinodóntidos peninsulares. Únicamente no han sido incluidos los apéndices con datos originales, cuya finalidad es la de permitir análisis posteriores a cargo de otros autores. No obstante, cabe mencionar la disposición del autor a facilitar los datos de referencia a todos aquellos investigadores interesados en los mismos.

The term growth, as we use it, will signify change in magnitude. The variable undergoing change may be length or other physical dimensions, including volume, weight, or mass, either of an organism's whole body or of its various tissues; or it may relate to the content of protein, lipid or other chemical constituents of the body; or to the caloric (energy) content of the whole body or of its component tissues; growth may also relate to change in numbers of animals in populations. Note that change in size, quantity, numbers, etc, can be either positive or negative and that a limited (sometimes even a considerable) amount of negative growth or degrowth can occur in animals or in their populations without necessarily resulting in the extinction of either the individual or the population.

Weatherley & Gill (1987)

Determinación de la Edad y Crecimiento

Existen tres tipos básicos de información biológica a partir de la cual se pueden determinar la edad y los parámetros de crecimiento (Pauly 1983, Weatherley & Gill 1987, Wootton 1998, entre otros):

- Datos obtenidos mediante marcaje y recapturas de peces individualmente, con ellos es posible realizar observaciones directas del crecimiento.
 - Señales o impresiones periódicas (anuales, diarias, etc.) en estructuras esqueléticas, tales como escamas, otolitos u otros huesos o cartílagos.
- Información sobre frecuencias por clases de tamaño, normalmente con la longitud. Debe enfatizarse que estos datos no proporcionan una estima absoluta de la edad y, en consecuencia, no sirven para el cálculo de determinados parámetros de crecimiento (Pauly 1983).

No existe ningún método infalible para determinar la edad en peces, cada uno presenta mayor o menor validez en función del taxón objeto, e incluso dentro de una especie, dependiendo de la clase de edad analizada (Ricker 1975). En el presente estudio, se optó por abordar la determinación de la edad y el análisis del patrón de crecimiento de *Aphanius iberus* con, al menos, dos de los tipos básicos de información: (1) Estudio de las escamas y (2) Análisis de las distribuciones de frecuencias de talla, como método de contraste.

Extracción y Lectura de escamas

El estudio de las escamas es *a priori* un método adecuado para la estimación de la edad en peces de corta longevidad y rápido crecimiento (Casselman 1983). La determinación de la edad en las especies ibéricas del género *Aphanius* por medio de la lepidoscopia o lectura directa de los anillos de crecimiento en sus escamas, ha sido realizada con éxito en diversos trabajos (Fernández-Delgado 1987, Fernández-Delgado et al. 1988, García-Berthou & Moreno-Amich 1992, Vargas 1993, Vargas & De Sostoa 1997, García-Berthou et al. 1999).

El método se basa en la localización de los anillos de crecimiento (*annuli*) formados en las escamas. El término anillo (*annulus*) es asociado con una zona de superposición, entrecruzamiento (*cutting-over*) y/o acortamiento de los anillos de crecimiento de la escama. Esta zona se conforma una vez por año en todo tipo de estructura calcificada de peces habitantes de regiones templadas, y es usada para interpretar el crecimiento de la estructura en términos de tiempo y edad (Casselman 1987, Wootton 1998). Es decir, una vez que los anillos pueden ser identificados y/o determinados se convierten en una estima de la edad relativa del individuo.

El análisis de las escamas de la población de estudio fue realizado con una submuestra de 303 individuos (150 machos y 153 hembras) capturados a lo largo del periodo de muestreo y con LTs comprendidas entre los 19 mm y 60 mm. Una muestra de escamas (entre 6-10) de cada individuo fue tomada del flanco izquierdo del cuerpo, en el área comprendida entre la línea lateral y la aleta dorsal. Las escamas fueron tratadas en una solución acuosa de NaOH al 5% o 10% (Bagenal & Tesch 1978) a tiempo variable según su tamaño, con la finalidad de limpiar y eliminar la materia orgánica adherida. Después se limpiaron con agua destilada, montándose en seco entre dos portaobjetos.

La determinación de los anillos de crecimiento presentes se realizó mediante la utilización de un proyector de microfilms (Cannon 300 @ con lente de 22 mm y pantalla de proyección de 25x25 cm) y estereomicroscopio (Nikon SMZ-1®).

Distribuciones de frecuencias por tallas (clases de longitud) para el estudio de la Edad y Crecimiento

Cuando una especie piscícola presenta un ciclo reproductor estacional, de tal forma que el reclutamiento se produce a intervalos de, aproximadamente, un año y, siempre y cuando la población de estudio haya sido correctamente muestreada, ésta puede presentar una distribución de frecuencias de longitud de los ejemplares caracterizada por una serie de modas (Weatherley & Gill 1987), correspondiendo cada una de las mismas a una cohorte, que representa el total de peces nacidos en un mismo periodo de tiempo (Wootton 1998).

Todos los métodos comunes para el análisis de frecuencias por clases de longitud, tienen su origen en el trabajo de Petersen (1892, cf Pauly 1983). Tradicionalmente, el nombre de *Petersen* ha sido asociado con sólo una de las aproximaciones específicas, el *Método Petersen*. Este asume la correspondencia aludida entre los sucesivos valores modales de una distribución por clases de longitud y los distintos grupos de edad o cohortes de un mismo año (Fig. 6.9).

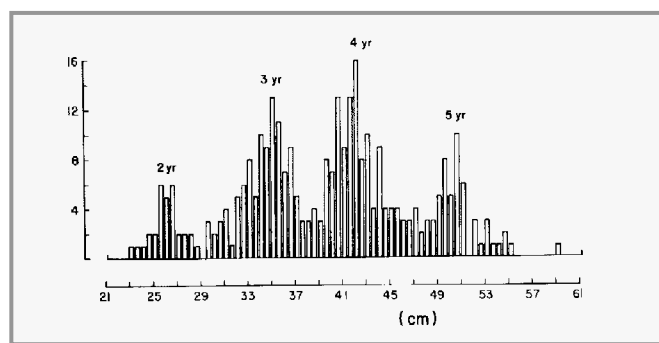


Figura 6.9. Distribución de frecuencias de talla en la que se distinguen las modas correspondientes a los grupos de edad de una población de peces (Modificado de Pauly 1983).

Cuando lo que se pretende es comparar o realizar un estudio temporal con distribuciones polimodales, deben cumplirse, al menos, dos requisitos (Rosenberg & Beddington 1988):

- Las muestras deben ser representativas de cortos periodos de tiempo para reducir el efecto del crecimiento estacional, que se traduce en un enmascaramiento de las modas en la distribución polimodal.
- A su vez, la muestra debe contemplar un amplio rango de tallas y un número mínimo de los ejemplares más jóvenes de la población.

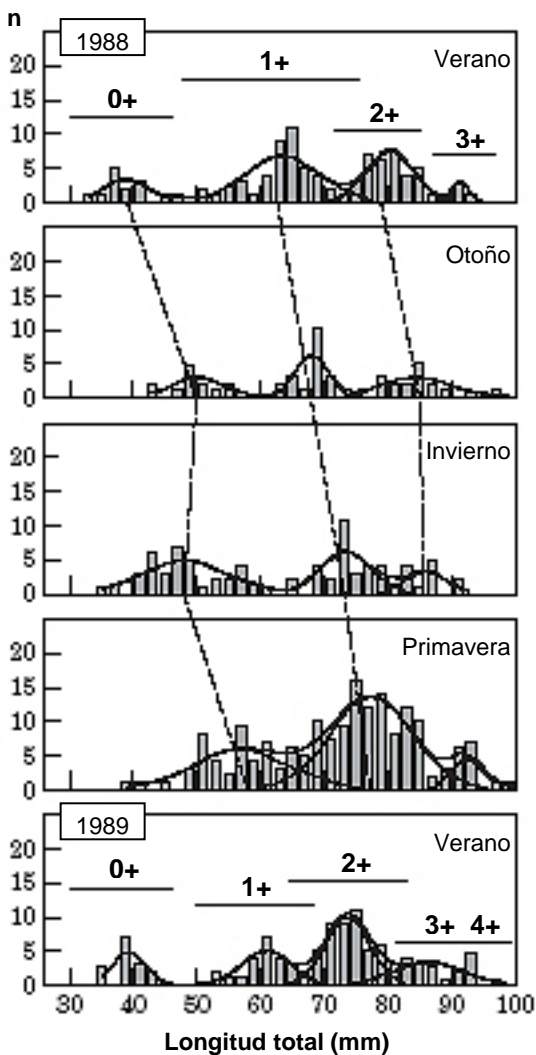


Figura 6.10. Análisis de progresión modal con distribuciones de talla en *Cობitis paludica* de un arroyo del Sur de la Península. Se presentan las clases de edad asignadas por los autores a las diferentes clases modales (Modificado de Oliva-Paterna et al. 2002).

Siempre que se cumplan los requisitos arriba expuestos, cada una de las modas es reflejo del reclutamiento anual, estacional o mensual, en función de la estrategia reproductora de la especie (Wootton 1998). Si se realiza un muestreo sistemático hasta el siguiente periodo reproductor, se puede observar la progresión en longitud de las modas. Esta progresión modal puede ayudarnos a confirmar la edad relativa obtenida mediante la lepidoscopia, además de determinar parámetros del crecimiento poblacional (Weatherley & Gill 1987).

Existe toda una metodología desarrollada basada en establecer la adecuada correspondencia entre los valores modales pertenecientes a varias muestras obtenidas en una secuencia temporal ordenada. De forma genérica esta metodología es denominada *Análisis de la Progresión Modal (Modal Progression Analysis, MPA)* (Pauly 1983, Weatherley & Gill 1987, Rosenberg & Beddington 1988, entre otros). Este estudio temporal, proporciona dos tipos de información relativa al crecimiento (Fig. 6.10): (1) La separación entre las modas en el eje de abscisas nos informa sobre el crecimiento anual medio de cada clase de edad o, en el caso de que puedan ser identificadas, de cada cohorte; (2) El desplazamiento de las modas de un muestreo a otro arroja datos sobre la proporción o tasa de crecimiento entre los intervalos de muestreo (Pauly & Gaschutz 1979, Rosenberg & Beddington 1988).

Además, la utilización de las distribuciones de frecuencias de talla para la validación de las edades obtenida mediante la lepidoscopia, es una de las recomendaciones expuestas por García-Berthou et al. (1999) para la realización de estudios de edad y crecimiento sobre especies de *Aphanius* peninsulares.

En el estudio presentado en esta memoria de Tesis Doctoral, fueron examinadas para ambos sexos por separado las distribuciones de frecuencias de LT de la totalidad de muestreos agrupados mensual y estacionalmente, así como la

progresión temporal de clases modales. Mediante el análisis con las agrupaciones estacionales, las diferentes modas de las distribuciones de frecuencias no quedaron enmascaradas por efecto del crecimiento estacional. A su vez, dada la escasez de ejemplares en algunas agrupaciones, el análisis de progresión modal no fue factible con los datos agrupados por muestreo y/o por meses.

El método aplicado tiene como punto de partida la descomposición de la distribución de frecuencias observada (o capturada) en sus distintas clases modales (Cuadro 6.2). Existen diferentes métodos estadísticos para realizar esta descomposición polimodal, varios asociados a programas estadísticos. En el presente estudio, para la descomposición polimodal y el establecimiento de los parámetros que definen cada moda (= cohortes y/o clases de edad), se han aplicado dos de las subrutinas del programa informático FISAT II (Ver. 1.2.0) [FAO ICLARM Stock Assessment Tools; Programa informático desarrollado por el Servicio de Recursos Marinos de la FAO (*Food & Agriculture Organization*, Roma, Italia) y el ICLARM (*International Center for Living Aquatic Resources Management*, Manila, Filipinas)] (www.fao.org/fi/statist/fisoft/fisat/index.htm).

La primera de las subrutinas utiliza el método Battacharya (1967) para discernir las diferentes modas que conforman la distribución polimodal. La segunda, denominada NORMSEP (*SEParation of the NOrmally distributed components*), presenta una alternativa estadística más rigurosa, basada en el método de máxima probabilidad de Hasselblad (1966) con un mínimo de 200 interacciones (ver en Gayanilo et al. 1988). Es aconsejable utilizar la primera (Método Battacharya) para estimar suposiciones iniciales y refinar las mismas con la aplicación del método NORMSEP. De este modo, pueden obtenerse unos parámetros definitorios de cada moda, entre los que cabe mencionar la obtención de un *Índice de Separación* (IS) entre modas sucesivas, el cual resulta significativo para valores superiores a 2.

A la hora de atribuir edades específicas a los diversos grupos de longitud de las distribuciones de talla (cada una de las modas), así como en el momento de relacionar en el tiempo los valores modales en el estudio de progresión temporal, pueden presentarse múltiples opciones en el procedimiento de decisión que, en muchas ocasiones, presentan cierto grado de subjetividad (Pauly 1983, Terceiro et al. 1990). Con la aplicación de los métodos estadísticos aludidos, queda notablemente reducido dicho grado de subjetividad.

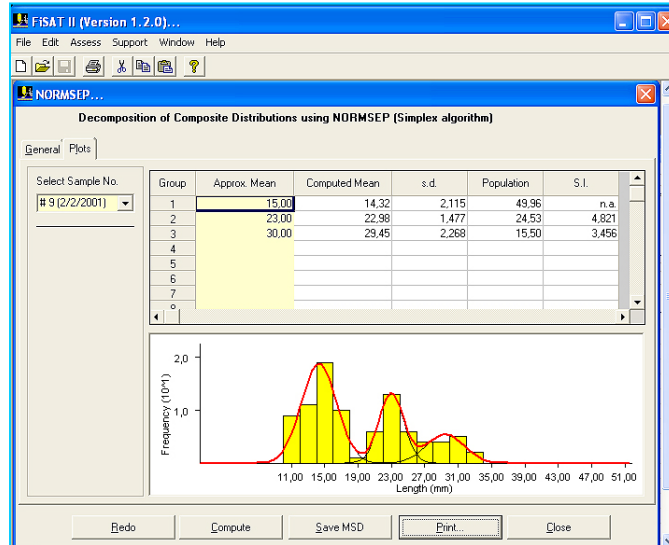
Cuadro 6.2



Distribución de Frecuencias por tallas: Descomposición Polimodal

En término general, la totalidad de métodos aplicados al análisis de distribuciones de frecuencias por tallas tienen como punto de partida la descomposición de la distribución de frecuencias observada o capturada en las distintas clases modales que la componen.

En el presente estudio, la descomposición polimodal y el establecimiento de los parámetros que definen cada una de las modas (cohortes y/o clases de edad), se han aplicado métodos estadísticos incorporados en el del programa informático FISAT II (Ver. 1.2.0) [FAO ICLARM Stock Assessment Tools; Programa informático desarrollado por el Servicio de Recursos Marinos de la FAO (Food & Agriculture Organization) y el ICLARM (International Center for Living Aquatic Resources Management)] (www.fao.org/fi/statist/fisoft/fisat/index.htm).



El primer paso consistió en la aplicación del Método Battacharya (1967), el cual nos permite estimar suposiciones iniciales sobre los valores medios de cada una de las modas que conforman la distribución de análisis. A continuación, mediante la aplicación de la subrutina NORMSEP, se ajustan los parámetros descriptores de las mismas. De este modo, pueden obtenerse unos parámetros definitorios de cada una de las modas, entre los que se obtiene un Índice de Separación estadístico (SI; Separation Index) entre modas sucesivas, el cual resulta significativo para valores superiores a 2 ($SI > 2$; $p < 0,05$). Con la aplicación de este método, queda notablemente reducido el grado de subjetividad existente a la hora de establecer el número de cohortes o clases de edad presentes en cada una de las distribuciones de frecuencias de talla.

Cálculo de las Tasas de Crecimiento Anual y Estacional

Una vez establecidas las cohortes y clases de edad de la población, se pasó al estudio de las tasas de crecimiento anual y estacional mediante el *Análisis de Progresión Modal* (MPA) (Rosenberg & Beddington 1988) para machos y hembras por separado.

El cálculo de las tasas instantáneas de crecimiento en longitud y peso se realizó mediante la aplicación de la fórmula presentada por Wootton (1998), en ésta el crecimiento es calculado en relación a un periodo concreto de tiempo. De acuerdo con la nomenclatura expuesta por dicho autor:

$$g = dW / Wdt$$

donde g es la tasa instantánea de crecimiento, W es el peso y t es el tiempo. En un intervalo de tiempo definido, dicha tasa se calcula del siguiente modo:

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

Es frecuente que esta tasa instantánea de crecimiento se exprese como el porcentaje por unidad de tiempo:

$$G = 100 g$$



Aunque el concepto de tasa de crecimiento instantánea fue descrito para determinar los cambios en peso, éste puede aplicarse también a cambios en longitud (Wootton 1998).

En el presente estudio, se han obtenido las tasas de crecimiento anual y estacional en longitud y peso de aquellas cohortes y/o clases de edad identificadas en función de las siguientes fórmulas:

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

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

$$g(PT) = (\log_e PT_2 - \log_e PT_1) / (t_2 - t_1)$$

$$G_{PT} = 100 g(PT)$$

donde LT es la Longitud Total media (mm) de cada una de las cohortes y/o clases de edad establecidas mediante la aplicación sucesiva de los métodos Battacharya y NORMSEP; PT es el Peso Total medio (g) obtenido por extrapolación de la relación LT-PT para cada caso en particular; y t es el intervalo de tiempo definido, constante dentro de cada análisis, ya sea estacional o anual.

Dinámica de Condición Somática

La *Condición Somática* se ha convertido en uno de los indicadores más comunes del *fitness*¹ individual y/o poblacional en estudios enfocados en la gestión de peces (Murphy et al. 1991, Brown & Austin 1996, Pope & Willis 1996). Es decir, la condición es muy utilizada para expresar el *estado de bienestar* de los integrantes de una población piscícola (Bullow et al. 1981, Fisher et al. 1996, Blackwell et al. 2000, entre otros). Un individuo con una condición somática elevada debería mostrar una mayor tasa de crecimiento, un potencial reproductor mayor y/o mayor supervivencia que individuos de su misma población con valores inferiores.

¹*Fitness* (salud, aptitud), *Something everyone understand but no one can define precisely* (Stearns 1976).

En términos evolutivos es una medida de la capacidad de una población o individuo para responder a las presiones de la selección natural; puede también encontrarse como la contribución esperada de un alelo, fenotipo o genotipo a las siguientes generaciones (Stearns 1992); y, en términos ecológicos, suele presentarse referenciado a la competencia dentro de una comunidad que nos va a determinar la supervivencia (Morris 1992).

Los peces en los periodos de tiempo en los que ganan una cierta cantidad de energía, son capaces de almacenarla en el hígado y en los músculos, causando en ellos un mayor peso del usual para una longitud dada (Rodríguez-Ruiz 1992). Este incremento se ha calculado, tradicionalmente, con los denominados *Factores de Condición* (Weatherley & Gill 1987, Anderson & Neumann 1996) que no son más que índices basados en las proporciones entre los valores de peso

observados y valores de referencia o teóricos (Pou 2004). Entre los más aplicados están el *Índice de Fulton* (Bagenal & Tesch 1978, Wootton 1998):

$$K = (100) W/L^3$$

el *Factor de Condición de Ricker* (Ricker 1975):

$$K = (100) W/L^b$$

el *Factor de Condición Relativa* (LeCren 1951):

$$K = (100) W/aL^b$$

el *Índice de Peso Relativo* (Cone 1989):

$$K = (100) W/W_s$$

donde W es el peso del individuo; L la longitud del individuo; b es el exponente de la relación longitud-peso; a es el coeficiente de la relación longitud-peso; y W_s es el peso teórico obtenido a partir de una relación longitud-peso considerada *típica* para cada especie (Anderson & Neumann 1996).

Estos coeficientes han sido ampliamente utilizados como índices indirectos del crecimiento (Schreck & Moyle 1990), asumiendo un mejor estado fisiológico en aquellos individuos con valores más elevados (Murphy et al. 1991). Todos ellos se basan en la idea de estimar las variaciones temporales del buen estado individual bajo las influencias de factores externos (ambientales) e internos (fisiológicos), con independencia de su longitud o tamaño (Granado-Lorencio 1996). No obstante, se ven afectados por un elevado número de factores, varían según la especie, morfotipo, sexo, estado de madurez reproductora, edad, época del año, ambiente acuático, etc (Potter et al. 1988, Sutton et al. 2000, entre otros).

La mayoría de estos índices de condición basados en proporciones (Wootton 1998), son elementos de fácil manejo pero cargados de grandes errores metodológicos (Murphy 1990, Murphy et al. 1991, García-Berthou & Moreno-Amich 1993), lo que ha conllevado que se hayan presentado diversos métodos alternativos.

García-Berthou & Moreno-Amich (1993), utilizando *Aphanius iberus* como modelo de trabajo, proponen la utilización del *Análisis de Covarianza* (ANCOVA) en los estudios sobre la condición somática, y de forma concreta la aproximación multivariante (MANCOVA) con datos morfométricos y más de una variable dependiente implicada (Pesos eviscerados, Pesos gonadales, Pesos hepáticos, etc.). Los MANCOVAs pueden evitar la aproximación univariante en los casos que no haya factores que influyan de forma significativa sobre el conjunto de variables utilizadas (Escot 1995). Este análisis permite evaluar y corregir los efectos que el ambiente, la estacionalidad y el sexo de los individuos pueden ejercer sobre la relación del peso somático con el tamaño de los individuos (revisión sobre el método en Pou 2004).

La variación temporal de la condición somática en la población de *Aphanius iberus* de las Salinas de Marchamalo se ha estudiado con *Modelos Univariantes de Covarianza* (ANCOVAs) realizados con los requisitos metodológicos

expuestos por García-Berthou & Moreno-Amich (1993). No obstante, cabe mencionar que el método desarrollado no corresponde exactamente al empleado por dichos autores, pues no se ha realizado una aproximación multivariante (MANCOVA), ya que se ha analizado con una única variable dependiente, Peso eviscerado (PE; g), y la Longitud total de los individuos (LT; mm) como covariable de los modelos. Los factores incorporados a los modelos, sexo y ambiente (= estacionalidad), se han catalogado como factores fijos. El factor ambiente (= estacionalidad) fue catalogado como factor fijo debido a la prioridad de estudiar la influencia de la temporalidad sobre la respuesta de las variables (Bennington & Thayne 1994), en vez de estimar la magnitud de la variación asociada con las mismas (catalogación como efectos aleatorios). El objetivo final de los ANCOVAs es la comparación de los valores de la variable dependiente ajustados al efecto de la covariable (García-Berthou & Moreno-Amich 1993, García-Berthou et al. 1999). Es decir, el análisis de comparación realizado se centra en las posibles diferencias entre los valores del PE ajustados (= Valores pronóstico) al efecto de la LT y su interacción con los factores que han sido introducidos en el análisis (sexo y ambiente).

Como método de contraste, se ha utilizado el análisis de los valores residuales estandarizados correspondientes a cada individuo, y obtenidos de la relación Longitud-Peso (LT mm; PE g). La utilización de este *Índice de Condición Residual* (Kr) (Jakob et al. 1996) permite eliminar la desviación y/o el error que la heterogeneidad de la longitud de los ejemplares capturados en sucesivas muestras puede inducir en índices que incorporan dicha variable entre sus parámetros (Marshall et al. 1999, Sutton et al. 2000). Además, la utilización del peso eviscerado excluye la variación estacional del peso del animal provocada por el ciclo gonadal (Nikolsky 1963). Aunque existen contraposiciones estadísticas sobre la utilización de valores residuales (García-Berthou 2001), el método ha resultado válido en el análisis descriptivo de la variación temporal de la condición somática en otras especies de peces (Tomasini et al. 1999, Oliva-Paterna et al. 2002, Andreu-Soler et al. 2003, Verdiell et al. 2005, entre otros).

El estudio de la dinámica en la condición somática de la población de estudio, únicamente se realizó con los individuos eviscerados y determinados sexualmente (n = 994; 483 machos y 511 hembras), con tallas superiores a los 19 mm (LT) en ambos sexos. Estos tamaños aseguraban la madurez de los individuos de trabajo en un 95 % de los casos (Vargas 1993).

Dinámica de Desarrollo Gonadal (Ciclo Reproductor)

El conocimiento de los ciclos reproductores en especies sujetas a medidas de conservación es una herramienta indispensable y necesaria para su gestión (Wootton et al. 2000). Los ciclos reproductores en teleósteos presentan un alto grado de adaptabilidad y, en regiones templadas, normalmente están basados en una periodicidad anual (Scott 1979). Los mecanismos que controlan el

momento de la reproducción, madurez sexual y periodicidad de la freza, entre otros, son resultado de la interacción entre los factores endógenos controladores de la madurez gonadal y su sincronía con las variables ambientales o factores exógenos (Schreck & Moyle 1990).

En multitud de trabajos la condición reproductora de los peces se expresa utilizando el *Índice Gonadosomático* (IGS), según la ecuación (Bagenal 1978):

$$\text{IGS} = 10^2 \text{Wg} / \text{W}$$

donde Wg es el peso fresco de la gónada y W el peso fresco o el peso somático (= eviscerado). Este IGS puede ser expresado también en términos de peso seco o incluso en unidades energéticas (Wootton 1998).

Durante mucho tiempo este índice ha sido utilizado como un indicador de la madurez sexual y actividad gonadal, ya que se elimina el efecto del tamaño del pez sobre el peso gonadal al expresarse éste como un porcentaje del peso corporal (Nikolsky 1963). Sin embargo, a partir de la década de los ochenta, con los trabajos de De Vlaming et al. (1982) y Erickson et al. (1985), se critica la utilización del IGS como una medida del estado específico de maduración. El IGS es considerado un indicador de maduración reproductiva, pero no de la actividad gonadal (Rodríguez-Ruiz 1992), dado que un cambio en este índice puede resultar de una relación alométrica entre el peso gonadal y el somático (Wootton 1998) y, por tanto, no indica el estado específico de maduración (De Vlaming et al. 1982).

No obstante, y a pesar de las controversias que ha suscitado el empleo del IGS como índice de la actividad ovocítica, el peso relativo de la gónada es utilizado por numerosos autores para el estudio del ciclo reproductor en diferentes especies de peces continentales de la Península (Fernández-Delgado 1987, Herrera et al. 1988, Rincón & Lobón-Cerviá 1989, Encina 1991, Rodríguez-Ruiz, 1992, Vargas 1993, Torralva, 1996, entre otros). Su evolución temporal muestra el diferente desarrollo de las gónadas durante el ciclo reproductor, siendo así una medida del grado de madurez sexual (Crim & Glebe 1990).

Al igual que los *Factores de Condición*, los índices de desarrollo gonadal se ven influenciados por factores como la especie, morfotipo, sexo, edad, ambiente acuático, etc. De este modo, deben interpretarse atendiendo a clases de edad, sexos, estado de madurez y tamaño (Potter et al. 1988). Asimismo, estos índices están, mayoritariamente, basados en proporciones (Wootton 1998), por lo que presentan los mismos errores metodológicos aludidos para los factores de condición somática.

García-Berthou & Moreno-Amich (1993) también proponen la utilización del *Análisis de Covarianza* (ANCOVA) en los estudios morfométricos sobre el desarrollo gonadal en poblaciones de *Aphanius iberus* y de otros peces en general, ya que conlleva idénticas ventajas que las mencionadas en el análisis de la dinámica de condición.

De este modo, el desarrollo gonadal de la población objeto de estudio se ha analizado con *Modelos Univariantes de Covarianza* (ANCOVAs), de acuerdo con los requerimientos expuestos por García-Berthou & Moreno-Amich (1993). No obstante, el método no es exactamente idéntico, se ha estudiado el desarrollo gonadal de forma independiente a través del estudio sobre una única variable dependiente, Peso gonadal (PG; g), y la Longitud total de los individuos (LT; mm) como covariable. Al igual que en análisis de la condición somática, los factores incorporados a los modelos, sexo y ambiente (= estacionalidad), se han catalogado como factores fijos. El indicador del desarrollo gonadal en la secuencia temporal analizada se expresa en función de los valores de la variable dependiente ajustados al efecto de la covariable (García-Berthou & Moreno-Amich 1993, García-Berthou et al. 1999). Es decir, el análisis se centra en la comparación entre los valores del PG ajustados (= Valores pronóstico) al efecto de la LT y su interacción con los factores que han sido introducidos en el análisis (sexo y ambiente).

La dinámica temporal del desarrollo gonadal se ha contrastado mediante el análisis de los valores residuales estandarizados obtenidos, en este caso, de la relación Longitud-Peso Gonadal (LT mm; PG g). La utilización de este *Índice Gonadosomático Residual* (IGSr) permite eliminar la desviación y/o el error que subyace a la heterogeneidad de la longitud de los individuos capturados en muestras sucesivas (Jakob et al. 1996, Marshall et al. 1999, Sutton et al. 2000). La utilización de la longitud como variable independiente en las regresiones es consecuencia de ser la que menor error incorpora a este tipo de relaciones (García-Berthou & Moreno-Amich 1993). Varios son los trabajos que utilizan este índice con especies peninsulares (Oliva-Paterna et al. 2002, Andreu-Soler et al. 2005). Si bien, también existen contraposiciones estadísticas sobre el uso de valores residuales en análisis de este tipo (García-Berthou 2001).

La variación temporal del desarrollo gonadal en la población de estudio, únicamente se ha analizado en individuos eviscerados y determinados sexualmente (n = 994; 483 machos y 511 hembras). Todos ellos con talla superior a 19 mm (LT), aspecto que asegura un análisis con machos y hembras que han alcanzado la longitud de primera madurez (Vargas 1993).

Proporción sexual

La proporción de sexos se expresa como el cociente entre el número de machos y hembras (*Sex-ratio*) presentes en un *stock* determinado. Es una variable que, para determinados autores, resume el tipo de población y la relación de la especie con el funcionamiento del ambiente (Granado-Lorencio 1996). Estableciendo el potencial reproductivo de una población en función del número de hembras, el *Sex-ratio* nos puede dar una idea del estado

expansionista de la población. A su vez, se ha relacionado los valores próximos a la unidad de este indicador con equilibrios poblacionales.

El efecto del número desigual de machos y hembras reproductores sobre el tamaño efectivo de una población es un aspecto que debe controlarse en especies amenazadas (Primack & Ros 2002). En general, a medida que la proporción sexual de los individuos reproductores se hace más desigual, el cociente entre el tamaño efectivo de la población y el número de reproductores también disminuye.

En el presente trabajo, este cociente se ha calculado para el total de las capturas, evaluando las posibles diferencias, respecto a la relación 1:1, mediante la prueba de la X^2 (Sokal & Rohlf 1981). De igual modo, se ha realizado un estudio más detallado de esta proporción en función de la época de captura y de la talla de los ejemplares.



2.3. Estudio de la Estrategia de Crecimiento y Reproducción: Resultados.

2.3.1. Edad, Crecimiento y Estructura Poblacional.

Estimación de la Edad y Estructura Poblacional

La lepidoscopia o lectura de las escamas se ha mostrado como un método válido para la estimación de la edad en la población de *Aphanius iberus* presente en las Salinas de Marchamalo. De acuerdo con Casselman (1983), este método resulta adecuado en peces de corta longevidad y rápido crecimiento como son, en general, los Ciprinodontiformes.

No obstante, la estimación de la edad absoluta de un individuo concreto conlleva una decisión sobre el momento (o fecha) de formación del anillo más externo (Escot 1995). Dicho de otro modo, la conversión del número de anillos contados en la escama en una edad concreta implica considerar la relación existente entre la fecha de nacimiento y la de captura del individuo (Secor et al. 1995). En los individuos de la población de análisis, debido a que la lectura de escamas se realizó en una submuestra de 303 ejemplares, y en concordancia con estudios realizados para la determinación de la edad de la especie (Vargas 1993, García-Berthou et al. 1999), se ha adoptado la *Primavera* como *periodo nominal* de nacimiento (fecha de nacimiento nominal el 1 de Mayo *sensu* Vargas 1993 y Vargas & De Sostoa 1997). Este aspecto será desarrollado en el análisis temporal de la estructura poblacional.

El estudio de las escamas reveló la presencia de tres clases de edad en la población objetivo: 0+ (individuos que en el momento de su captura no han superado el periodo de nacimiento nominal posterior al propio, es decir, no han conformado su primer anillo de crecimiento), 1+ (individuos que en el momento de su captura han conformado su primer anillo de crecimiento) y 2+ (individuos que en el momento de su captura han conformado su segundo anillo de crecimiento). El 72,94% (221 especímenes) de los 303 individuos procesados pertenecían a la clase de edad 0+, un 22,11% (67 especímenes) a la clase 1+ y, únicamente, un 4,95% (15 especímenes) a la clase 2+. No obstante, esta composición relativa de las clases de edad establecidas no corresponde exactamente con la composición real de la población de estudio, que será establecida junto con el análisis de las distribuciones de talla. La finalidad principal de la lectura de escamas fue confirmar las clases de edad presentes, no se procedió a la realización de otros análisis (ej. retrocálculo; Bagenal & Tesch 1978), por tanto, es posible que se haya realizado un esfuerzo de lectura sesgado hacia las clases de tamaño con escamas de difícil lectura.

La complejidad en la localización de los anillos de crecimiento en las escamas de *Aphanius iberus* radica en su pequeño tamaño. Al igual que resalta Vargas (1993), han sido pocos los individuos de nuestra población que presentaron los

anillos de crecimiento bien marcados. Según Fernández-Delgado (1987), la detección de estos anillos de crecimiento en *Aphanius baeticus* resulta mucho menos complicada.

De acuerdo con las recomendaciones de García-Berthou et al. (1999), en la Figura 6.11 se muestran fotografías de escamas correspondientes a individuos de las edades estimadas pertenecientes a ambos sexos. Aunque las imágenes de las escamas seleccionadas no lo remarcan, en conjunto hemos detectado una dificultad algo mayor en el establecimiento de los anillos de crecimiento de escamas correspondientes a las hembras de la población.

En ambos sexos, aunque mayoritario en hembras, es destacable la presencia de una diferencia marcada en la morfología de las escamas correspondientes a individuos de la clase de edad 0+. En términos generales, hemos detectado individuos 0+ con unas estrías o cicatrices muy marcadas en la región oral de la escama (Fig. 6.12). Todos ellos presentaban LTs superiores a los 25 mm y correspondían a muestreos realizados en Primavera y Verano. Nuestra primera hipótesis sobre estos resultados es que estos especímenes corresponden a cohortes pre-invernales de individuos 0+. Es decir, son individuos nacidos con posterioridad al periodo de nacimiento nominal establecido (= Primavera) del año anterior al de su captura. Consecuentemente, son individuos que han sobrepasado el Invierno o periodo de restricción del crecimiento, que puede ser la causa de la aparición de dichas estrías en las escamas, pero todavía no han conformado el primer anillo de crecimiento. Esta distinción de cohortes dentro de una misma clase de edad basada en la estructura morfológica de la escama es un resultado inédito hasta el momento. No obstante, esta hipótesis debe ser contrastada con el análisis temporal de la distribución de frecuencias por tallas.

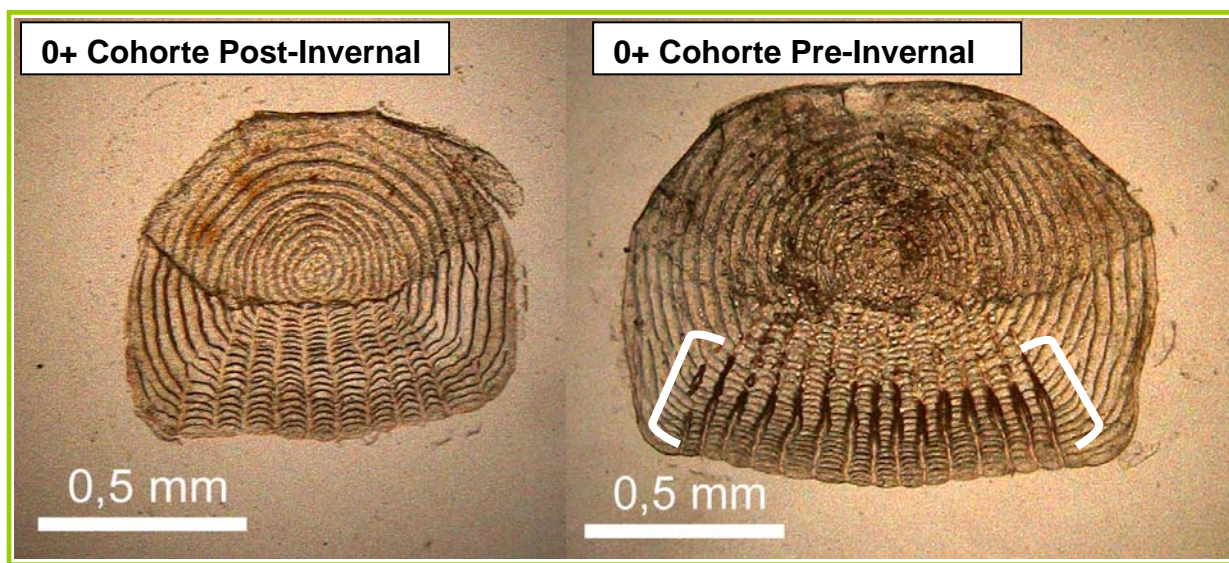


Figura 6.12. Fotografías de las escamas de individuos de *Aphanius iberus* de la población de estudio pertenecientes a dos hipotéticas cohortes incluidas en clase de edad 0+. Los corchetes blancos resaltan las estrías o cicatrices aludidas en el texto (0+ post-invernal LT 23 mm; 0+ pre-invernal LT 31mm).

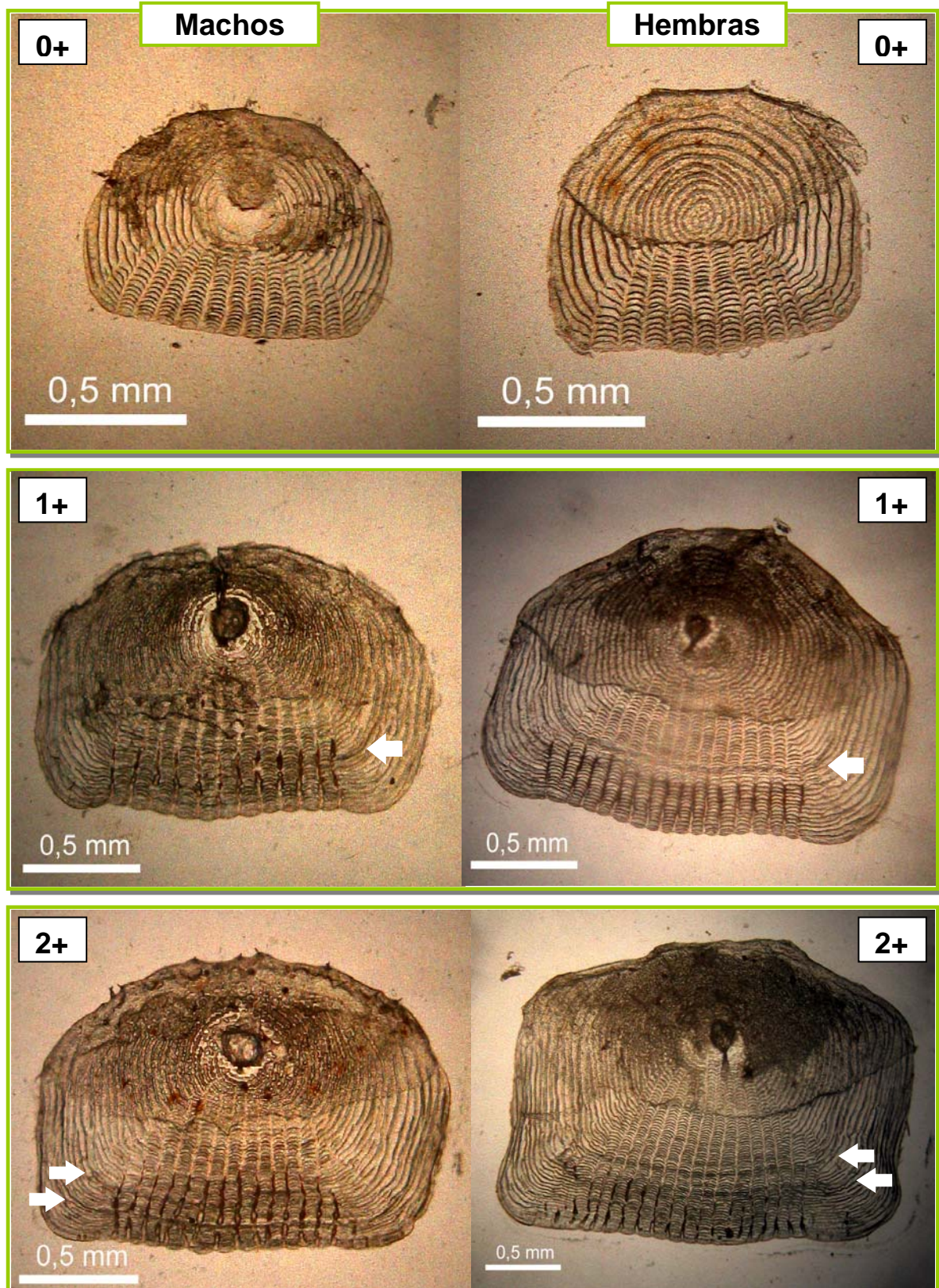


Figura 6.11. Fotografías de las escamas de individuos de *Aphanis iberus* de la población de estudio pertenecientes a las clases de edad establecidas. Las flechas blancas indican los anillos anuales de crecimiento (0+ macho LT 23 mm; 0+ hembra LT 23 mm; 1+ macho LT 34 mm; 1+ hembra LT 41 mm; 2+ macho LT 42 mm; 2+ hembra LT 60 mm).

Distribuciones de frecuencias de tallas: Validación de la Edad y Estructura Poblacional.

El análisis de las distribuciones de frecuencias de tallas obtenidas es un método de contraste adecuado para validar la estimación de la edad obtenida en el estudio las escamas y otras estructuras calcáreas (Oliva-Paterna 2000, Pou 2004).

En las Figuras 6.13 y 6.14 se presentan las distribuciones de frecuencias de LT (mm) para la totalidad de machos y hembras, respectivamente, en cada una de las estaciones que abarca el periodo de estudio. En las mismas, se incorpora la descomposición en los diferentes grupos significativos (= modas) de cada una de las distribuciones polimodales. Cabe mencionar que con la excepción de la distribución correspondiente a los machos capturados en Otoño de 2000 (Fig. 6.13), se han obtenido descomposiciones con separaciones modales significativas ($IS > 2$; $p < 0,05$) para todas las agrupaciones estacionales. A su vez, las descomposiciones modales presentadas (Figs. 6.13 y 6.14) corresponden a los casos que han mostrado IS mayores, es decir, con un grado de significación mayor.

El análisis de las distribuciones de frecuencias de talla agrupadas estacional y, en menor medida, mensualmente, nos ha permitido validar la estructura por edades establecida mediante el estudio de las escamas. Es decir, se confirma la estructura por edades de la población de *Aphanius iberus* presente en las Salinas de Marchamalo con, al menos, 3 grupos de edad bien diferenciados en ambos sexos: Clases de edad 0+, 1+ y 2+.

De forma complementaria, este análisis de las distribuciones de talla nos ha permitido confirmar la presencia de cohortes sucesivas pertenecientes a una misma clase de edad, básicamente con la clase 0+ (Figs. 6.13 y 6.14). Este resultado es, en parte, coincidente con la diferenciación morfológica mostrada entre las escamas pertenecientes a cohortes pre y post-invernales de la clase 0+ (Fig. 6.12).

Finalmente, con la ayuda del análisis de las distribuciones de frecuencias por tallas, se ha podido extrapolar a la totalidad de ejemplares capturados la estructura de clases de edad poblacional (Tabla 6.1). Así, sobre el total de especímenes, incluidos individuos indeterminados sexualmente, en el 77,51 % (2037 individuos) ha sido estimada una edad de 0+, en el 21,54 % (566 individuos) una edad de 1+ y en el 0,95 % (25 individuos) una edad de 2+. Debe observarse que la asignación de clases de edad a los datos de ejemplares capturados resulta dependiente de la descomposición polimodal y del procedimiento estadístico de asignación de modas (Figs. 6.13 y 6.14), consecuentemente, existe un pequeño grupo de individuos indeterminados que son incorporados indiferentemente hasta el *stock* de machos y hembras. Esto puede provocar que no exista una coincidencia exacta con los datos absolutos que se presenten en los resultados sobre de la proporción de sexos de la población.

En la Tabla 6.1 se muestra la estructura poblacional detectada en comparación con otras poblaciones del género *Aphanius* estudiadas en la Península. Al igual que el resto de poblaciones, la dominancia de la clase 0+ (77,51 %) en la estructura de edad es notable. No obstante, la población de estudio muestra una presencia de individuos pertenecientes a la clase 1+ (21,54 %) que resulta marcadamente mayor (X^2 -Test respecto a la proporción más próxima: $X^2 = 96,58$; $p < 0,001$) a la obtenida en el resto de poblaciones. Esta importancia cuantitativa de la clase 1+ en la estructura poblacional es debida a una mayor presencia de individuos machos.

En el contexto del párrafo anterior, se han obtenido diferencias significativas entre las estructuras poblacionales detectadas en machos y hembras (X^2 -Test sin evaluar la clase 2+ para evitar corrección de Yates: $X^2 = 431,6$; $p < 0,001$). Estas diferencias sexuales es algo que se ha detectado en las poblaciones del Alto Ampurdán (X^2 -Test sin evaluar la clase 2+ para evitar corrección de Yates: $X^2 = 4,86$; $p = 0,027$) y del Delta del Ebro (X^2 -Test sin evaluar la clase 2+ para evitar corrección de Yates: $X^2 = 385,5$; $p < 0,001$). No obstante, la presencia marcadamente superior de machos en la clase de edad 1+ es un patrón exclusivo de la población de las Salinas de Marchamalo. Este aspecto puede estar relacionado con patrones de supervivencia diferencial entre sexos (Fernández-Delgado et al 1988, Vargas & De Sostoa 1997) o estados expansionistas de las poblaciones (Granado-Lorencio 1996).

Tabla 6.1. Frecuencias relativas detectadas para cada una de las clases de edad establecidas en las poblaciones del género *Aphanius* estudiadas en la Península (Sexos separados; Datos absolutos entre paréntesis).

<i>Aphanius iberus</i>		Clases de edad		
Salinas de Marchamalo		0+	1+	2+
Total		77,51 % (2037)	21,54 % (566)	0,95 % (25)
♂♂		63,11 % (645)	36,79 % (376)	0,10 % (1)
♀♀		83,61 % (1092)	14,55 % (190)	1,84 % (24)
Marismas Alt Ampordà (1)		0+	1+	2+
Total		81,97% (341)	13,70% (57)	4,33% (18)
♂♂		74,32% (136)	15,85% (29)	9,83% (18)
♀♀		87,98% (205)	12,02% (28)	--
Delta del Ebro (2)		0+	1+	2+
Total		88% (4237)	12% (578)	--
♂♂		93% (2201)	7% (166)	--
♀♀		82% (1710)	18% (375)	--
<i>Aphanius baeticus</i>				
Estuario del Guadalquivir (3)		0+	1+	2+
Total		95,9% (438)	3,9% (18)	0,2% (1)

(1) Datos obtenidos de García-Berthou & Moreno-Amich (1992); Datos estivales e invernales.

(2) Datos obtenidos de Vargas & De Sostoa (1997); Datos anuales.

(3) Datos obtenidos de Fernández-Delgado et al. (1988); Datos invernales.



Grupos	LT (mm)	SD	n	IS	Edad
1	14,71	1,98	7	—	0+
2	26,69	1,71	86	6,50	0+
3	31,16	2,54	105	2,10	1+

Grupos	LT (mm)	SD	n	IS	Edad
1	15,13	2,73	11	—	0+
2	23,92	1,34	42	4,12	0+
3	30,14	3,04	201	3,03	0+/1+

Grupos	LT (mm)	SD	n	IS	Edad
1	16,58	2,80	26	—	0+
2	25,22	2,11	81	3,51	0+
3	30,16	3,25	42	1,84	1+

Grupos	LT (mm)	SD	n	IS	Edad
1	14,58	2,14	43	—	0+
2	24,66	3,17	88	3,79	0+
3	35,26	1,62	5	4,42	1+

Grupos	LT (mm)	SD	n	IS	Edad
1	14,32	2,11	50	—	0+
2	22,98	1,48	25	4,82	0+
3	29,45	2,27	16	3,46	1+

Grupos	LT (mm)	SD	n	IS	Edad
1	13,73	1,96	115	—	0+
2	19,60	2,96	76	2,39	0+
3	28,70	1,57	14	4,01	1+

Grupos	LT (mm)	SD	n	IS	Edad
1	16,27	1,08	25	—	0+
2	19,56	1,12	21	2,89	0+
3	25,21	2,71	22	3,00	1+

Grupos	LT (mm)	SD	n	IS	Edad
1	16,06	1,64	25	—	0+
2	22,12	1,09	9	4,43	0+
3	29,17	2,75	13	3,67	1+

Grupos	LT (mm)	SD	n	IS	Edad
1	24,45	3,93	58	—	0+
2	32,76	3,10	115	2,36	0+/1+
3	45,00	1,00	1	5,97	2+

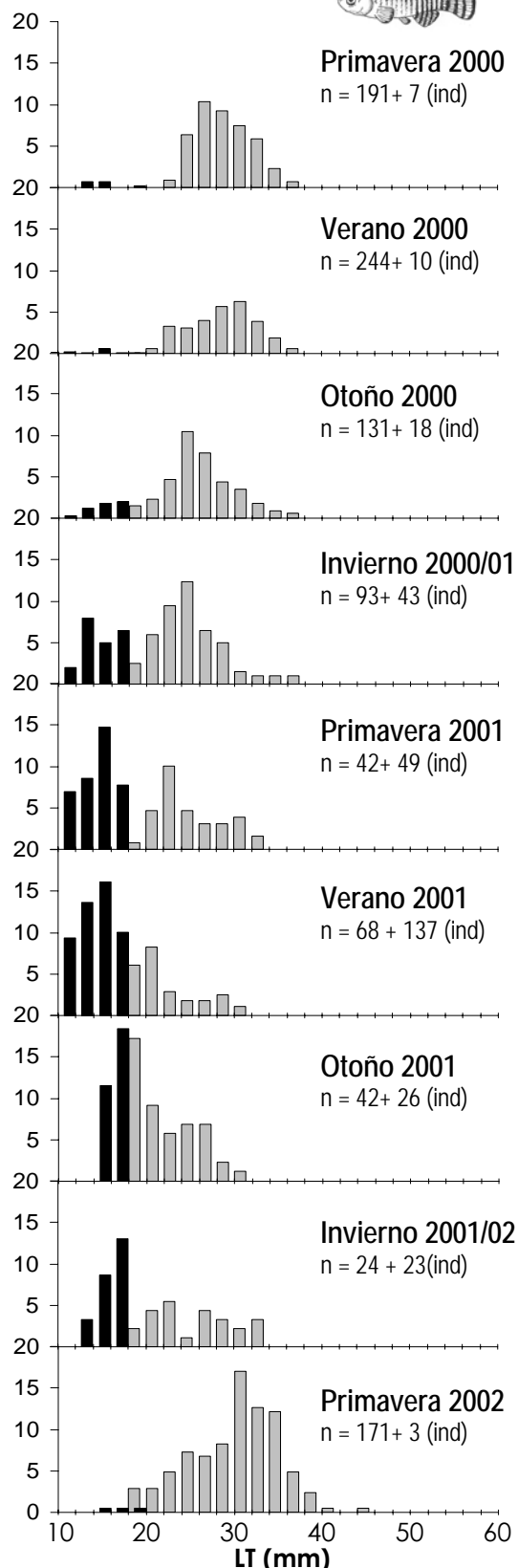
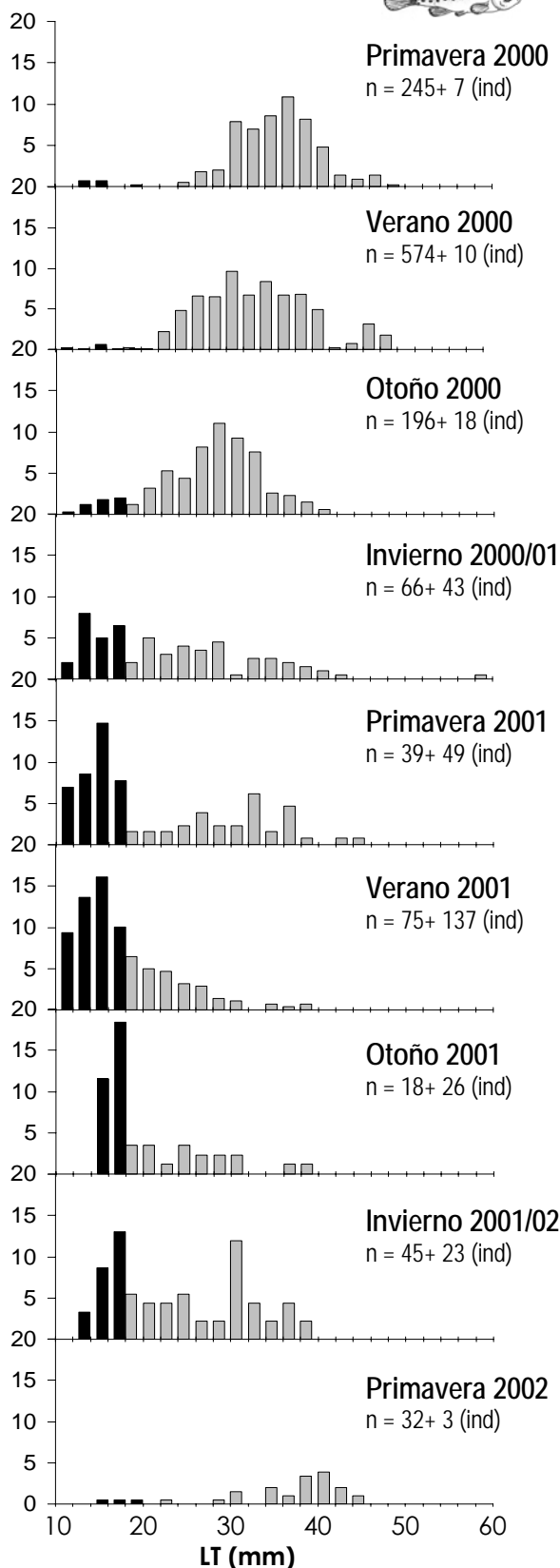


Figura 6.13. Distribuciones de frecuencias por clases de longitud agrupadas estacionalmente para machos e indeterminados (histogramas en negro) de *Aphanis iberus*. Se presenta el ajuste polimodal mediante los parámetros definitorios de los grupos individuales (modas) (n: número de individuos por grupo; LT: Longitud media; SD: Desviación estándar; IS: Índice de separación entre grupos).





Grupos	LT(mm)	SD	n	IS	Edad
1	14,71	1,98	7	—	0+
2	32,35	3,01	111	7,08	0+
3	38,04	2,54	124	2,05	0+
4	46,54	1,27	10	4,48	1+
Grupos	LT(mm)	SD	n	IS	Edad
1	14,10	2,02	4	—	0+
2	31,18	4,59	437	5,17	0+
3	39,16	1,67	97	2,55	1+
4	47,44	1,24	46	5,67	1+/2+
Grupos	LT(mm)	SD	n	IS	Edad
1	15,94	2,41	22	—	0+
2	22,30	1,28	25	3,44	0+
3	29,66	3,25	155	3,25	0+
4	38,26	1,68	12	3,50	1+
Grupos	LT(mm)	SD	n	IS	Edad
1	14,38	2,05	38	—	0+
2	24,24	4,82	53	2,87	0+
3	36,73	3,18	17	3,12	0+/1+
4	60,00*		1		2+
Grupos	LT(mm)	SD	n	IS	Edad
1	14,41	2,21	51	—	0+
2	26,44	3,64	17	4,11	0+
3	34,60	2,49	18	2,66	0+
4	44,01	1,00	2	5,40	1+
Grupos	LT(mm)	SD	n	IS	Edad
1	14,08	2,16	124	—	0+
2	21,62	4,60	83	2,23	0+
3	37,13	1,79	5	4,85	1+
Grupos	LT(mm)	SD	n	IS	Edad
1	16,33	1,08	27	—	0+
2	20,19	1,14	5	3,46	0+
3	27,05	2,80	10	3,47	0+
4	38,00	1,00	2	5,75	1+
Grupos	LT(mm)	SD	n	IS	Edad
1	16,35	1,86	27	—	0+
2	23,62	2,70	17	3,19	0+
3	31,33	1,11	16	4,04	0+
4	36,94	1,49	8	4,32	1+
Grupos	LT(mm)	SD	n	IS	Edad
1	17,00	1,64	3	—	0+
2	23,00	1,00	1	4,54	0+
3	33,31	2,88	9	5,31	0+
4	40,75	2,24	22	2,90	1+

Figura 6.14. Distribuciones de frecuencias por clases de longitud agrupadas estacionalmente para hembras e indeterminados (histogramas negros) de *Aphanis iberus*. Se presenta el ajuste polimodal mediante los parámetros definitorios de los grupos individuales (modas) (n: número de individuos por grupo; LT: Longitud media; SD: Desviación estándar; IS: Índice de separación entre grupos).

Tamaño de los ejemplares

Las tallas y pesos medios del total de especímenes capturados presentaron diferencias significativas entre sexos, y también en la comparación de cada sexo con los indeterminados. Las hembras de la población han mostrado tallas y pesos medios superiores de forma significativa a los machos en el total de los ejemplares (Tabla 6.2), también con respecto a los ejemplares indeterminados (Valores medios: $LT_{ind} = 15,10 \pm 0,12$ mm; $PT_{ind} = 0,063 \pm 0,001$ g; t-Student test para LT: $t = -81,26$ gl = 1582 $p < 0,001$; t-Student test para PT: $t = -55,57$ gl = 1579 $p < 0,001$].

Con la excepción de las capturas del Verano-2001, las hembras de la población siempre han presentado tallas superiores de forma significativa (Tabla 6.2). Este mismo patrón se refleja también en el peso, con la excepción de la campaña Otoño-2001 (Tabla 6.2). Aspecto que se discutirá más adelante, es probable que la ausencia de diferencias en el tamaño de los sexos en las campañas mencionadas estén muy relacionadas con aumentos drásticos de la salinidad y la consecuente mortandad diferencial de los individuos de tallas mayores. Existe una coincidencia entre esta ausencia de diferencias entre los tamaños de ambos sexos y la disminución de los tamaños medios poblacionales (Tabla 6.2), aspecto que también está en concordancia con los posibles efectos de las mortandades aludidas.

Tabla 6.2. Comparaciones totales y estacionales de los tamaños para cada sexo en los ejemplares capturados de *Aphanius iberus* en las Salinas de Marchamalo (Valores medios de LT y PT, LC 95%; gl: grados de libertad bajo el supuesto de varianzas iguales).

Salinas Marchamalo	♂	♀	t-Student test:
Total	28,14 ± 0,28 mm 0,40 ± 0,01 g	32,75 ± 0,35 mm 0,70 ± 0,02 g	t = -19,92 gl = 2287 p < 0,001 t = -23,10 gl = 2287 p < 0,001
Estacional			
Primavera-2000	29,65 ± 0,45 mm 0,45 ± 0,02 g	36,49 ± 0,55 mm 0,98 ± 0,05 g	t = -19,05 gl = 424 p < 0,001 t = -18,83 gl = 424 p < 0,001
Verano-2000	29,47 ± 0,48 mm 0,47 ± 0,02 g	34,03 ± 0,49 mm 0,76 ± 0,03 g	t = -11,04 gl = 821 p < 0,001 t = -11,75 gl = 821 p < 0,001
Otoño-2000	26,91 ± 0,65 mm 0,32 ± 0,02 g	29,60 ± 0,65 mm 0,46 ± 0,03 g	t = - 5,54 gl = 324 p < 0,001 t = - 6,67 gl = 324 p < 0,001
Invierno-2000/01	25,75 ± 0,79 mm 0,28 ± 0,03 g	29,23 ± 1,83 mm 0,47 ± 0,12 g	t = - 3,48 gl = 157 p = 0,001 t = - 3,15 gl = 157 p = 0,002
Primavera-2001	25,85 ± 1,19 mm 0,29 ± 0,05 g	31,21 ± 2,01 mm 0,56 ± 0,11 g	t = - 4,63 gl = 78 p < 0,001 t = - 4,57 gl = 78 p < 0,001
Verano-2001	23,21 ± 0,87 mm 0,23 ± 0,03 g	24,34 ± 1,15 mm 0,28 ± 0,05 g	t = - 1,56 gl = 140 p = 0,121 t = - 1,77 gl = 140 p = 0,080
Otoño-2001	23,05 ± 1,09 mm 0,21 ± 0,03 g	26,39 ± 2,91 mm 0,34 ± 0,13 g	t = - 2,25 gl = 59 p = 0,035 t = - 2,06 gl = 59 p = 0,053
Invierno-2001/02	26,38 ± 1,86 mm 0,33 ± 0,07 g	29,00 ± 1,78 mm 0,44 ± 0,07 g	t = - 2,07 gl = 67 p = 0,042 t = - 2,13 gl = 67 p = 0,037
Primavera-2002	30,82 ± 0,76 mm 0,51 ± 0,04 g	38,69 ± 1,81 mm 1,11 ± 0,14 g	t = - 8,14 gl = 201 p < 0,001 t = - 8,70 gl = 201 p < 0,001



La longitud máxima de los ejemplares capturados a lo largo de un estudio, obtenida con una amplitud de muestras adecuada, puede ser un indicador de la tasa de crecimiento en comparaciones relativas con otras poblaciones de una misma especie (Wootton 1998). Las longitudes totales máximas (LT_{max}) capturadas (= observadas) en la población de *Aphanius iberus* de las Salinas de Marchamalo fueron de 45,0 mm en los machos, para un individuo (2+) capturado en Junio de 2002, y de 60,0 mm para las hembras con una ejemplar (2+) capturada en Febrero de 2001. Mediante la aplicación del método del valor extremo más probable para el cálculo de la LT_{max} (FISAT II, Versión 1.2.0), que supone la realización de un número infinito de muestreos con un tamaño de muestra comparable estadísticamente al obtenido de forma estacional en nuestro trabajo, las LT_{max} estimadas son $43,3 \pm 4,0$ mm y $56,4 \pm 5,7$ mm, para machos y hembras respectivamente (Fig. 6.15).

La ausencia de diferencias significativas entre las LT_{max} observadas y estimadas para ambos sexos es un indicador de la validez de los muestreos realizados en la detección de la totalidad de tamaños presentes en la población.

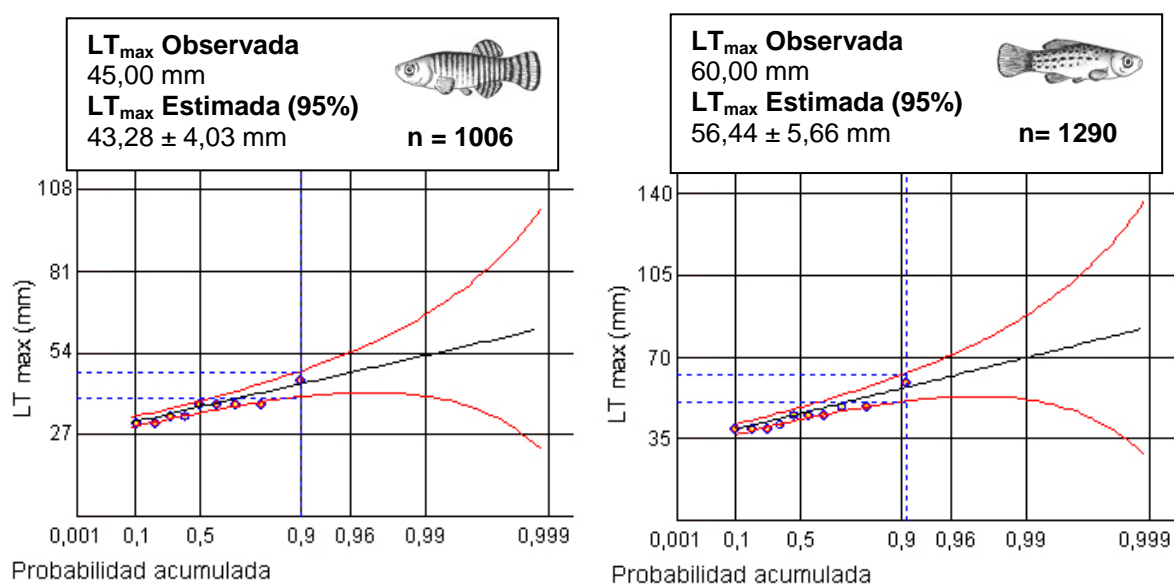


Figura 6.15. Longitudes máximas (LT_{max}) observadas y estimadas mediante la aplicación del método del valor extremo más probable (FISAT II; LC 95% de la LT_{max} estimada en trazos discontinuos sobre la gráfica) para machos y hembras de la población de *Aphanius iberus* presente en las Salinas de Marchamalo (n: nº de individuos; LC 95%, p<0,05).

Crecimiento Estacional y Anual

El estudio de las tasas de crecimiento estacional y anual de *Aphanius iberus* en las Salinas de Marchamalo se ha afrontado desde los *Análisis de Progresión Modal* (MPAs) para sexos por separado. En las Figuras 6.16 y 6.17 se muestran las progresiones modales con las muestras agrupadas estacionalmente a lo largo del periodo de estudio (Primavera 2000 – Primavera 2002). La conexión intermodal mostrada es la más plausible de las probables. A su vez, como se comentará más adelante, su establecimiento ha resultado menos complejo en el caso de los machos. Los MPAs mostrados están contrastados con las edades estimadas con lepidoscopia y mediante la descomposición polimodal de las distribuciones de frecuencias realizada (Figs. 6.13 y 6.14).

Con muestras agrupadas mensualmente, los MPAs realizados no fueron concluyentes. Si bien, la realización de los mismos resultó satisfactoria para confirmar la presencia, prácticamente, continua de individuos indeterminados con tallas inferiores a 20 mm (LT) en la población, así como para la confirmación de los periodos de reclutamiento.

Los MPAs estacionales (Figs. 6.16 y 6.17) son válidos a la hora de confirmar los grupos de edad establecidos. Así, se confirma la presencia de, al menos, tres clases de edad (0+, 1+ y 2+) y la presencia de cohortes sucesivas nacidas en un mismo periodo reproductor que, en varias de las estaciones de estudio, se solapan en su desarrollo. Este patrón con alto grado de solapamiento se muestra principalmente en la clase de edad 0+, y concuerda notablemente con los datos publicados sobre la estrategia reproductora de la especie y afines (Fernández-Delgado et al. 1988, Vargas & De Sostoa 1997, García-Berthou et al. 1999). *Aphanius iberus* es un desovador múltiple (*multiple spawner*), es decir, presenta una puesta fraccionada a lo largo de su extenso periodo reproductor, lo que se traduce en un reclutamiento prolongado que incrementa el solapamiento en las diferentes modas identificadas, principalmente de la clase de edad 0 + (Pauly 1987, Fernández-Delgado 1987).

El seguimiento temporal de las cohortes identificadas en los machos resulta menos complejo en su interpretación en las hembras. En el caso de los machos ha sido posible realizar un seguimiento continuo, sin apenas solapamiento, de la totalidad de cohortes identificadas (Fig. 6.16). En nuestra aproximación más plausible, han sido identificadas un total de 6 cohortes a lo largo del periodo de estudio, un máximo de 4 cohortes pueden ser identificadas en las estaciones de Verano-2000 y Primavera-2002 (Fig. 6.16).

En las hembras de la población, el seguimiento temporal de las cohortes identificadas ha resultado algo más complejo en su interpretación. No obstante, ha sido posible realizar un seguimiento continuo de las cohortes, el cual ha mostrado solapamiento entre las mismas (Fig. 6.17). En el caso de las hembras, han sido detectadas un total de 10 cohortes a lo largo del periodo de estudio

completo, si bien, se han identificado individuos pertenecientes a un máximo de 5 cohortes en determinadas estaciones, Verano-2000, Invierno-2000/01 y Primavera-2002 (Fig. 6.17).

El análisis estacional presentado muestra cómo la Primavera y el Verano son los periodos de incorporación de nuevas cohortes a la población (Figs. 6.16 y 6.17). Esta incorporación de *reclutas* se ve aumentada a una estación más en el caso de las hembras, Otoño-2000 y 2001. Es muy probable que estas diferencias entre sexos sean provocadas por el solapamiento de modas y, en consecuencia, el resultado genérico que debe extraerse es la notable extensión del periodo de reclutamiento. Este MPA con agrupaciones estacionales también nos permite detectar la presencia, prácticamente continua, de una cohorte de individuos indeterminados en la población (LTs < 19 mm). No obstante, la obtención de conclusiones sobre este aspecto, por ejemplo un reclutamiento basal continuo con presencia de huevos latentes, resulta imposible sin confirmar la presencia de dichos huevos en el sustrato en periodos de ingravidez de las hembras de la población.

A su vez, desde la Primavera hasta el Otoño son los periodos de mayor pérdida o muerte de individuos postreproductores, ejemplares adultos de tallas extremas que ejercen un esfuerzo reproductor notable y fallecen producto del mismo.

En las Tablas 6.3 y 6.4 se muestran las tasas de crecimiento en longitud y peso, estacional y anual respectivamente, de las cohortes diferenciadas. A su vez, en la Figura 6.18 se muestra el crecimiento estacional para ambos sexos en la totalidad de cohortes identificadas.

En función de las diferentes cohortes, han sido detectadas diferencias marcadas en las tasas de crecimiento (G) correspondientes a las diferentes estaciones de cada año de estudio (Tabla 6.3 y Fig. 6.18). Los últimos meses de Invierno y la Primavera al completo (Periodos Inv-Pri y Pri-Ver) son los periodos con $G_{(LT)s}$ y $G_{(PT)s}$ mayores. A su vez, estas $G_{(LT)s}$ y $G_{(PT)s}$ muestran un decremento significativo con la edad de las cohortes, es decir, son notablemente inferiores en las cohortes más antiguas de la población. Las $G_{(LT)s}$ máximas entre las cohortes detectadas han sido observadas en la Primavera de 2000 (Pri-Ver 2000, Tabla 6.3), donde la cohorte de machos del año 2000 (0+ Primaveral) mostró una $G_{(LT)}$ del 48,62 %, equivalente a una $G_{(PT)}$ del 149,07 %. Esta misma cohorte, y en el mismo periodo, es la que ha mostrado una G máxima para hembras, $G_{(LT)}$ del 75,12 % equivalente a una $G_{(LT)}$ del 229,20 %.

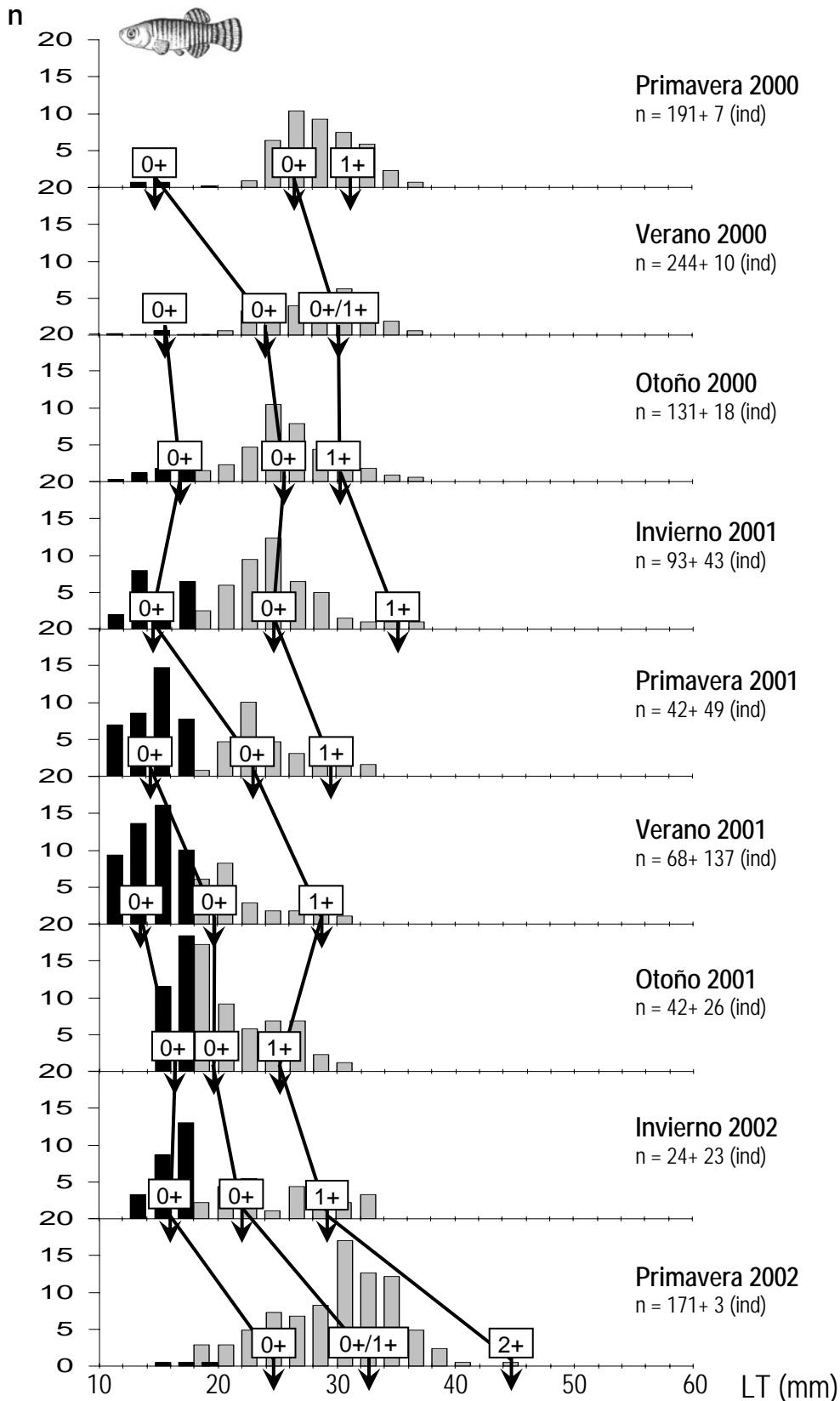


Figura 6.16. *Análisis de Progresión Modal (MPA)* en los histogramas de longitud para los indeterminados (histogramas negros) y machos de *Aphanis iberus* capturados estacionalmente en las Salinas de Marchamalo (n: n° de individuos; LT: Longitud total). Las medias para cada cohorte (FISAT II, Versión 1.2.0) son identificadas por flechas negras y conectadas mediante línea continua. Se presenta la edad relativa de cada cohorte (0+, 1+ y 2+) estimada en la dinámica temporal de la población.



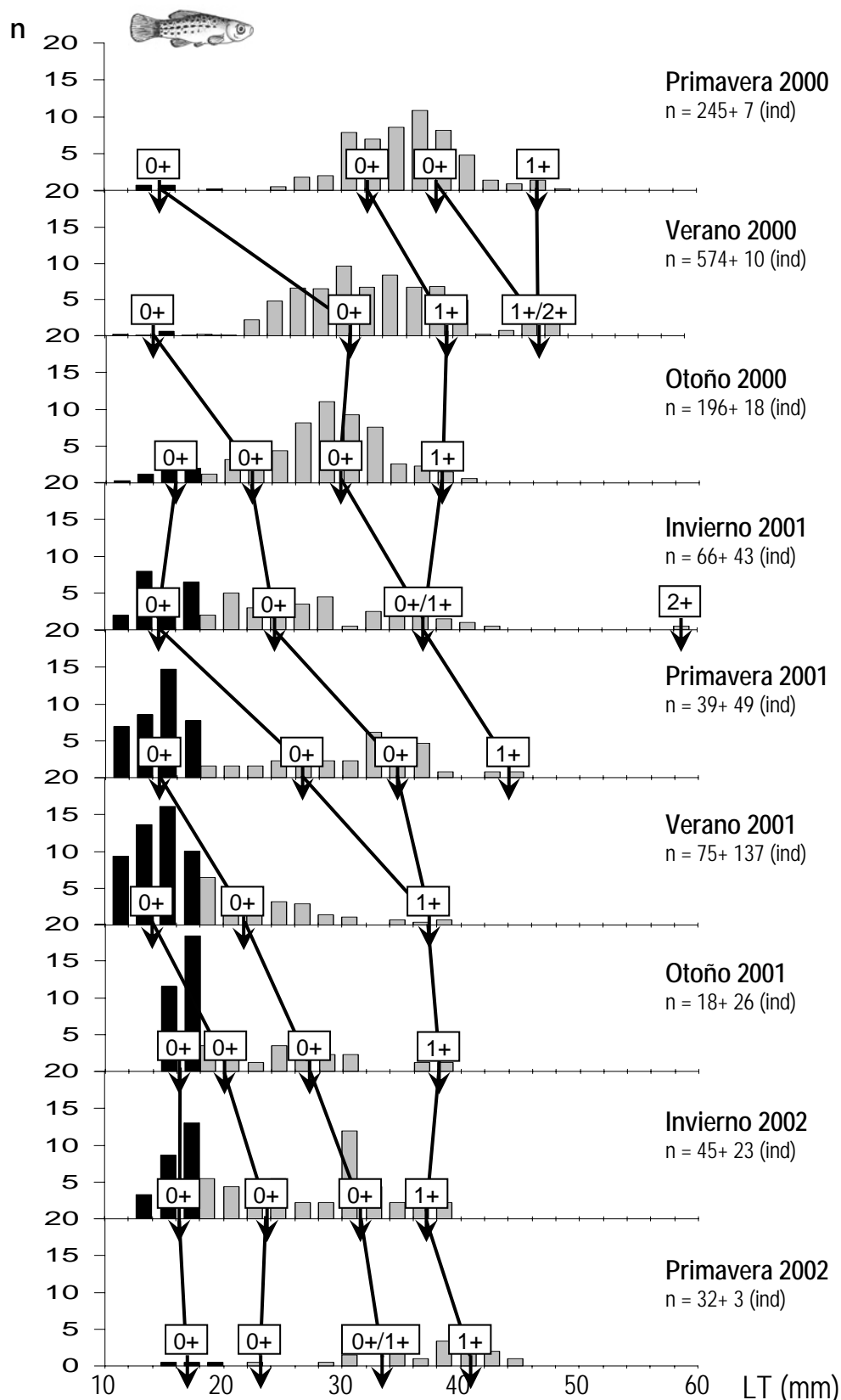


Figura 6.17. Análisis de Progresión Modal (MPA) en los histogramas de longitud para los indeterminados (histogramas negros) y las hembras de *Aphanis iberus* capturados estacionalmente en las Salinas de Marchamalo (n: nº de individuos; LT: Longitud total). Las medias para cada cohorte (FISAT II, Versión 1.2.0) son identificadas por flechas negras y conectadas mediante línea continua. Se presenta la edad relativa de cada cohorte (0+, 1+ y 2+) estimada en la dinámica temporal de la población.

De forma más marcada en los machos, puede observarse cómo desde el final del Verano hasta los primeros meses invernales (Periodos Ver-Oto y Oto-Inv) (Tabla 6.3 y Fig. 6.18), salvo excepciones en cohortes jóvenes, no se obtienen Gs significativas. Es decir, el final del Verano, el Otoño y el inicio del Invierno conformarían un periodo de no crecimiento (*non-growing period*), si bien, éste puede ser variable en su extensión y afecta en menor medida a las cohortes de individuos jóvenes. Probablemente por el mayor solapamiento de modas, en las hembras el periodo de no crecimiento se presenta menos marcado, afectando casi exclusivamente a las cohortes más viejas de la población.

A pesar de las dificultades para evaluar las tasas de crecimiento de las distintas cohortes de una misma clase de edad, los resultados presentados nos confirman la presencia de un patrón de crecimiento estacional diferencial, más marcado en las cohortes antiguas de la población, y algo más flexible en las cohortes jóvenes.

Tabla 6.3. Tasas de crecimiento estacional en longitud ($G_{(LT)s}$) y peso ($G_{(PT)s}$; entre paréntesis) de las cohortes establecidas para la población de estudio (Sexos separados). Se identifican las tasas de crecimiento significativas entre estaciones sucesivas para cada cohorte. [(*): LC 95%, $p < 0,05$; (**): LC 90%, $p < 0,1$].

G ESTACIONAL (%)	2000				2001				2002
Cohortes ♂♂	Pri-Ver	Ver-Oto	Oto-Inv	Inv-Pri	Pri-Ver	Ver-Oto	Oto-Inv	Inv-Pri	
1999 (1+)	--	--	--	--	--	--	--	--	
1999 (0+ Pre-invernal)	12,16 ** (37,27)	0,07 (0,20)	15,62** (47,90)	--	--	--	--	--	
2000 (0+ Primavera)	48,62* (149,07)	5,29 (16,23)	-2,25 (-6,88)	17,75** (54,43)	--	--	--	--	
2000 (0+ Estival)	--	9,15 (28,06)	-12,85 (-39,41)	45,50* (139,50)	22,23* (68,15)	-12,97** (-39,75)	14,59** (44,73)	43,35* (132,92)	
2001 (0+ Primavera)	--	--	--	--	31,39* (96,24)	-0,20 (-0,63)	12,30* (37,71)	39,27* (120,41)	
2001 (0+ Estival)	--	--	--	--	--	16,97** (52,04)	-1,30 (-3,98)	42,03* (128,87)	
Cohortes ♀♀	Pri-Ver	Ver-Oto	Oto-Inv	Inv-Pri	Pri-Ver	Ver-Oto	Oto-Inv	Inv-Pri	
1999 (1+)	1,92 (5,84)	--	--	--	--	--	--	--	
1999 (0+ Pre-invernal A)	22,08* (67,37)	--	--	--	--	--	--	--	
1999 (0+ Pre-invernal B)	19,10* (58,28)	-2,33 (-7,09)	-4,08 (-12,45)	18,08* (55,17)	--	--	--	--	
2000 (0+ Primavera)	75,12* (229,20)	-5,00 (-15,25)	21,38* (65,23)	18,08* (55,17)	--	--	--	--	
2000 (0+ Estival)	--	45,84* (139,86)	8,34 (25,45)	35,58* (108,57)	7,06 (21,53)	2,32 (7,07)	-2,83 (-8,63)	9,82** (29,95)	
2000 (0+ Otoñal)	--	--	-10,30 (-31,42)	60,90* (185,81)	33,95* (103,59)	2,32 (7,07)	-2,83 (-8,63)	9,82** (29,95)	
2001 (0+ Primavera)	--	--	--	--	40,57* (113,77)	22,41** (68,36)	14,69* (44,81)	6,13 (18,70)	
2001 (0+ Estival)	--	--	--	--	--	36,04* (109,96)	15,69** (47,87)	34,38* (104,88)	
2001 (0+ Otoñal)	--	--	--	--	--	--	0,12 (0,37)	34,13* (104,88)	

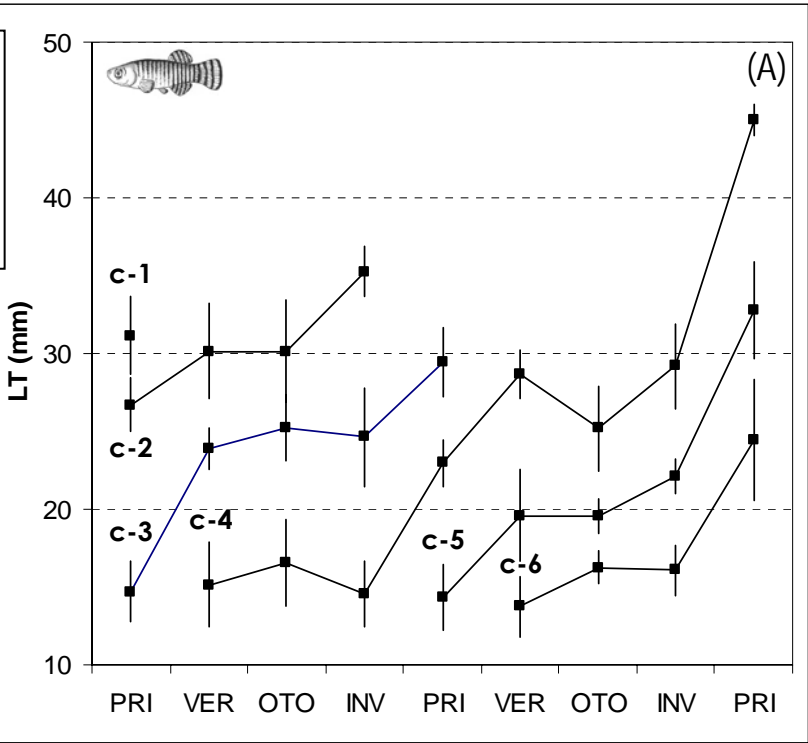


Las posibles diferencias en las tasas de crecimiento (G) de las cohortes establecidas, así como el teórico decremento en las tasas con la edad de dichas cohortes, quedan expuestas de forma mucho más evidente con las tasas de crecimiento anuales (Tabla 6.4). Así por ejemplo, en el caso de los machos podemos apreciar cómo las diferencias más notables han sido detectadas entre la cohorte de 1999 (0+ Pre-invernal) y la cohorte de 2000 (0+ Primavera). Para el primer año de estudio (Primavera 2000 – Invierno 2001), mientras la cohorte de 1999 mostró una $G_{(LT)}$ significativa del 27,85 %, la cohorte de 2000 prácticamente duplica dicha tasa con una $G_{(LT)}$ del 51,67 % (Tabla 6.4). Producto de una tasa mayor de crecimiento de las hembras, las diferencias resaltadas se muestran de forma más clara en éstas. Entre las G s significativas de hembras, mientras la cohorte de 2000 (0+ Estival) presenta una $G_{(LT)}$ anual del 9,30 % para el último año (Verano 2001- Primavera 2002), la cohorte de 2001 (0+ Estival) presenta una $G_{(LT)}$ más de nueve veces superior (86,11 %) para el mismo periodo (Tabla 6.4). Dicho de otro modo, nuestros resultados han mostrado cómo se puede pasar de incrementos anuales en peso del 262,71 % para el primer año de vida de una cohorte, a incrementos anuales del 28,38 % en cohortes en su segundo y, normalmente, último año de vida.

Tabla 6.4. Tasas de crecimiento anual (G) en longitud y peso (datos entre paréntesis) de las diferentes cohortes establecidas para *Aphanius iberus* en las Salinas de Marchamalo (Sexos separados). Se identifican las tasas de crecimiento significativas entre estaciones sucesivas para cada cohorte. [(*): LC 95%, $p < 0,05$; (**): LC 90%, $p < 0,1$]. Únicamente se presentan las cohortes en las que se ha podido calcular G .

G ANUAL (%)								
Cohortes ♂♂	Pri-2000	Inv-2000/01	Ver-2000	Pri-2001	Pri-2001	Inv-2001/02	Ver-2001	Pri-2002
1999 (0+ Pre-invernal)		27,85* (85,38)		--		--		--
2000 (0+ Primavera)		51,67* (158,41)		20,08* (63,77)		--		--
2000 (0+ Estival)		--		41,79* (128,15)		23,85* (73,13)		44,98* (137,90)
2001 (0+ Primavera)		--		--		43,48* (133,32)		51,37* (157,50)
2001 (0+ Estival)		--		--		--		57,70* (176,93)
Cohortes ♀♀	Pri-2000	Inv-2000/01	Ver-2000	Pri-2001	Pri-2001	Inv-2001/02	Ver-2001	Pri-2002
1999 (0+ Pre-invernal B)		12,70 (38,74)		11,68* (35,62)		--		--
2000 (0+ Primavera)		91,51* (279,18)		34,46* (105,15)		--		--
2000 (0+ Estival)		--		89,77* (273;87)		6,54 (19,95)		9,30** (28,38)
2000 (0+ Otoñal)		--		--		33,44* (102,03)		9,30** (28,38)
2001 (0+ Primavera)		--		--		77,66* (263,94)		43,22* (131,87)
2001 (0+ Estival)		--		--		--		86,11* (262,71)

Cohortes ♂♂
 c-1: Cohorte 1999 (1+)
 c-2: Cohorte 1999 (0+ Pre-invernal)
 c-3: Cohorte 2000 (0+ Primavera)
 c-4: Cohorte 2000 (0+ Estival)
 c-5: Cohorte 2001 (0+ Primavera)
 c-6: Cohorte 2000 (0+ Estival)



Cohortes ♀♀
 c-1: Cohorte 1999 (1+)
 c-2: Cohorte 1999 (0+ Pre-invernal A)
 c-3: Cohorte 1999 (0+ Pre-invernal B)
 c-4: Cohorte 2000 (0+ Primavera)
 c-5: Cohorte 2000 (0+ Estival)
 c-6: Cohorte 2000 (0+ Otoñal)
 c-7: Cohorte 2001 (0+ Primavera)
 c-8: Cohorte 2001 (0+ Estival)
 c-9: Cohorte 2001 (0+ Otoñal)
 c-10: Cohorte 2002 (0+ Primavera)

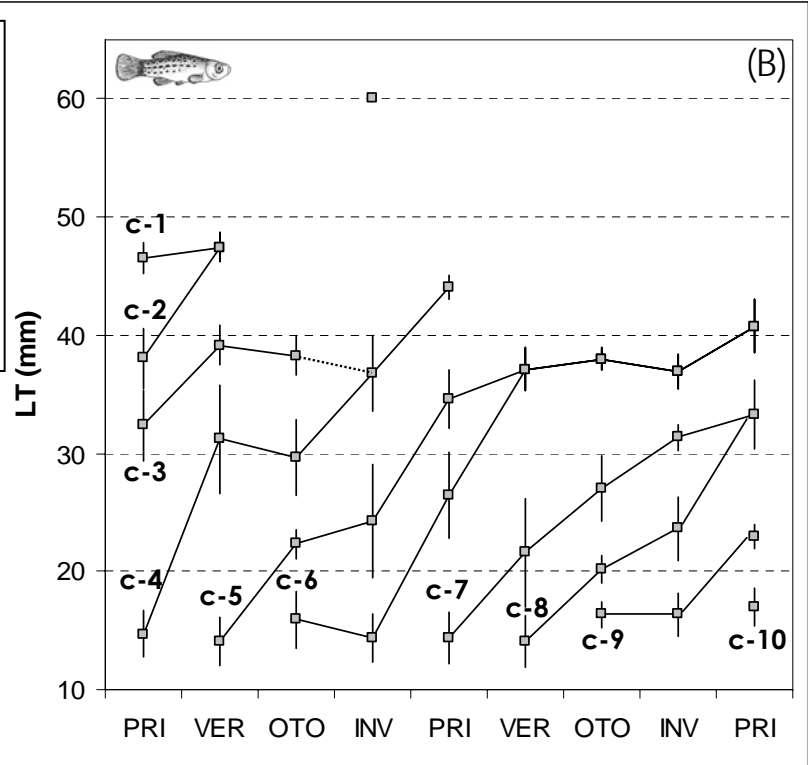


Figura 6.18. Crecimiento estacional de las cohortes diferenciadas para machos (A) y hembras (B) de la población de *Aphanis iberus* presente en las Salinas de Marchamalo. Longitudes totales medias (LT; mm) establecidas mediante ajuste polimodal (FISAT II, Versión 1.2.0). LC 95%, p<0,05. Se refleja la primera presencia en las capturas de cada una de las cohortes identificadas.



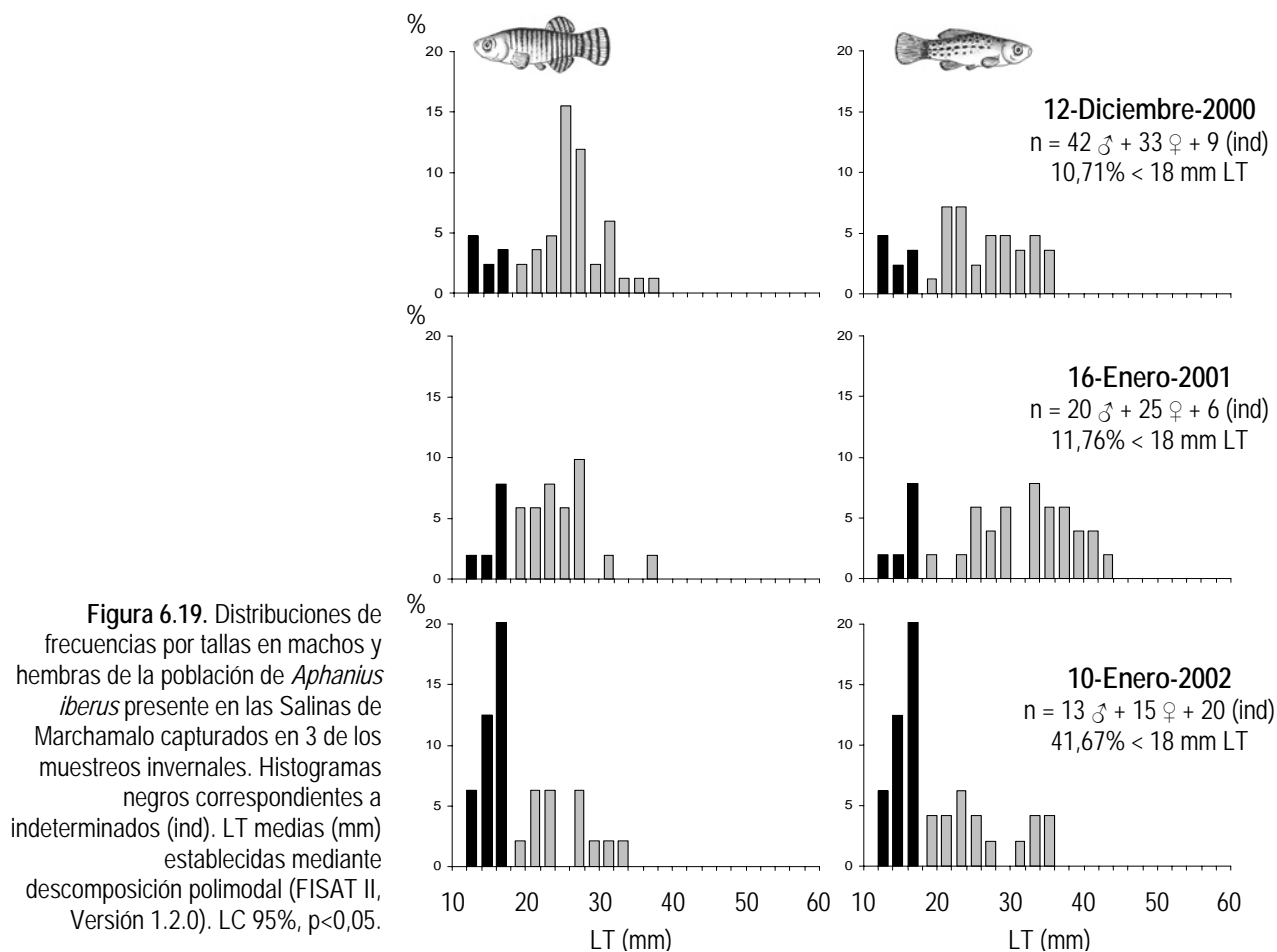
Dinámica Temporal y Estructura Poblacional

En el presente epígrafe se pretenden interpretar las variaciones temporales detectadas en la estructura poblacional en función de los posibles efectos que los parámetros ambientales han ejercido sobre dicha dinámica.

Entre los factores ambientales de la localidad de estudio, es destacable el rango de temperatura del agua (Fig. 6.5). En comparación con el resto de localidades donde se ha estudiado la estrategia de poblaciones del género *Aphanius* en la Península, las Salinas de Marchamalo han mostrado el rango de temperaturas más cálidas, con un mínimo por muestreo de 11,6°C y un máximo de 31,6°C. A su vez, en la totalidad del estudio, únicamente dos periodos de no más de 3 meses coincidentes con el último tercio del Otoño y los dos primeros tercios del Invierno, han mostrado temperaturas del agua inferiores a 15 °C. En resumen, la localidad de estudio muestra unas condiciones térmicas en sus aguas notablemente benignas para la presencia de periodos reproductores prolongados en la especie objeto. Este factor térmico puede ser una de las causas del prolongado periodo de reclutamiento detectado (Figs. 6.16 y 6.17).

También en relación con la suavidad de las temperaturas podría estar relacionado el amplio rango de tallas detectado en muestreos invernales. En la Figura 6.19 podemos observar que en Invierno ha sido constatada la presencia de ejemplares con tamaños comprendidos entre los 12 mm y los 38 mm LT, en el caso de los machos, y hasta los 44 mm en el caso de las hembras. Es decir, un rango de amplitud de talla para los machos de 26 mm y de 32 mm para hembras, rangos que en agrupaciones estacionales se traducen en 3 y 4 cohortes, respectivamente (Figs. 6.13 y 6.14). Con la excepción de las hembras de *Aphanius iberus* capturadas en el Delta del Ebro en Febrero de 1984 (Vargas 1993), que presentaron una amplitud de tallas comprendida entre los 16 mm y los 46 mm, el resto de poblaciones analizadas ha mostrado amplitudes en sus meses invernales que no superaban los 20 mm, desde la talla mayor a la inferior en ambos sexos (Fernández-Delgado et al. 1988, García-Berthou & Moreno-Amich 1992).

En términos de abundancia, también es destacable la importancia que la cohorte 0+ de indeterminados (LT < 19 mm) presenta en varios muestreos invernales (Fig. 6.19). La presencia prácticamente continua de indeterminados en la población es un aspecto a resaltar, que indudablemente está beneficiada por la bondad de las temperaturas. Aunque es un aspecto a analizar en profundidad, básicamente en relación con la paralización invernal del crecimiento, la posibilidad de un reclutamiento basal constante con presencia de huevos latentes y dependiente de la temperatura, podría explicar la continuidad de la moda de reclutas y la importancia de ésta en determinados muestreos invernales (Fig. 6.19).



De forma paralela, durante el periodo de estudio han sido detectados determinados acontecimientos ambientales que han marcado la dinámica de crecimiento y la estructura de cohortes de la población. Éstos son consecuencias de la gestión extractiva de las salinas y conllevan cambios puntuales y drásticos a corto plazo en, al menos, dos de los parámetros ambientales. Expuesto en el epígrafe correspondiente al seguimiento temporal del hábitat, los problemas existentes para mantener un flujo continuo de entrada de agua desde el Mar Menor han provocado tres importantes descensos significativos del nivel de agua en las balsas de almacenamiento. Estos descensos prolongados en el tiempo desencadenaron aumentos notables de la salinidad que, probablemente, ha sido el factor ambiental de mayor impacto sobre la dinámica poblacional.

En los muestreos de Julio-Agosto 2000 y Marzo-Abril 2001 se detectaron los descensos más significativos del nivel de agua, el tercero se produjo en Marzo 2002 (Fig. 6.7). Aunque en los tres casos ha sido posible detectar efectos sobre la población, éstos resultaron más conspicuos en el primero. En el muestreo realizado en Agosto (24 de Agosto de 2000), coincidente con un pico de salinidad ($71,0 \pm 3,6 \text{ ‰}$; Fig. 6.6) constatamos la mortandad masiva de individuos en la población. A su vez, la distribución de frecuencias obtenida



para dicho muestreo, a pesar de realizarse en plena época reproductora, plasma la inexistencia de individuos inferiores a 26 mm (LT), lo que puede ser producto de una resistencia diferencial en función de la talla a las condiciones ambientales estresantes (Fig. 6.20).

De forma similar, muestreos inmersos en el segundo de los picos de salinidad (Marzo-Abril 2001), de nuevo muestran la inexistencia de individuos con tallas pequeñas, en este caso inferiores a 22 mm (LT) (Fig. 6.20). En este segundo incremento de salinidad, a pesar de mostrar el máximo absoluto a lo largo del estudio ($83,7 \pm 3,2 \text{ ‰}$; Fig. 6.6), no detectamos mortandad masiva en la población. Es probable que la coincidencia del primero de los picos de salinidad con unas temperaturas extremas del agua ($30,9 - 31,6 \text{ °C}$) fuera el desencadenante de la mortandad observada.

En cierta medida, estos acontecimientos también tienen efectos sobre la dinámica de la estructura poblacional a escala temporal más extensa, si bien, resulta algo más complejo de discernir en los MPAs (Fig. 6.16 y 6.17). Algunos aspectos contrastables pueden ser detectados, por ejemplo la escasez de individuos inferiores a 20 mm (LT) en los muestreos correspondientes al Verano-2000 en contraste con el Verano-2001, que puede ser un efecto de la mortandad masiva detectada en Julio-Agosto 2000. En el mismo contexto, la abundancia de individuos inferiores a 20 mm (LT) en las agrupaciones correspondientes a Invierno-2001/02 y Primavera-2001 (Fig. 6.16 y 6.17), podrían estar relacionadas con una respuesta poblacional a la pérdida generacional sufrida con la mortandad aludida. Si bien, son hipótesis que necesitan de un contraste puntual más detallado.

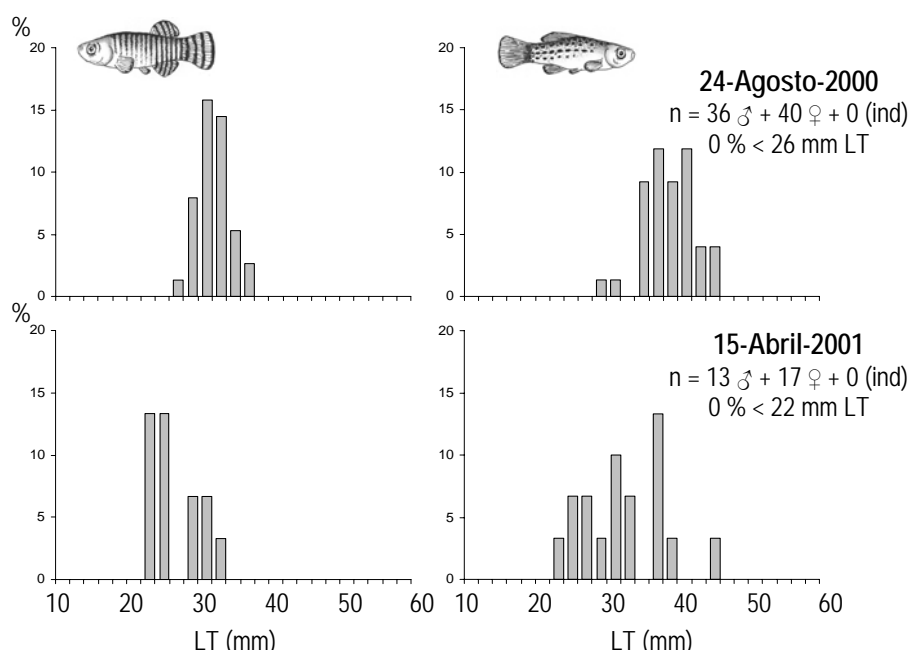


Figura 6.20. Distribuciones de frecuencias por tallas en machos y hembras de la población de *Aphanius iberus* presente en las Salinas de Marchamalo capturados en 2 de los muestreos coincidentes con picos de salinidad del agua. Indeterminados (ind); LT medias (mm) establecidas mediante MPA (FISAT II, Versión 1.2.0). LC 95%, $p < 0,05$.

2.3.2. Dinámica de Condición Somática.

Variación Temporal: Análisis Comparativo

La Condición somática, como indicador del estatus de bienestar poblacional (Pope & Willis 1996, Matthews 1998, Wootton 1998), se ha analizado en una primera aproximación mediante modelos univariantes de covarianza (ANCOVAs). En una segunda aproximación, se ha contrastado con la aplicación del método de Jakob et al. (1996) o análisis de residuos (residuos estandarizados de la relación LT-PE en el presente estudio).

El primer paso en el análisis consistió en estimar los posibles efectos de los factores sexo y ambiente (= temporalidad) sobre la relación entre las variables morfológicas del análisis, Longitud total (LT; mm) y Peso eviscerado (PE; g). Para la realización del ANCOVA preliminar, los factores de estudio aludidos, sexo y temporalidad, han sido catalogados como factores fijos, esta catalogación en el caso del factor temporalidad se hace algo más dificultosa (Bennington & Thayne 1994). Este factor, también se ha trabajado en dos escalas, estacionalidad y a nivel de cada muestreo.

La transformación logarítmica decimal de las variables LT y PE multiplicadas por 10^2 fueron utilizadas como covariable y variable dependiente, respectivamente (*sensu* García-Berthou & Moreno-Amich 1993). De esta forma, las variables se normalizan, homogenizan sus varianzas y la relación alométrica existente entre ambas variables se convierte en lineal (Fig. 6.21). A su vez, se utilizó la LT como covariable al presentar un coeficiente de variación menor que el PE ($CV_{LT} = 22,19 \%$; $CV_{PE} = 73,32 \%$), aspecto que se traduce en una mejor descripción del tamaño de los individuos de la población.

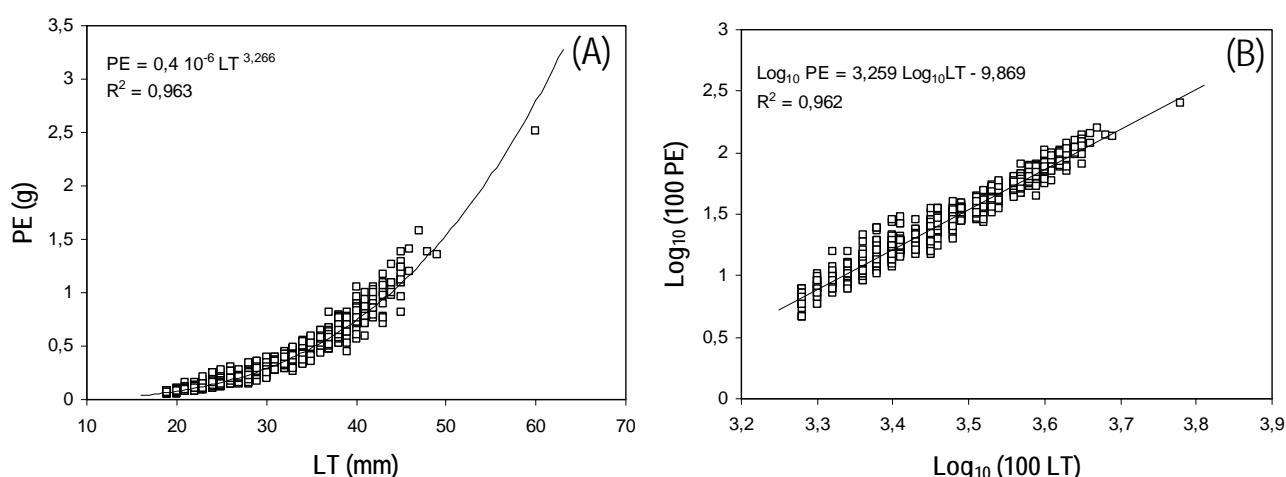


Figura 6.21. Relación entre el Peso Eviscerado (PE; g) y la Longitud Total (LT; mm) de la totalidad de individuos procesados para el estudio de la condición en la población de *Aphanius iberus* (A). La transformación logarítmica decimal de las variables LT y PT multiplicadas por 10^2 ha resultado exitosa en la conversión lineal de la relación (B).

En el análisis preliminar realizado con el total de ejemplares, machos y hembras combinados, y por tanto utilizando sexo y temporalidad (= estacionalidad) como factores fijos, la interacción entre la covariable y el factor estacionalidad fue significativa (Tabla 6.5A). Esto muestra que existe heterogeneidad en las pendientes de la relación LT-PE en función de la estacionalidad del muestreo. No obstante, este análisis bifactorial no muestra efectos significativos sobre las pendientes del factor sexo, aspecto que se ve corroborado al realizar el ANCOVA para cada uno de los factores por separado (Tabla 6.5B y C). Si bien, el ANCOVA realizado con el sexo nos muestra un efecto significativo en la intersección o punto de corte (Test sin interacción definitivo; Tabla 6.5C), esto se traduce en una diferencia significativa en valores absolutos de la variable dependiente (PE) para un mismo valor de la covariable (LT). Dicho de otro modo, existen diferencias significativas en el valor de la condición somática en función del sexo para un tamaño concreto, pero no existen diferencias en la *forma o dinámica* de la condición en función del sexo (*sensu* Escot 1995).

Asimismo, se ha constatado que para el conjunto total de datos el sexo influía sobre el peso somático o eviscerado de los individuos (t-Student Test: $PE_{Machos} = 0,24 \pm 0,007$ g; $PE_{Hembras} = 0,44 \pm 0,014$ g; $t = -12,589$ $p < 0,001$).

Tabla 6.5. Análisis preliminar de los efectos del sexo y la estacionalidad sobre la relación LT-PE de los ejemplares procesados en el estudio (A: Análisis bifactorial; B y C: Análisis unifactorial). La variable dependiente (PE) y la covariable (LT) fueron transformadas mediante logaritmos decimales (gl: grados de libertad).

(A)	ANCOVA		
	F	gl	p
Test de Interacción (Preliminar)			
Longitud Total	13663,44	(1,993)	< 0,001
Sexo	0,04	(1,993)	0,852
Estacionalidad	8,18	(8,993)	< 0,001
Longitud total x Sexo	0,04	(1,993)	0,833
Longitud total x Estacionalidad	8,14	(8,993)	< 0,001
Sexo x Estacionalidad	0,54	(8,993)	0,823
Longitud total x Sexo x Estacionalidad	0,57	(8,993)	0,804
(B)	ANCOVA		
Test de Interacción (Preliminar)	F	gl	p
Longitud Total	19053,48	(1,993)	< 0,001
Estacionalidad	13,24	(8,993)	< 0,001
Longitud total x Estacionalidad	13,38	(8,993)	< 0,001
(C)	ANCOVA		
Test de Interacción (Preliminar)	F	gl	p
Longitud Total	21077,14	(1,993)	< 0,001
Sexo	0,44	(1,993)	0,507
Longitud total x Sexo	0,52	(1,993)	0,471
Test sin Interacción (Definitivo)	F	gl	p
Longitud Total	23135,99	(1,993)	< 0,001
Sexo	4,68	(1,993)	0,031

La presencia de la interacción del sexo sobre los valores absolutos, podría provocar variabilidad en los efectos provocados por la combinación factorial de éste con la estacionalidad. De este modo, quedaría enmascarada la correcta interpretación de los resultados. En consecuencia, se ha realizado el estudio de la dinámica temporal de la condición somática de forma separada para cada sexo.

La Figura 6.22 muestra la variación temporal de la condición somática para ambos sexos en los individuos de *Aphanius iberus* de la población. La condición se expresa en función de los valores medios del peso (transformación logarítmica) ajustados al efecto de la covariable (= PE Pronóstico) (García-Berthou & Moreno Amich 1993). Estos resultados muestran la significación del factor tiempo dentro de los dos niveles del factor sexo.

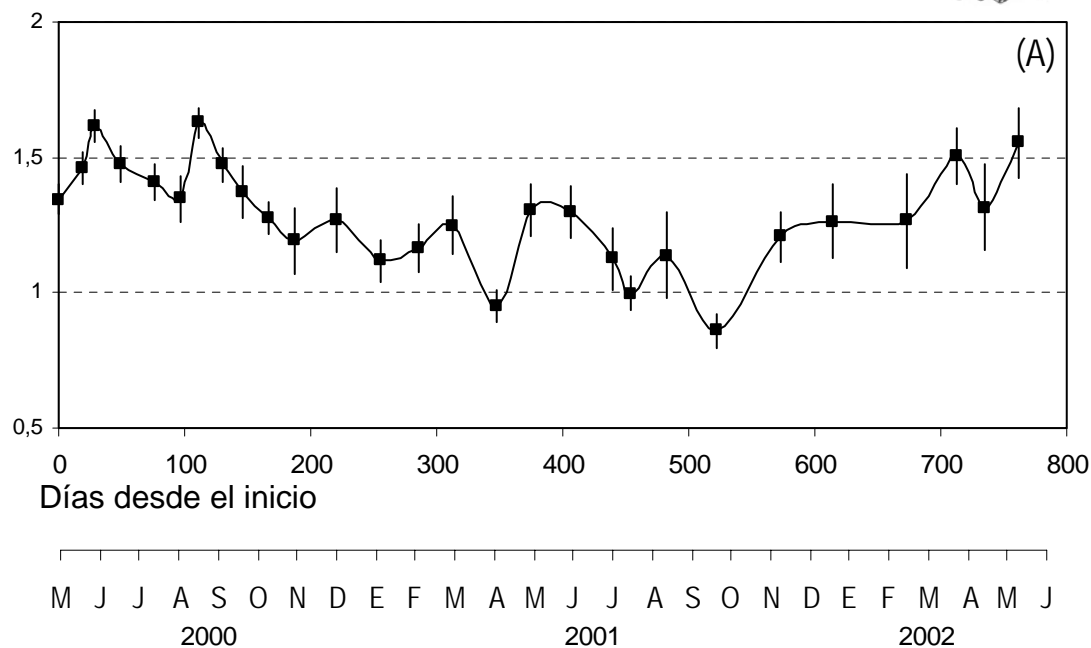
El PE de ambos sexos varió de forma significativa a lo largo del periodo de estudio (Tabla 6.6), si bien, aunque el patrón de variación es similar, se han detectado cambios temporales distintivos entre ambos sexos, como muestra el resultado de las comparaciones múltiples *post-hoc* (Tabla 6.6). El test HSD de Tukey (*Diferencia Honestamente Significativa de Tukey*) ha mostrado un total de 12 y 11 subconjuntos significativos ($p < 0,05$), para machos y hembras respectivamente, de valores medios homogéneos.

Tabla 6.6. Comparación de la dinámica temporal de los valores del Peso Eviscerado (PE) ajustados en función del efecto de la covariable (= Valores pronóstico). Se presentan los resultados obtenidos mediante la aplicación de un test de ANOVA. La comparaciones *post-hocs* realizadas (HSD de Tukey) corresponden al orden de muestreo. Factor Estacional: Pri 2000 es el valor medio correspondiente a la Primavera de 2000, etc. Factor a nivel de muestreo: μ_1 es la media correspondiente al primer muestreo, etc.

Valores pronóstico (Log₁₀ PE)					
Estacionalidad (Factor)		ANOVA	F	gl	p
♂♂	HSD de Tukey		30,846	(8,482)	< 0,001
Pri 2000 = Ver 2000 > Oto 2000 = Inv 2001 = Pri 2001 > Ver 2001 = Oto 2001 < Inv 2002 < Pri 2002					
		ANOVA	F	gl	p
♀♀	HSD de Tukey		43,670	(8,510)	< 0,001
Pri 2000 = Ver 2000 > Oto 2000 = Inv 2001 = Pri 2001 > Ver 2001 = Oto 2001 = Inv 2002 < Pri 2002					
Muestreos (Factor)		ANOVA	F	gl	p
♂♂	HSD de Tukey		15,544	(27,482)	< 0,001
$\mu_1=\mu_2=\mu_3=\mu_4<\mu_5=\mu_6<\mu_7>\mu_8=\mu_9>\mu_{10}=\mu_{11}=\mu_{12}=\mu_{13}=\mu_{14}=\mu_{15}>\mu_{16}<\mu_{17}=\mu_{18}=\mu_{19}=\mu_{20}=\mu_{21}>\mu_{22}<\mu_{23}=\mu_{24}=\mu_{25}=\mu_{26}=\mu_{27}>\mu_{28}$					
		ANOVA	F	gl	p
♀♀	HSD de Tukey		19,585	(27,510)	< 0,001
$\mu_1=\mu_2=\mu_3=\mu_4<\mu_5=\mu_6=\mu_7>\mu_8=\mu_9>\mu_{10}=\mu_{11}=\mu_{12}=\mu_{13}=\mu_{14}=\mu_{15}=\mu_{16}<\mu_{17}=\mu_{18}>\mu_{19}=\mu_{20}=\mu_{21}=\mu_{22}=\mu_{23}=\mu_{24}=\mu_{25}<\mu_{26}=\mu_{27}=\mu_{28}$					



Log₁₀ PE (Pronóstico)



Log₁₀ PE (Pronóstico)

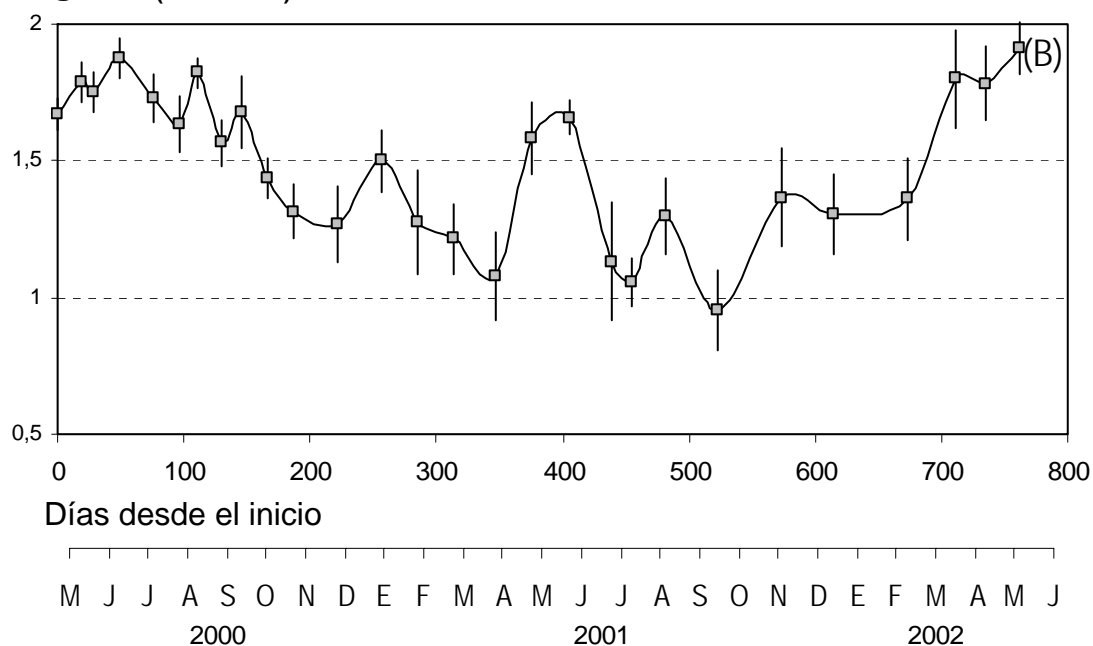


Figura 6.22. Variación temporal de la condición somática de machos (A) y hembras (B) en función de las medias por muestreo del Peso Eviscerado (PE; transformación logarítmica decimal) ajustadas al efecto de la covariable (= Log₁₀ PE Pronóstico). Muestras mayores a 10 individuos para la totalidad del periodo de estudio, LC al 95%. Se presentan franjas coloreadas indicando las estaciones climáticas.

En la descripción del ciclo de condición somática resulta difícil, para ambos sexos, la distinción de fases repetitivas a lo largo del periodo completo de estudio (Tabla 6.6; Fig. 6.22). Para el total de datos, las hembras han mostrado una condición promedio superior a la de los machos (Machos: $\text{Log}_{10}\text{PT}_{(\text{Pronóstico})} = 1,31 \pm 0,26$; Hembras: $\text{Log}_{10}\text{PT}_{(\text{Pronóstico})} = 1,52 \pm 0,34$; t-Student = -11,007 $p < 0,001$). No obstante, la dinámica temporal de la población se presenta de forma semejante en machos y hembras, los valores medios por muestreo del índice han presentado una correlación significativa entre sexos (Análisis de Correlación de Spearman: $R_s = 0,901$ $p < 0,001$) (Fig. 6.22).

En el segundo año de estudio (Junio 2001 – Junio 2002) podemos observar un ciclo de condición somática que presenta pautas de cambio más próximas a las teóricas o esperadas en relación con los factores estacionales y/o el ciclo reproductor de la población. De este modo, los valores mínimos del índice se muestran a finales del Verano y durante el Otoño. En el Invierno, el índice muestra incrementos significativos en el caso de los machos (μ_{23} y μ_{24} ; Tabla 6.6), pero es durante la Primavera cuando se recuperan los valores máximos en el ciclo, principalmente en las hembras (μ_{26} – μ_{28} ; Tabla 6.6) (Fig. 6.22).

La dinámica descrita para el último año de estudio puede intuirse también en el primer año de muestreos. No obstante, las medias del índice en varios de los muestreos de principios del Verano de 2000 presentan decrementos, pauta que se repite en el muestreo del 17 de Abril de 2001 (μ_{16} , Tabla 6.6). Ambos pueden interpretarse como excepciones puntuales que trataremos de interpretar en relación a las características ambientales del hábitat.

En una comparación interanual del índice, aunque durante la última Primavera de 2002 los valores de condición se muestran elevados, se detecta un decremento significativo entre el valor medio anual del primer año de estudio (Mayo 2000 – Mayo 2001) con respecto al segundo (Mayo 2001 – Mayo 2002) (Machos: Año-1 $\text{Log}_{10}\text{PT}_{(\text{Pronóstico})} = 1,35 \pm 0,22$; Año-2 $\text{Log}_{10}\text{PT}_{(\text{Pronóstico})} = 1,16 \pm 0,24$; t-Student = 8,218 $p < 0,001$) (Hembras: Año-1 $\text{Log}_{10}\text{PT}_{(\text{Pronóstico})} = 1,57 \pm 0,31$; Año-2 $\text{Log}_{10}\text{PT}_{(\text{Pronóstico})} = 1,32 \pm 0,32$; t-Student = 7,791 $p < 0,001$).

La aplicación de los ANCOVAs para el estudio de la condición se ha contrastado con el análisis de residuos estandarizados de la relación LT-PE (Kr). Para ello, los datos brutos de LT y PE del total de individuos han sido llevados a un modelo genérico de la relación LT-PE para la obtención de los residuos estandarizados (= valores de Kr). Mediante la aplicación de este método de análisis ignoramos posibles diferencias en las pendientes de la relación en función de factores como la estacionalidad, aspecto que como hemos constatado anteriormente puede tener efectos significativos. No obstante, al tratarse como método de contraste hemos reducido la rigurosidad estadística de su aplicación. También resulta conveniente realizar un análisis previo de los residuos estandarizados (Fig. 6.23). En éste se ha constatado que, para la totalidad de datos, el sexo influía sobre el Kr (t-Student Test: $Kr_{\text{Machos}} = -0,28 \pm 0,04$;



$Kr_{\text{Hembras}} = -0,04 \pm 0,04$; $t = -3,744$ $p < 0,001$). No obstante, la varianza entre los Kr de machos y hembras se ha mostrado homogénea (Prueba de Levene: $F = 1,54$ $p = 0,215$) y las pendientes de las relaciones LT-PE correspondientes a cada sexo también se mostraron homogéneas (Tabla 6.5C). De este modo, queda parcialmente justificada la comparación de los residuos estandarizados de la regresión LT-PE del total de individuos.

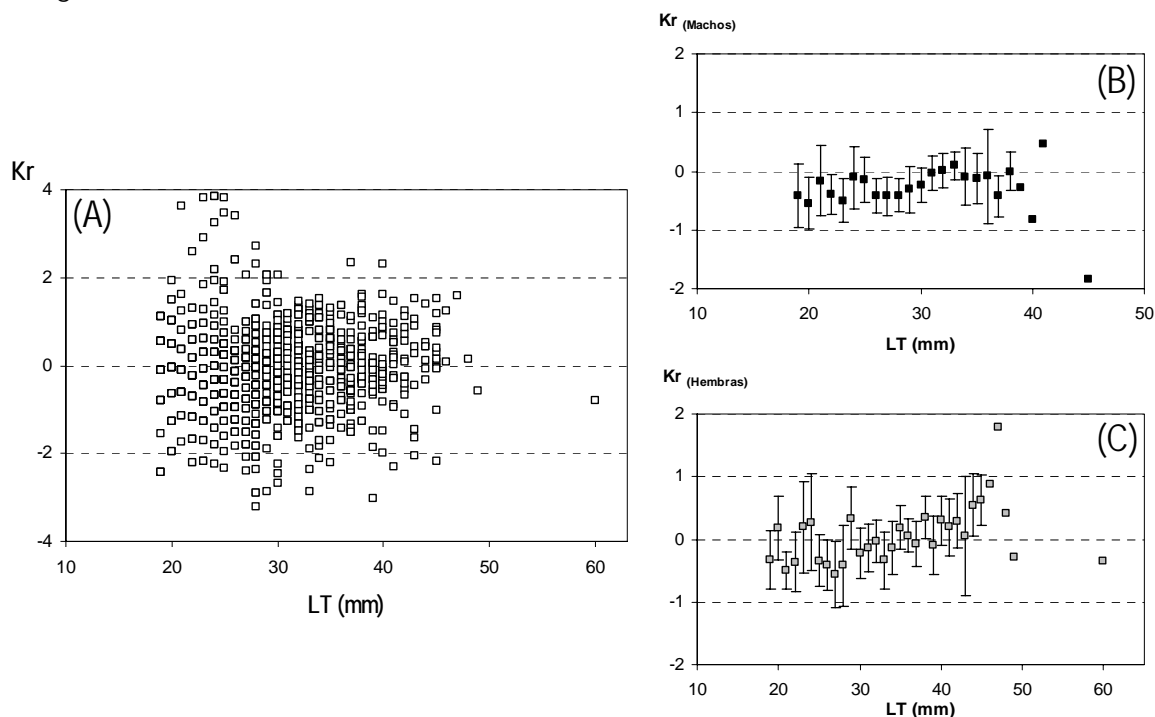


Figura 6.23. Representación gráfica de los valores de Kr en función de la Longitud Total (LT) para el total de individuos (A); Representaciones de los valores Kr medios por intervalos de LT para machos (B) y hembras (C). LC al 95%; Muestras inferiores a 5 individuos para el intervalo de longitud sin Límites de Confianza (LC).

La Figura 6.24 muestra la variación temporal de la condición somática para ambos sexos en los individuos de *Aphanius iberus* de la población expresada en función de los valores medios de Kr obtenidos de la relación LT-PE total.

Los valores de Kr de ambos sexos variaron de forma significativa a lo largo del periodo de estudio (Tabla 6.7). Aunque el patrón de variación es similar, se detectan cambios temporales distintivos entre ambos sexos, como muestra el resultado de las comparaciones múltiples *post-hoc* (Tabla 6.7). El test HSD de Tukey (*Diferencia Honestamente Significativa de Tukey*) ha mostrado un total de 9 y 8 subconjuntos significativos ($p < 0,05$), para machos y hembras respectivamente, de valores medios homogéneos.

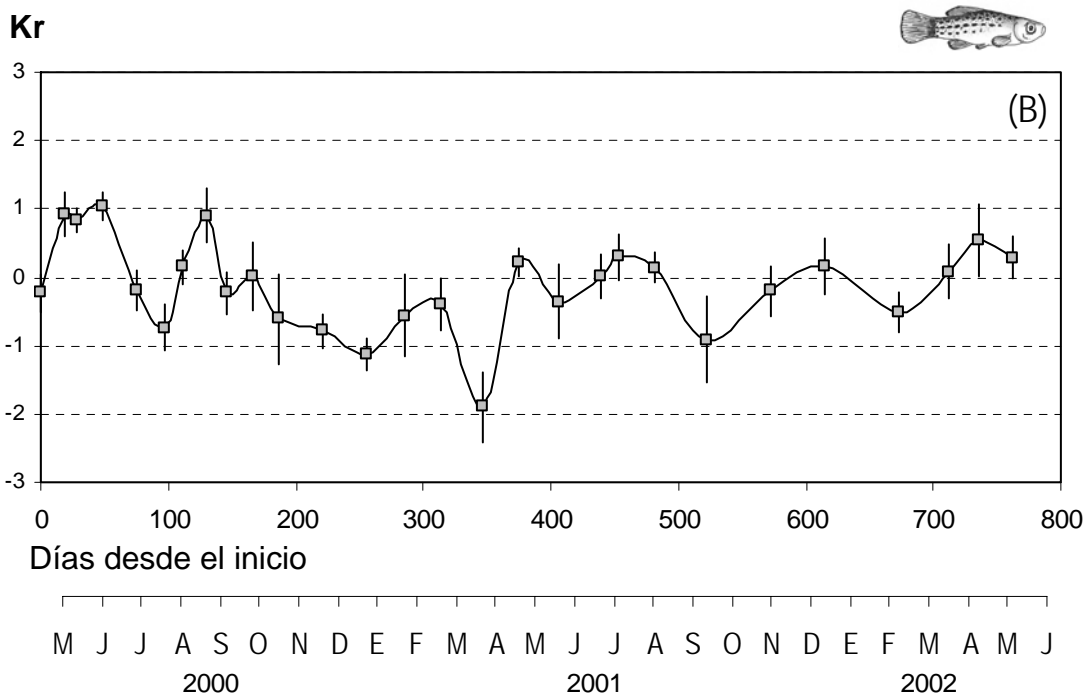
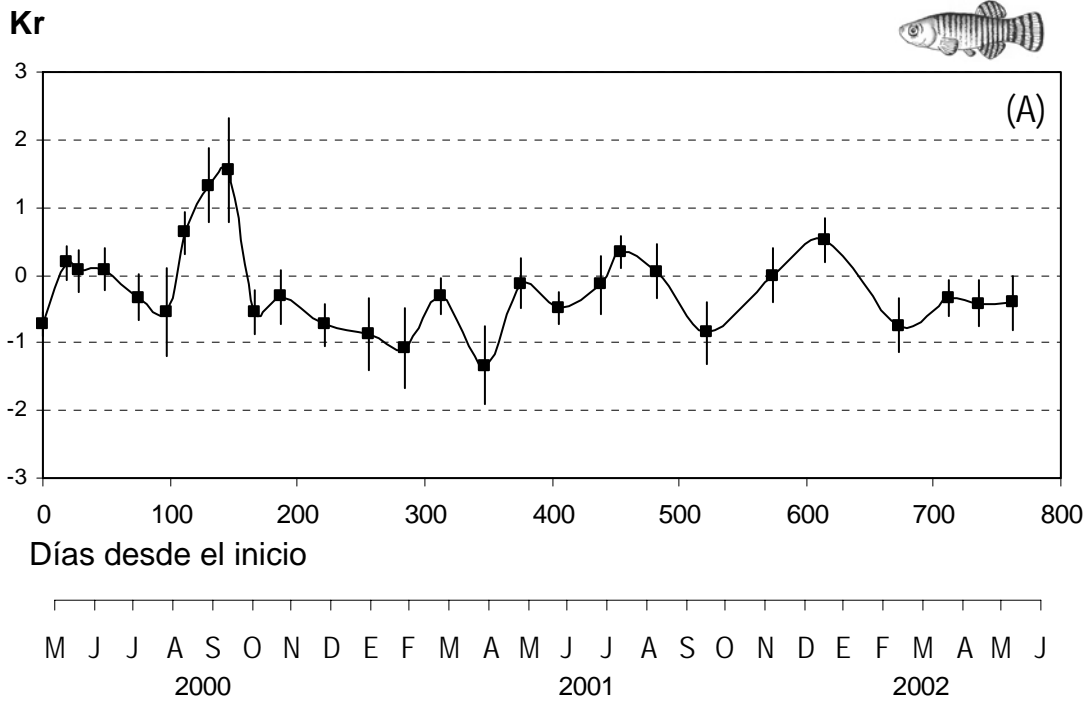


Figura 6.24. Variación temporal de la condición somática de machos (A) y hembras (B) en función de las medias por muestreo de Kr residuos estandarizados de la relación LT-PE. Muestras mayores a 10 individuos para la totalidad del periodo de estudio, LC al 95%. Se presentan franjas coloreadas indicando las estaciones climáticas.

Tabla 6.7. Comparación estadística de la dinámica temporal de los residuos estandarizados de la relación LT-PE (Kr). Se presentan los resultados obtenidos mediante la aplicación de un test de ANOVA. La comparaciones *post-hocs* realizadas (HSD de Tukey) corresponden al orden de muestreo. Factor Estacional: Pri 2000 es el valor medio correspondiente a la Primavera de 2000, etc. Factor Muestral: μ_1 es la media correspondiente al primer muestreo, etc.

Valores residuales (Kr)				
Estacionalidad (Factor)	ANOVA	F	gl	p
♂♂ HSD de Tukey		10,076	8,482	< 0,001
Pri 2000 < Ver 2000 > Oto 2000 = Inv 2001 = Pri 2001 < Ver 2001 = Oto 2001 = Inv 2002 = Pri 2002				
	ANOVA	F	gl	p
♀♀ HSD de Tukey		16,148	8,510	< 0,001
Pri 2000 > Ver 2000 > Oto 2000 = Inv 2001 = Pri 2001 < Ver 2001 = Oto 2001 = Inv 2002 = Pri 2002				
Muestral (Factor)	ANOVA	F	gl	p
♂♂ HSD de Tukey		10,754	27,482	< 0,001
$\mu_1 < \mu_2 = \mu_3 = \mu_4 = \mu_5 = \mu_6 < \mu_7 = \mu_8 = \mu_9 > \mu_{10} = \mu_{11} = \mu_{12} = \mu_{13} = \mu_{14} = \mu_{15} = \mu_{16} < \mu_{17} = \mu_{18} = \mu_{19} = \mu_{20} = \mu_{21} = \mu_{22} = \mu_{23} = \mu_{24} > \mu_{25} = \mu_{26} = \mu_{27} = \mu_{28}$				
	ANOVA	F	gl	p
♀♀ HSD de Tukey		13,613	27,510	< 0,001
$\mu_1 < \mu_2 = \mu_3 = \mu_4 > \mu_5 = \mu_6 < \mu_7 = \mu_8 > \mu_9 = \mu_{10} = \mu_{11} = \mu_{12} = \mu_{13} = \mu_{14} = \mu_{15} > \mu_{16} < \mu_{17} = \mu_{18} = \mu_{19} = \mu_{20} = \mu_{21} = \mu_{22} = \mu_{23} = \mu_{24} = \mu_{25} = \mu_{26} = \mu_{27} = \mu_{28}$				

Al igual que con el índice anterior, la detección de fases repetitivas en el ciclo de condición a lo largo del periodo completo de estudio resulta complicada (Tabla 6.7; Fig. 6.24). Aunque de forma menos notoria que con el índice anterior, las hembras han mostrado una condición somática superior a la de los machos en función del total de datos (Machos: Kr = $-0,18 \pm 0,05$; Hembras: Kr = $-0,04 \pm 0,06$; t-Student = $-2,283$ p = 0,023). A su vez, la dinámica general se presenta de forma semejante en ambos sexos, ya que los valores medios por muestreo del índice han presentado una correlación significativa entre los mismos (Análisis de Correlación de Spearman: $R_s = 0,724$ p < 0,001) (Fig. 6.24).

A lo largo del periodo de estudio, los valores mínimos del índice se muestran a finales de Otoño y/o durante el Invierno, si bien, también pueden ser detectados mínimos puntuales significativos en el Verano-2000 (10 de Agosto de 2000, μ_6 ; Tabla 6.7), y en el muestreo del 17 de Abril de 2001 (μ_{16} ; Tabla 6.7). De forma antagónica, se detecta un incremento en los valores, *a priori* no esperado, durante los muestreos de Noviembre a Diciembre de 2001 (μ_{23} y μ_{24} , Tabla 6.7). Todas estas excepciones puntuales van a ser interpretadas en relación a los cambios ambientales del hábitat.

Para la totalidad del periodo de estudio, los valores máximos en el índice suelen presentarse en muestreos inmersos en el periodo que abarca desde inicios de la Primavera hasta finales del Verano (Fig. 6.24). Los máximos absolutos para los valores por muestreo se han obtenido en Junio-2000 ($\mu_4 = 1,04 \pm 0,10$) para el caso de las hembras, y en Septiembre-2000 ($\mu_9 = 1,54 \pm 0,34$) para los machos (Tabla 6.7, Fig. 6.24).

En la comparación interanual del índice residual (Kr), a diferencia del resultado obtenido con los valores PE(Pronóstico), no hemos detectado decremento significativo entre los valores medios anuales del primer (Mayo 2000 – Mayo 2001) y segundo año (Mayo 2001 – Mayo 2002) (Machos: Año-1 Kr = $-0,17 \pm 0,07$; Año-2 Kr = $-0,20 \pm 0,73$; t-Student = 0,361 p = 0,718) (Hembras: Año-1Kr = $-0,07 \pm 0,06$; Año-2 Kr = $0,02 \pm 0,05$; t-Student = -0,930 p = 0,353).

Finalmente, hay que destacar que los dos índices utilizados para el estudio de la variación temporal de la condición, valores del PE corregidos con los efectos de la covariable LT (= PE Pronóstico) y el Kr, han mostrado valores de correlación significativos entre sí (Análisis de Correlación de Spearman: Machos $R_s = 0,414$ p = 0,029; Hembras $R_s = 0,532$ p = 0,004) (Fig. 6.25). Es decir, ambos índices describen un patrón de cambio temporal similar para la especie, si bien, el primero de los mismos es un método más adecuado desde un punto de vista estadístico (García-Berthou 2001).

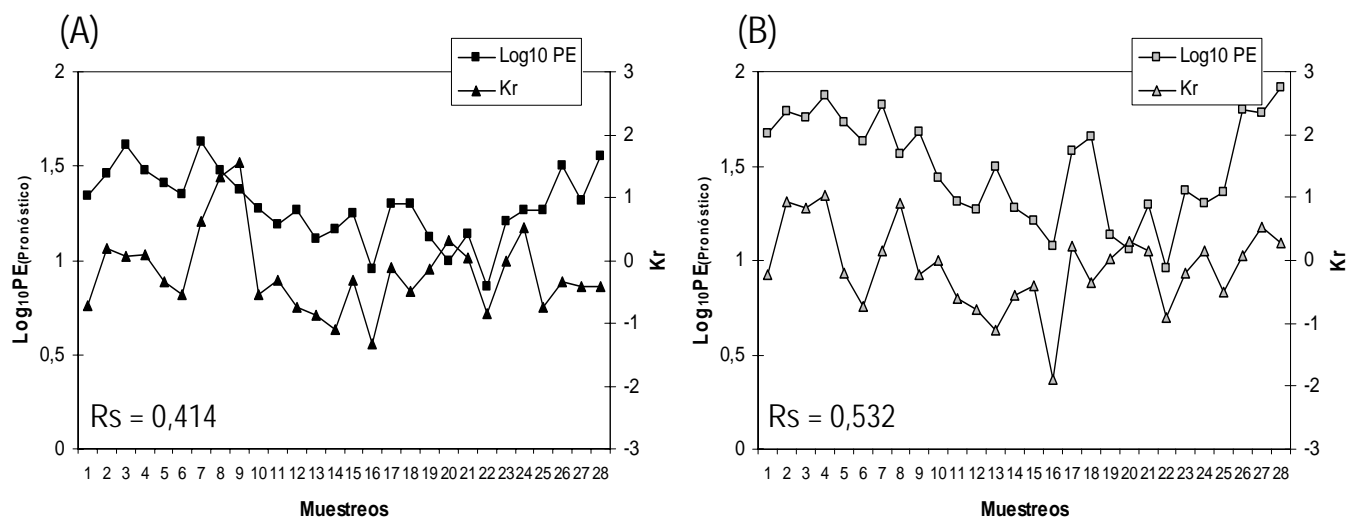


Figura 6.25. Variación temporal de la condición somática de machos (A) y hembras (B) de *Aphantius iberus* en función de las medias por muestreo de los índices utilizados en el presente trabajo, Peso Eviscerado (PE) corregido en función de la covariable Longitud Total (Log10 PE) y Kr (R_s : Índice de Correlación de Spearman). Muestras mayores a 10 individuos para la totalidad del periodo de estudio.

Efecto de los parámetros ambientales sobre la Condición

A continuación se pretende interpretar la variación temporal detectada en el estado de condición somática poblacional en función de los posibles efectos provocados por los cambios ambientales en la localidad.

Comentado con anterioridad, las Salinas de Marchamalo han mostrado un rango de temperaturas benignas con una temperatura media mínima por muestreo de 11,6°C y una máxima de 31,6°C (Fig. 6.5). Debido a la existencia de otros factores ambientales condicionantes de la dinámica temporal, las correlaciones detectadas entre la temperatura del agua y los indicadores del estatus de condición muestran bajos niveles de significación (Fig. 6.26). No obstante, este resultado muestra una doble lectura, ya que el hecho de haber detectado varias significativas, nos indicaría una variación temporal de la condición paralela a las condiciones térmicas del hábitat de estudio.

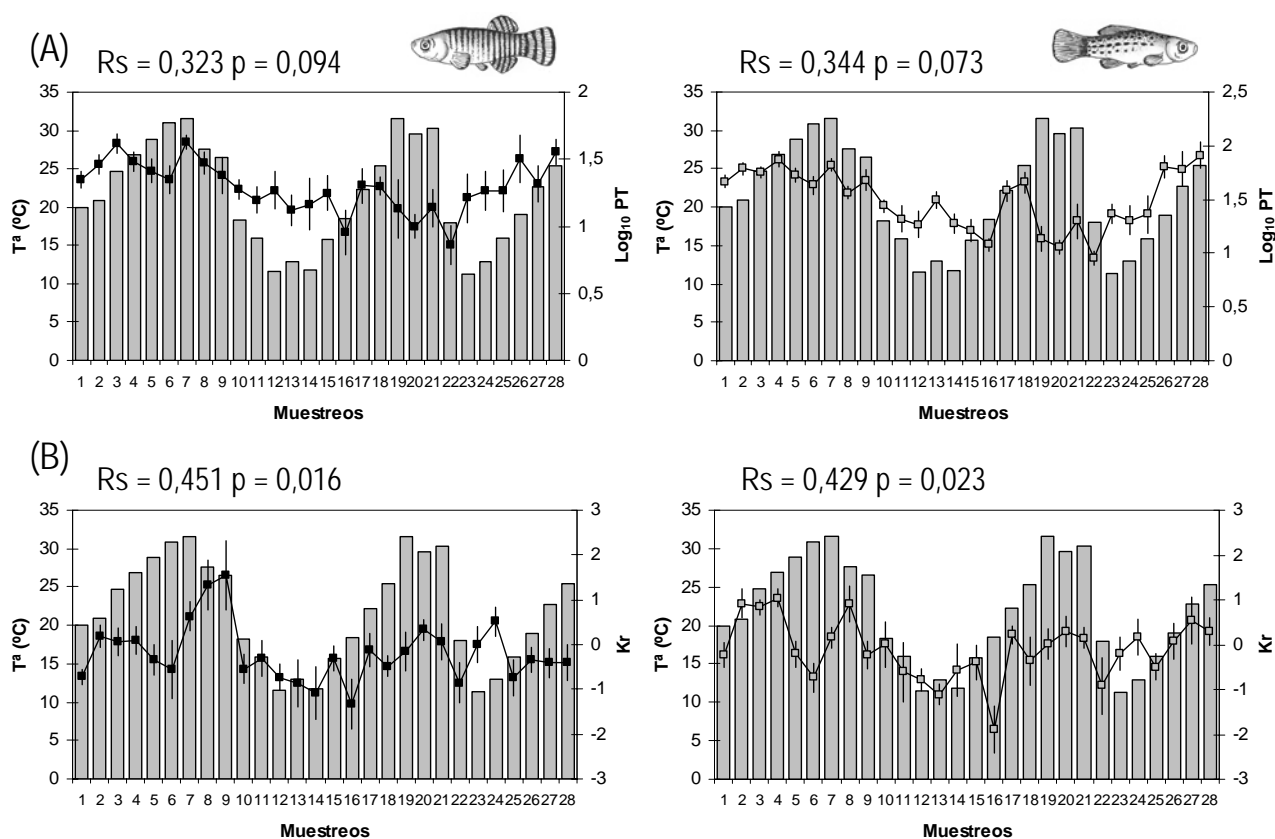


Figura 6.26. Evolución temporal de la temperatura del agua (barras grises) y del estatus de condición somática de machos y hembras de *Aphanis iberus* en función de las medias por muestreo de los índices empleados en el presente trabajo: (A) Peso Eviscerado (PT) corregido en función de la covariable Longitud Total (Log_{10} PT); (B) Índice de Condición residual (Kr) (Rs: Índice de Correlación de Spearman). Muestras mayores a 10 individuos para la totalidad del periodo de estudio, LC al 95%.

En el análisis de contraste entre los cambios temporales en la salinidad y la evolución temporal de la condición somática hemos detectado una dinámica correlacionada pero únicamente con el índice residual (Kr) (Análisis de Correlación de Spearman, $p < 0,05$; Fig. 6.27). Este resultado bien podría indicar una mayor sensibilidad del Kr a posibles variaciones en la condición somática producto de cambios secuenciales y/o progresivos en la salinidad, pero también podría indicar únicamente mayor sensibilidad a los cambios drásticos en la salinidad que pueden ejercer una fuerza notable sobre el análisis de correlación realizado.

En la Figura 6.27 se presentan los valores de la salinidad media del agua para cada uno de los muestreos de forma normalizada respecto a su valor medio (47,27 ‰), con la finalidad de resaltar la tasa de cambio en los incrementos y decrementos temporales. Los picos de salinidad detectados están directamente relacionados con la gestión extractiva del humedal. En los muestreos realizados en Julio-Agosto 2000 y Marzo-Abril 2001 fueron detectados los picos de salinidad más significativos, el tercero de los mismos se produjo en Marzo de 2002. Los posibles efectos sobre la dinámica poblacional resultaron mucho más conspicuos en el primero (Julio-Agosto 2000), ya que en éste constatamos la mortandad masiva de individuos de la población. Podemos observar cómo los dos primeros picos de salinidad ($\mu 5$ y $\mu 6$; $\mu 17$ Fig. 6.27) muestran decrementos drásticos en la condición somática en ambos sexos, más marcado en hembras. Esta diferenciación sexual del efecto de la salinidad, se manifiesta de forma más clara en el último de los picos de salinidad ($\mu 25$ Fig. 6.27), el cual únicamente parece provocar un ligero receso en la pauta de incremento en peso para el caso de las hembras.

En resumen, los cambios en la salinidad parecen provocar efectos más notorios sobre la dinámica de condición en las hembras de la población, provocando ciertos desajustes sobre la dinámica teórica o esperada. No obstante, cabe mencionar que el efecto causado por los picos de salinidad parece detectarse en ambos sexos y con los dos índices utilizados.

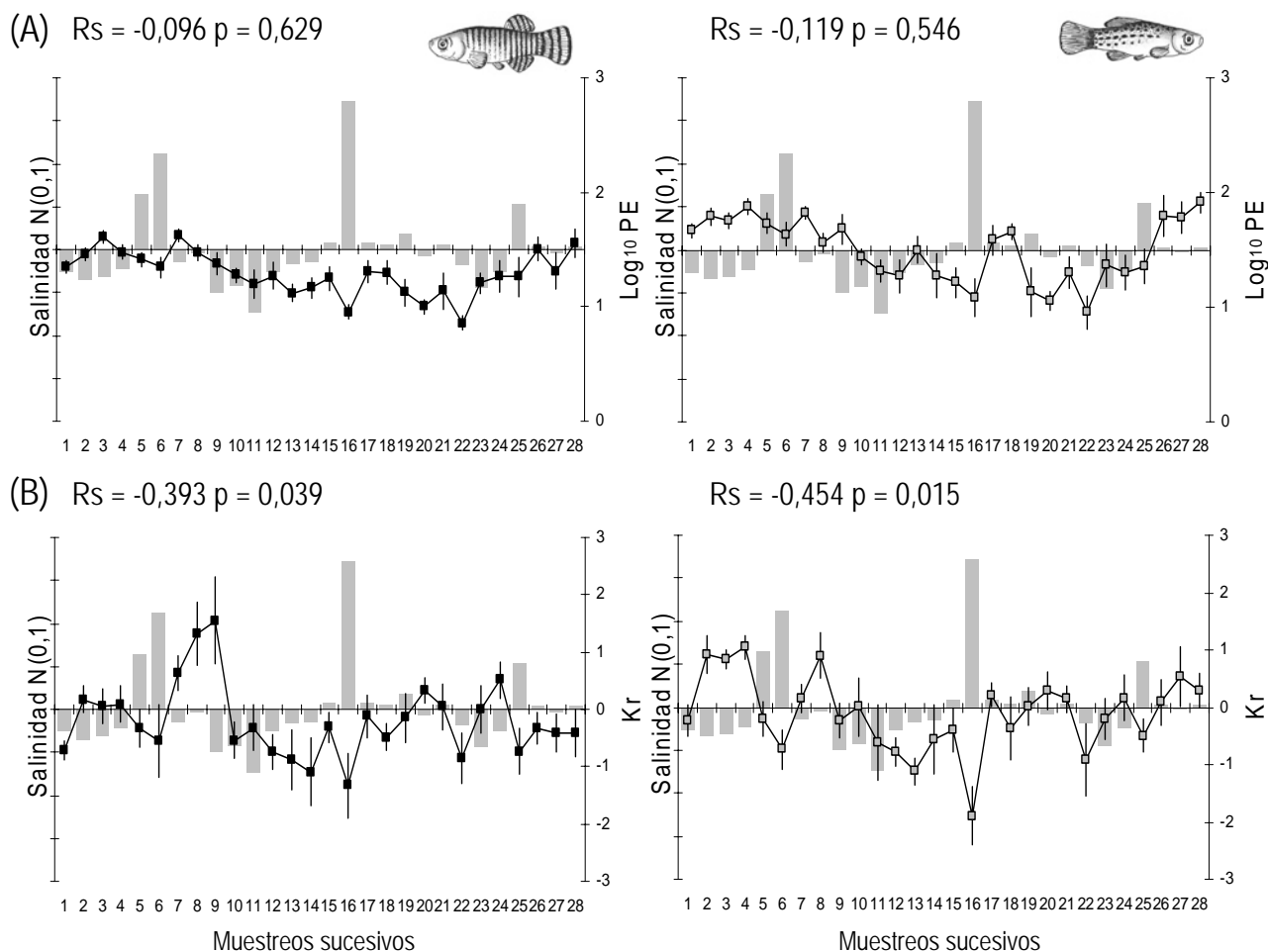


Figura 6.27. Evolución temporal de la salinidad del agua (barras grises; datos normalizados al valor medio de 47,27 ‰) y de la condición somática de machos y hembras en función de las medias por muestreo de los índices empleados en el presente trabajo: (A) Peso Eviscerado (PE) corregido en función de la covariable Longitud Total (transformación logarítmica); (B) Índice de Condición residual (Kr) (Rs: Índice de Correlación de Spearman). Muestras mayores a 10 individuos para la totalidad del periodo de estudio, LC al 95%.

Finalmente, mediante la utilización de los valores logarítmicos del PE corregido por el efecto de la covariable (PE Pronóstico), hemos detectado un decremento interanual significativo. Éste bien podría estar relacionado con la mortandad masiva detectada en Julio-Agosto 2000, bien podría estar relacionado con una pauta temporal de disminución detectada en el recubrimiento por vegetación acuática (Fig. 6.8). La vegetación acuática es un refugio de gran importancia para las especies del género (Fernández- Delgado et al. 1999, Clavero et al. 2005) y, en consecuencia, la disminución de la misma puede provocar un estrés adicional en los individuos que se traduzca en decrementos en su estatus de condición somática.

2.3.3. Dinámica de Desarrollo Gonadal (Ciclo Reproductor).

Variación Temporal: Análisis Comparativo

La condición reproductora de la población de estudio se ha analizando mediante indicadores cuantitativos del desarrollo o actividad gonadal. Son indicadores del ciclo reproductor de la especie y en peces de pequeña talla, como *Aphanius iberus*, pueden presentar una alta correlación con el estado específico de maduración gonadal (De Vlaming et al. 1982).

De forma similar al estudio de la condición somática, primeramente se ha realizado la comparación de las relaciones PG-LT mediante ANCOVAs (García-Berthou & Moreno-Amich 1993 y 1999). De forma paralela, se han contrastado con la aplicación del método de Jakob et al. (1996) o análisis de los residuos estandarizados de la relación LT-PG. La obtención del Índice Gonadosomático residual (IGSr) resulta muy útil en el análisis descriptivo de la variación temporal (Tomasini et al. 1996, Oliva-Paterna et al. 2002, Andreu-Soler et al. 2003).

El primer paso en el análisis consistió en estimar los posibles efectos de los factores sexo y ambiente (= temporalidad) sobre la relación entre las variables morfológicas, Longitud total (LT; mm) y Peso gonadal (PG; g). Para la realización del ANCOVA preliminar, los factores de estudio aludidos, sexo y temporalidad, han sido catalogados como factores fijos. A su vez, el factor temporalidad se ha estudiado en dos niveles, estacionalidad y por muestreo.

La transformación logarítmica decimal de las variables LT y PG multiplicadas por potencias de 10 fueron utilizadas como covariable y variable dependiente, respectivamente (*sensu* García-Berthou & Moreno-Amich 1993). De esta forma, las variables se normalizan, homogenizan sus varianzas y la relación alométrica existente se convierte en lineal (Fig. 6.28). Al igual que para el análisis de condición somática, se utilizó la LT como covariable al presentar un coeficiente de variación menor que el PE ($CV_{LT} = 22,19\%$; $CV_{PE} = 73,32\%$).

El análisis preliminar realizado con el total de ejemplares, machos y hembras combinados, y utilizando sexo y temporalidad (= estacionalidad) como factores fijos, resultó significativo en las interacciones entre la covariable y ambos factores (Tabla 6.8A). Aspecto que se traduce en la presencia de heterogeneidad en las pendientes de la relación LT-PG en función del sexo y de la estacionalidad del muestreo. Dichas interacciones se ven constatadas al realizar los ANCOVAs de forma unifactorial (Tabla 6.8B y C).

También se ha constatado que para el conjunto total de datos, el sexo inflúa sobre los valores totales de peso gonadal de los individuos (t-Student Test: $PG_{Machos} = 0,008 \pm 0,001$ g; $PG_{Hembras} = 0,041 \pm 0,005$ g; $t = -13,237$ p < 0,001).



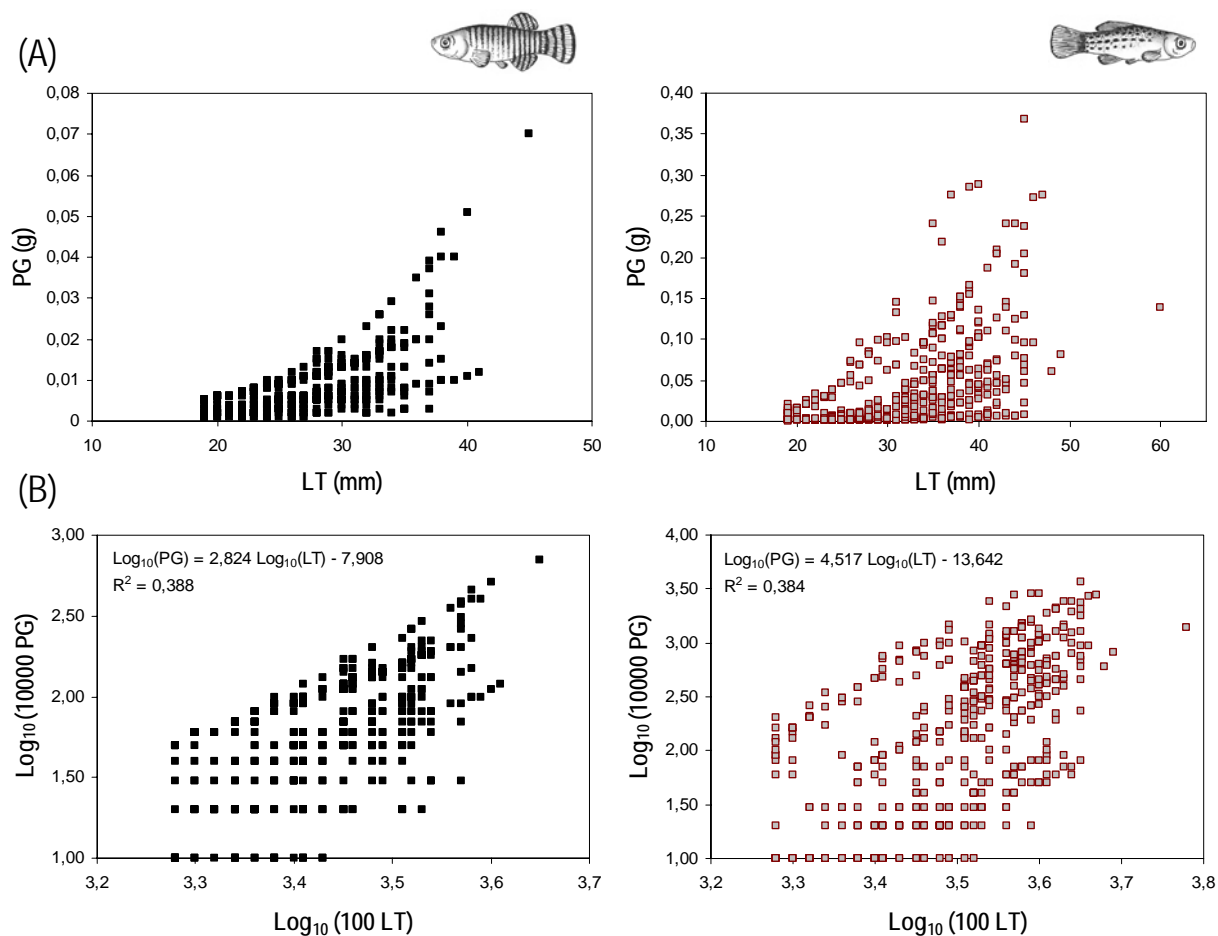


Figura 6.28. Relación entre el Peso Gonadal (PG; g) y la Longitud Total (LT; mm) de la totalidad de individuos procesados, sexos separados, para el estudio del desarrollo gonadal en la población de *Aphanis iberus* (A). La transformación logarítmica decimal de las variables LT y PG ha resultado exitosa en la conversión lineal de las relaciones (B).

La presencia de la interacción del sexo podría no hacer constante los efectos provocados por la combinación factorial con la estacionalidad. De este modo, podría quedar enmascarada la correcta interpretación de los resultados. Por tanto, se ha realizado el estudio de la dinámica temporal del desarrollo gonadal de forma separada para cada uno de los sexos.

Tabla 6.8. Análisis preliminar de los efectos del sexo y estacionalidad conjuntamente (A), y de forma unifactorial (B y C), sobre la relación LT-PG de los ejemplares procesados en el estudio. La variable dependiente (Peso Gonadal; PG) y la covariable (Longitud Total; LT) fueron transformadas mediante logaritmos decimales (gl: grados de libertad).

(A)		ANCOVA		
Test de Interacción (Preliminar)	F	gl	p	
Longitud Total	623,57	(1,993)	< 0,001	
Sexo	26,22	(1,993)	< 0,001	
Estacionalidad	6,92	(8,993)	< 0,001	
Longitud total x Sexo	0,04	(1,993)	< 0,001	
Longitud total x Estacionalidad	26,78	(8,993)	< 0,001	
Sexo x Estacionalidad	0,92	(8,993)	0,498	
Longitud total x Sexo x Estacionalidad	1,04	(8,993)	0,407	

(B)		ANCOVA		
Test de Interacción (Preliminar)	F	gl	p	
Longitud Total	808,93	(1,993)	< 0,001	
Estacionalidad	19,06	(8,993)	< 0,001	
Longitud total x Estacionalidad	20,67	(8,993)	< 0,001	

(C)		ANCOVA		
Test de Interacción (Preliminar)	F	gl	p	
Longitud Total	21077,14	(1,993)	< 0,001	
Sexo	22,65	(1,993)	< 0,001	
Longitud total x Sexo	23,63	(1,993)	< 0,001	

La Figura 6.29 muestra la variación temporal en el desarrollo gonadal para ambos sexos en los individuos de *Aphanius iberus* de la población de estudio. El desarrollo gonadal se expresa en función de los valores medios del peso gonadal (transformación logarítmica) ajustados al efecto de la covariable (García-Berthou & Moreno Amich 1993 y 1999). Estos resultados muestran la significación del factor tiempo dentro de los dos niveles del factor sexo.

En ambos sexos, la actividad de la gónada, en función del peso gonadal (PG), varió de forma significativa a lo largo del periodo de estudio (Tabla 6.9). Aunque el patrón de variación es similar, se han detectado cambios temporales distintivos entre ambos sexos (más abundantes durante el primer ciclo temporal), como muestra el resultado de las comparaciones múltiples *post-hoc* (Tabla 6.9). El test HSD de Tukey (*Diferencia Honestamente Significativa de Tukey*) ha mostrado un total de 10 y 11 subconjuntos significativos ($p < 0,05$), para machos y hembras respectivamente, de valores medios de PG homogéneos.

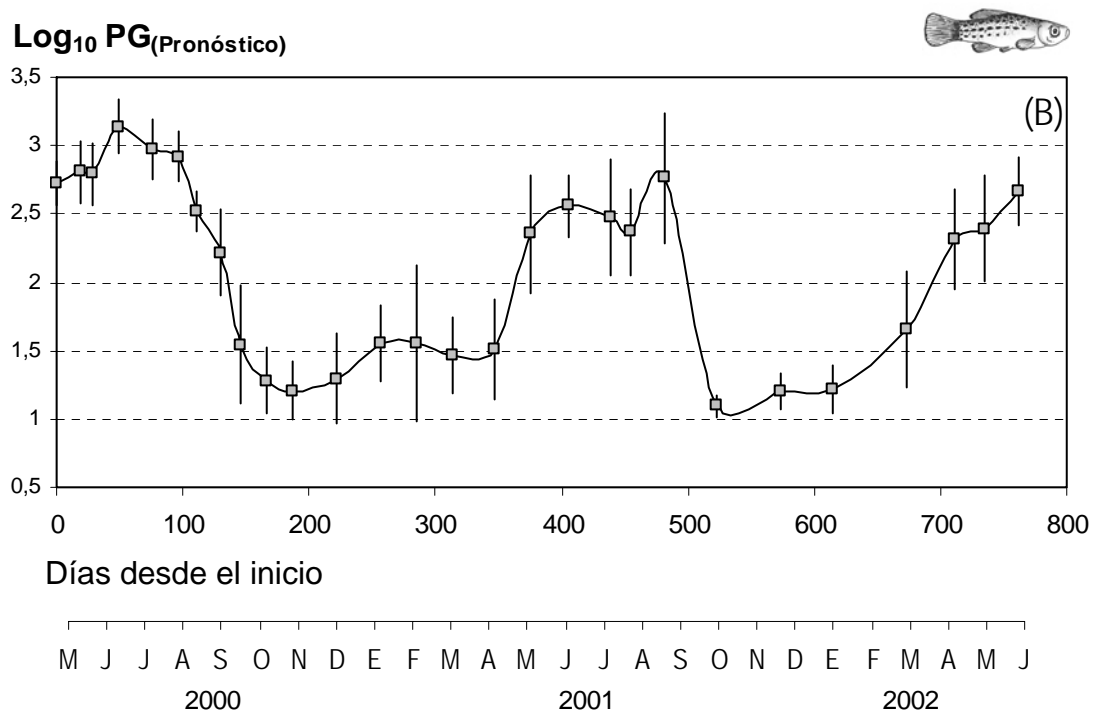
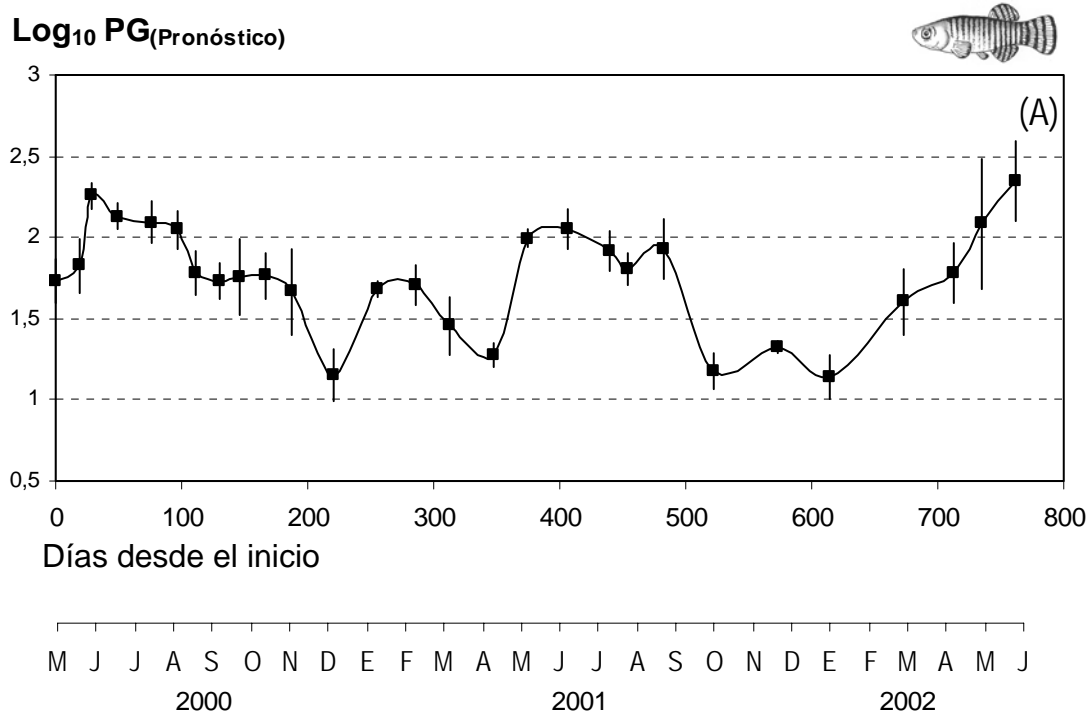


Figura 6.29. Variación temporal del desarrollo gonadal de machos (A) y hembras (B) en función de las medias muestrales del Peso Gonadal (PG) (transformación logarítmica decimal) ajustadas al efecto de la covariable Longitud Total (= PG Pronóstico). Muestras mayores a 10 individuos para la totalidad del periodo de estudio, LC al 95%.

Tabla 6.9. Comparación de la dinámica temporal de los valores corregidos (Valores pronóstico) del Peso Gonadal (PG) en función del efecto de la covariable. Se presentan los resultados obtenidos mediante la aplicación de un test de ANOVA. La comparaciones *post-hocs* realizadas (HSD de Tukey) corresponden al orden de muestreo. Factor Estacional: Pri 2000 es el valor medio correspondiente a la Primavera de 2000, etc. Factor Muestral: μ_1 es la media correspondiente al primer muestreo, etc.

Valores pronóstico (Log₁₀ PG)					
Estacionalidad (Factor)		ANOVA	F	gl	p
♂♂	HSD de Tukey		46,475	(8,482)	< 0,001
Pri 2000 = Ver 2000 > Oto 2000 = Inv 2001 < Pri 2001 = Ver 2001 > Oto 2001 = Inv 2002 < Pri 2002					
		ANOVA	F	gl	p
♀♀	HSD de Tukey		110,319	(8,510)	< 0,001
Pri 2000 > Ver 2000 > Oto 2000 < Inv 2001 < Pri 2001 < Ver 2001 > Oto 2001 = Inv 2002 < Pri 2002					
Muestral (Factor)		ANOVA	F	gl	p
♂♂	HSD de Tukey		60,918	(27,482)	< 0,001
$\mu_1=\mu_2<\mu_3=\mu_4=\mu_5=\mu_6>\mu_7=\mu_8>\mu_9=\mu_{10}=\mu_{11}>\mu_{12}<\mu_{13}=\mu_{14}>\mu_{15}=\mu_{16}<\mu_{17}=\mu_{18}=\mu_{19}=\mu_{20}=\mu_{21}>\mu_{22}=\mu_{23}=\mu_{24}<\mu_{25}=\mu_{26}<\mu_{27}<\mu_{28}$					
		ANOVA	F	gl	p
♀♀	HSD de Tukey		81,540	(27,510)	< 0,001
$\mu_1=\mu_2=\mu_3<\mu_4=\mu_5=\mu_6>\mu_7=\mu_8>\mu_9=\mu_{10}=\mu_{11}=\mu_{12}=\mu_{13}=\mu_{14}=\mu_{15}=\mu_{16}<\mu_{17}=\mu_{18}=\mu_{19}=\mu_{20}<\mu_{21}>\mu_{22}=\mu_{23}=\mu_{24}<\mu_{25}<\mu_{26}=\mu_{27}=\mu_{28}$					

En el ciclo gonadal podemos distinguir tres fases genéricas, variables en duración y notoriedad según el sexo, a lo largo de cada uno de los ciclos anuales completos del periodo de estudio: fase de quiescencia o reposo gonadal (valores mínimos del índice), fase de reactivación gonadal o maduración y fase de reproducción (valores máximos del índice) (Fig. 6.29).

El ciclo reproductor para ambos sexos, en función de las fases aludidas, queda expuesto de forma explícita en el segundo año de estudio (Junio 2001 – Junio 2002). En el caso de las hembras, el ciclo también se muestra de forma clara en el primer año de estudio (Mayo 2000 – Mayo 2001), sin embargo, los machos de la población presentan variaciones en su peso gonadal menos explícitas en dicho primer año (Tabla 6.9, Fig. 6.29). No obstante, los valores medios por muestreo del índice han presentado una correlación significativa entre sexos (Análisis de Correlación de Spearman: $R_s = 0,848$ $p < 0,001$).

La fase de quiescencia abarca desde Septiembre hasta Marzo-Abril, según el año de estudio, donde se detectan aumentos significativos en los valores del PG (Tabla 6.9, Fig. 6.29). Durante el primer año de estudio, los machos de la población no muestran una fase de quiescencia estable, con decrementos e incrementos significativos del PG. Estas variaciones bien pueden ser consecuencia de cambios drásticos en las condiciones ambientales, con un efecto diferencial en función del sexo, o bien pueden estar provocados por variaciones extremas en la toma de datos sobre el peso gonadal en machos. Aunque la metodología para la obtención del índice nos permite corregir



posibles errores de muestreo sobre el tamaño de los individuos, las dificultades en el procesado de las gónadas invernales de peces con una tamaño tan pequeño como *Aphanius iberus* son insalvables. No obstante, el efecto del ambiente aludido va a ser discutido en siguientes apartados.

Durante los meses de Marzo-Abril e inicio de Mayo se observa una rápida reactivación gonadal (Fig. 6.29). Esta fase de reactivación gonadal ha mostrado incrementos significativos en el PG, más drásticos en el primer año de estudio y progresivos a lo largo de los muestreos primaverales del segundo año de estudio (Tabla 6.9), que conllevan a la población a la fase de reproducción, al menos, desde inicios de Mayo hasta mediados de Agosto, en el primer año de estudio, o finales de Agosto durante el segundo año de estudio. Es decir, una fase de reproducción, caracterizada por los valores máximos del PG, que presenta aproximadamente 4 meses de duración: Valores medios por muestreo $\mu_3 - \mu_6$ (machos) y $\mu_4 - \mu_6$ (hembras) para el primer ciclo; Valores medios por muestreo $\mu_{17} - \mu_{21}$ (ambos sexos) para el segundo ciclo (Tabla 6.9). Los últimos dos muestreos del estudio ($\mu_{27} - \mu_{28}$) podrían estar ya incluidos dentro del periodo reproductor del año 2002.

La aplicación de los ANCOVAs para el estudio de la variación temporal del desarrollo gonadal se ha contrastado con la aplicación del método de Jakob et al. (1996) o análisis de los residuos estandarizados de la relación LT-PG (IGSr). Debido al efecto significativo que ejerce el factor sexo en la relación LT-PG (Tabla 6.8), la obtención de los valores IGSr de cada individuo ha sido realizada a partir de modelos de regresión independientes para cada sexo. Mediante la aplicación de este método de análisis ignoramos posibles diferencias en las pendientes de la relación en función de factores como la estacionalidad, aspecto que como hemos constatado tiene efectos significativos. Esta reducción en la rigurosidad estadística de la aplicación del método queda justificada ya que se utiliza básicamente como método de contraste.

Para la aplicación del IGSr resulta conveniente realizar un análisis previo de los residuos estandarizados en función del tamaño de los individuos (Fig. 6.30). Se ha constatado que para el conjunto total de datos, el sexo influía sobre el IGSr de los individuos (t-Student Test: $IGSr_{Machos} = -0,114 \pm 0,029$; $IGSr_{Hembras} = -0,108 \pm 0,055$; $t = -3,561$ $p < 0,001$). A su vez, la varianza entre los IGSr de machos y hembras se ha mostrado heterogénea (Prueba de Levene: $F = 283,45$ $p < 0,001$), aspecto que está relacionado con el mayor peso y variabilidad que caracteriza a la gónada de hembras de la mayoría de especies de peces (Wootton 1998). Este contexto inicial nos obliga a realizar una comparación de residuos estandarizados de regresiones LT-PG individualizadas para cada sexo.

La Figura 6.31 muestra la variación temporal del desarrollo gonadal en ambos sexos en los individuos de la población, expresada en función de los valores medios de IGSr obtenidos de la relación LT-PG. Los valores de IGSr de ambos sexos variaron de forma significativa a lo largo del periodo de estudio (Tabla

6.10), aunque el patrón genérico de variación es similar, se han detectado cambios temporales distintivos entre ambos sexos, como muestra el resultado de las comparaciones múltiples *post-hoc* (Tabla 6.10). El test HSD de Tukey (*Diferencia Honestamente Significativa de Tukey*) ha mostrado un total de 8 y 13 subconjuntos significativos ($p < 0,05$) de valores medios de IGsr homogéneos para machos y hembras, respectivamente.

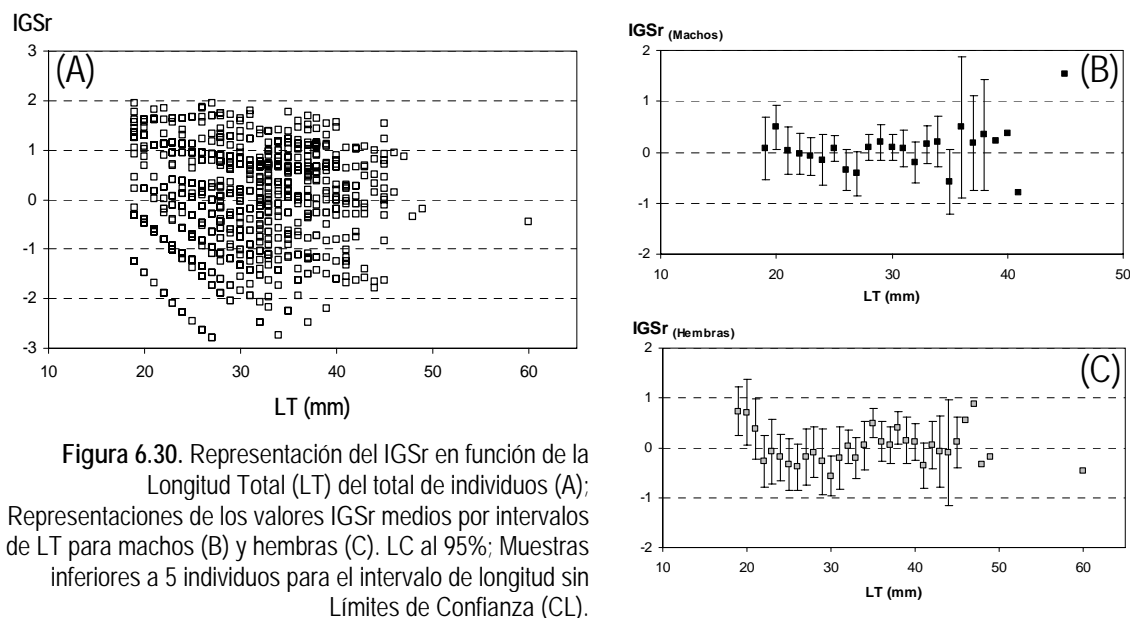


Figura 6.30. Representación del IGsr en función de la Longitud Total (LT) del total de individuos (A); Representaciones de los valores IGsr medios por intervalos de LT para machos (B) y hembras (C). LC al 95%; Muestras inferiores a 5 individuos para el intervalo de longitud sin Límites de Confianza (CL).

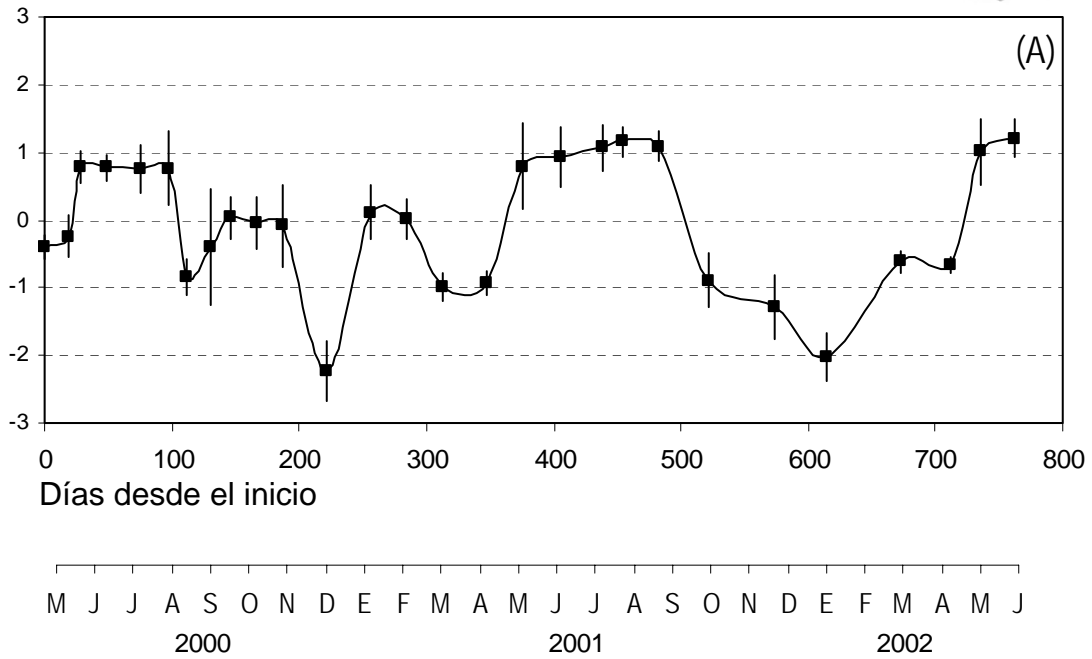
Tabla 6.10. Comparación de la dinámica temporal de los residuos estandarizados de la relación LT-PG (IGsr). Se presentan los resultados obtenidos mediante la aplicación de un test de ANOVA. Las comparaciones *post-hocs* (HSD de Tukey) corresponden al orden de muestreo. Factor Estacional: Pri 2000 es el valor medio correspondiente a la Primavera de 2000, etc. Factor Muestral: μ_1 es la media correspondiente al primer muestreo, etc.

Valores residuales (IGsr)

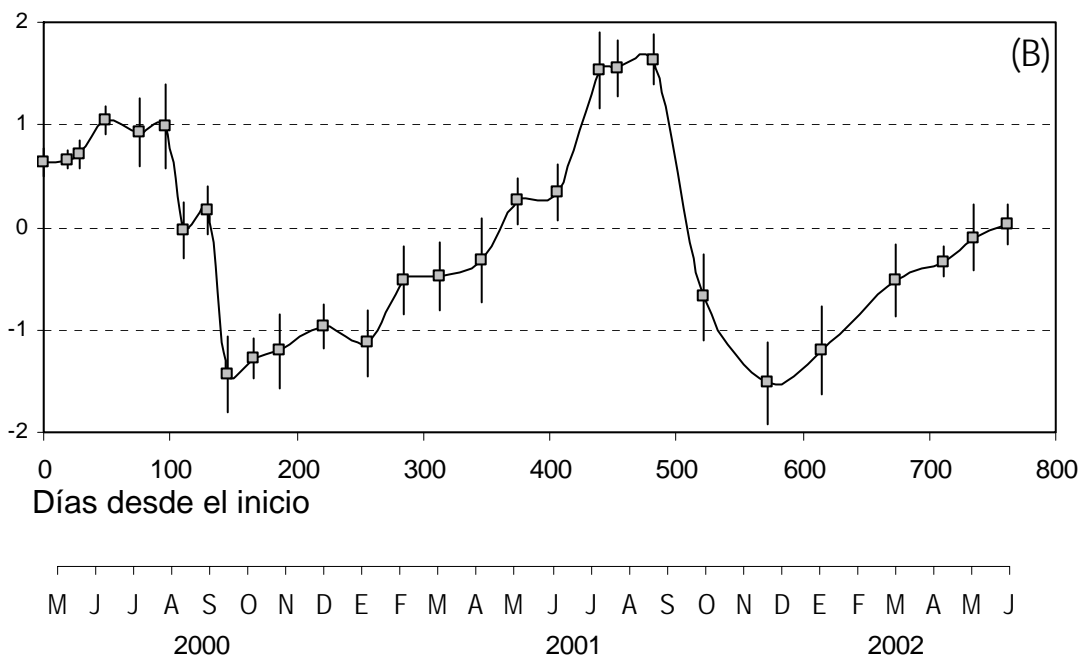
Estacionalidad (Factor)	ANOVA	F	gl	p
♂♂ HSD de Tukey		43,920	8,482	< 0,001
Pri 2000 = Ver 2000 > Oto 2000 = Inv 2001 < Pri 2001 < Ver 2001 > Oto 2001 = Inv 2002 < Pri 2002				
	ANOVA	F	gl	p
♀♀ HSD de Tukey		147,136	8,510	< 0,001
Pri 2000 > Ver 2000 > Oto 2000 < Inv 2001 < Pri 2001 < Ver 2001 > Oto 2001 = Inv 2002 < Pri 2002				
Muestral (Factor)	ANOVA	F	gl	p
♂♂ HSD de Tukey		121,713	27,482	< 0,001
$\mu_1=\mu_2<\mu_3=\mu_4=\mu_5>\mu_6>\mu_7<\mu_8=\mu_9=\mu_{10}=\mu_{11}>\mu_{12}<\mu_{13}=\mu_{14}>\mu_{15}=\mu_{16}<\mu_{17}=\mu_{18}=\mu_{19}=\mu_{20}=\mu_{21}>\mu_{22}=\mu_{23}>\mu_{24}<\mu_{25}=\mu_{26}<\mu_{27}=\mu_{28}$				
	ANOVA	F	gl	p
♀♀ HSD de Tukey		222,505	27,510	< 0,001
$\mu_1=\mu_2=\mu_3<\mu_4=\mu_5=\mu_6>\mu_7=\mu_8>\mu_9=\mu_{10}=\mu_{11}=\mu_{12}=\mu_{13}<\mu_{14}=\mu_{15}=\mu_{16}<\mu_{17}=\mu_{18}<\mu_{19}=\mu_{20}=\mu_{21}>\mu_{22}>\mu_{23}=\mu_{24}<\mu_{25}=\mu_{26}=\mu_{27}=\mu_{28}$				



IGSr



IGSr



En función del IG_{Sr}, la descripción del ciclo gonadal también nos muestra tres fases, variables según el sexo, a lo largo de cada ciclo anual completo: fase de quiescencia o reposo gonadal (valores mínimos del índice), fase de reactivación gonadal o maduración y fase de reproducción (valores máximos del índice) (Fig. 6.31). Es decir, pueden observarse las mismas fases aludidas en la interpretación del análisis previo mediante los PG ajustados al efecto de la covariable (Fig. 6.29).

Mediante el IG_{Sr}, el ciclo reproductor también queda descrito de forma más clara en el segundo año de estudio (Junio 2001 – Junio 2002) en ambos sexos, aunque en el caso de las hembras también se muestra claramente en el primer año (Mayo 2000 – Mayo 2001), los machos presentan variaciones en su IG_{Sr} menos explícitas durante la fase de quiescencia de este primer año (Tabla 6.10, Fig. 6.31). Pese a ello, los valores medios por muestreo del IG_{Sr} quedan correlacionados entre sexos de forma significativa (Análisis de Correlación de Spearman: $R_s = 0,628$ $p < 0,001$).

La fase de quiescencia abarca desde Septiembre hasta Marzo-Abril, según el año de estudio, donde se detectan aumentos significativos en los valores del IG_{Sr} (Tabla 6.10, Fig. 6.31). No obstante, a lo largo de esta fase de reposo gonadal, el IG_{Sr} muestra variaciones en los valores de ambos sexos, significativas en algunos de los cambios (Tabla 6.10). Si bien, al igual que el índice anterior, los machos de la población muestran una fase de quiescencia más inestable durante el primer año. En comparación con el PG Pronóstico, el IG_{Sr} muestra un inicio anterior de la fase de reactivación gonadal (Fig. 6.31), por ejemplo, en el primer año de estudio, las hembras muestran en Febrero incrementos significativos en el índice. Aunque es durante los meses de Marzo hasta Mayo cuando se observa un progresivo incremento del IG_{Sr}, lo que se traduce en una progresiva reactivación gonadal. Finalmente, las fases de reproducción detectadas abarcan, al menos, desde mediados de Mayo hasta finales de Agosto en el primer año, y un comienzo algo más tardío para el segundo año de trabajo (Fig. 6.31).

La fase de reproducción, en función de los valores máximos del IG_{Sr}, muestra entre 3 y 4 meses de duración: Valores medios por muestreo $\mu_3 - \mu_6$ (machos) y $\mu_4 - \mu_6$ (hembras) para el primer ciclo; Valores medios por muestreo $\mu_{17} - \mu_{21}$ (machos) y $\mu_{19} - \mu_{21}$ (hembras) para el segundo ciclo (Tabla 6.10). Si bien, en el caso de las hembras, valores medios de IG_{Sr} superiores a 0 es muy probable que correspondan a muestreos inmersos en periodos de reproducción (Fig. 6.31).

Durante la totalidad del periodo de estudio los PGs no han superado el 5 % sobre el PT, salvo en los periodos o fases de reproducción y en las últimas etapas de la fase de reactivación gonadal de las hembras (Fig. 6.32). En éstas, los PGs han mostrado porcentajes medios sobre el PT del $12,74 \pm 3,65$ % para el periodo reproductor de 2000 y del $16,75 \pm 6,79$ % para el de 2001. Estos valores muestran un esfuerzo reproductor, en función de la inversión en peso gonadal, muy

elevado y sostenido en el tiempo, ya que los resultados corresponden a los 3 muestreos con los valores medios mayores ($\mu_4 - \mu_6$, año 2000; $\mu_{19} - \mu_{21}$, año 2001). En las hembras, el máximo absoluto se ha obtenido en un individuo de 35 mm (LT) y 0,45 g (PT) capturada en Agosto de 2001 que mostró un PG del 29,33 % respecto a su PT. Los PGs en machos mostraron porcentajes medios sobre el PT inferiores, el $3,09 \pm 0,64$ % para el periodo reproductor de 2000 y el $3,91 \pm 0,67$ % para el de 2001. También estos valores son reflejo de un esfuerzo reproductor muy elevado. En el caso de los machos de la población, el máximo absoluto se ha obtenido en un individuo de 22 mm (LT) y 0,11 g (PT) capturado también en Agosto de 2001 que mostró un PG del 5,45 % sobre su PT. En el caso de la población estudiada en el Delta del Ebro (Vargas 1993, Vargas & De Sostoa 1997), los machos muestran valores medios en sus PG inferiores al 2 % respecto de su PT durante el periodo reproductor; en las hembras, si bien la inversión en PG es mayor, ésta no supera el 14 % sobre el PT.

Los índices utilizados para el estudio de la variación temporal en el desarrollo gonadal, los valores del PG corregidos con los efectos de la covariable LT (PG Pronóstico) y el IGSr, han mostrado valores de correlación significativos entre sí (Análisis de Correlación de Spearman: Machos $R_s = 0,831$ $p < 0,001$; Hembras $R_s = 0,859$ $p < 0,001$) (Fig. 6.33). Ambos índices describen un ciclo reproductor similar para la especie, aunque el primero de los éstos supone un método más adecuado desde un punto de vista estadístico (García-Berthou 2001).

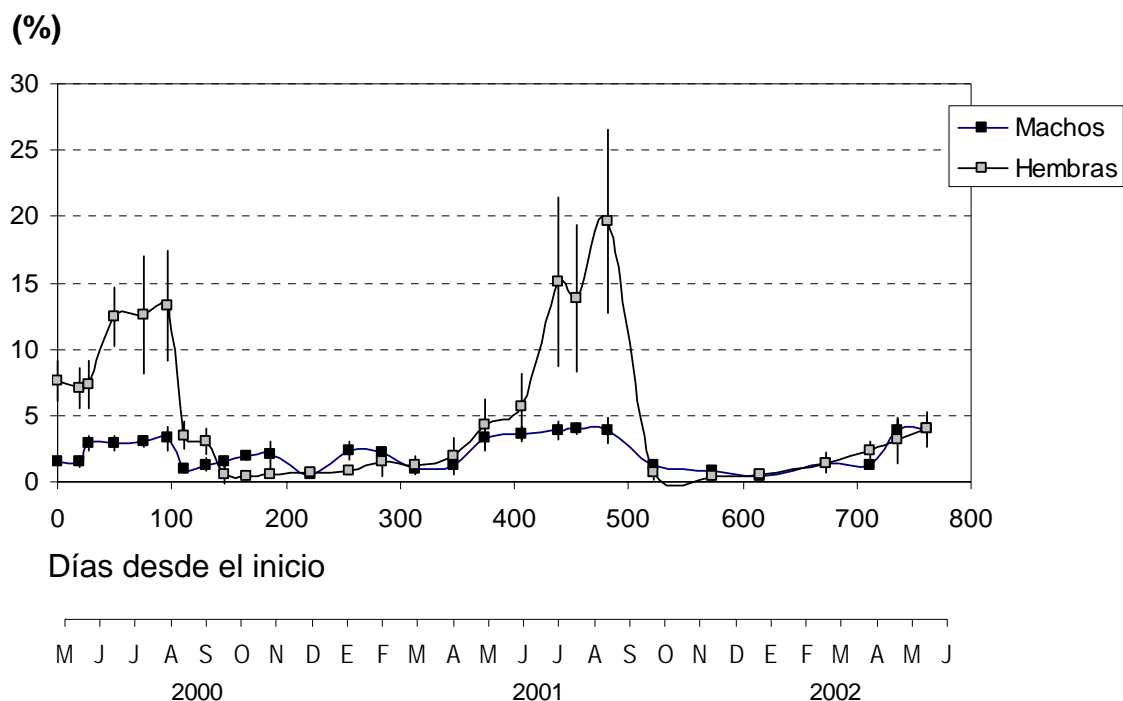


Figura 6.32. Variación temporal del desarrollo gonadal de machos y hembras de *Aphanis iberus* en función de las medias por muestreo del porcentaje del Peso Gonadal respecto al Peso Total de los individuos. Muestras mayores a 10 individuos para la totalidad del periodo de estudio, LC al 95%.

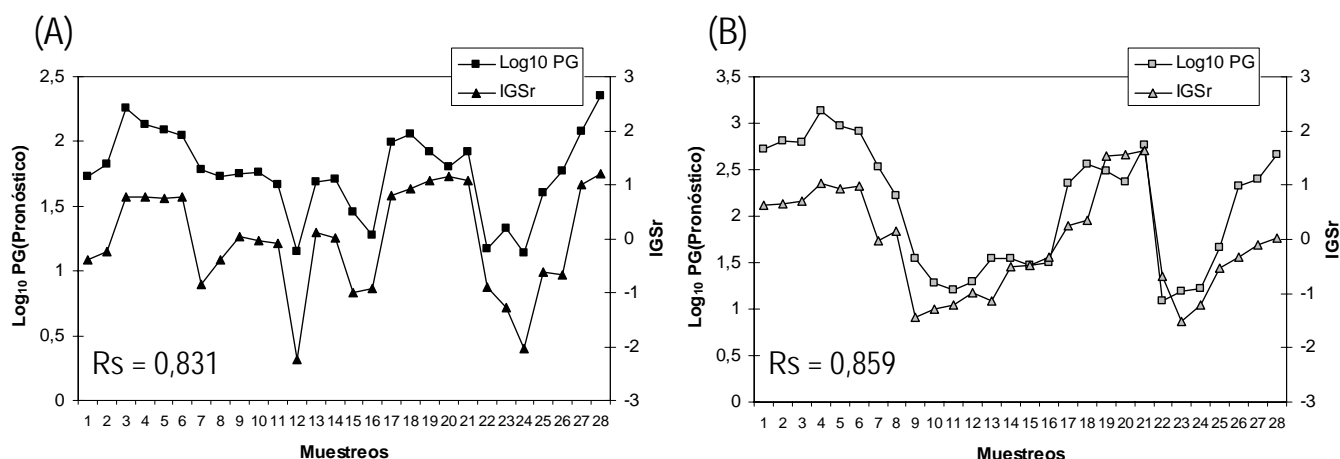


Figura 6.33. Variación temporal del desarrollo gonadal de machos (A) y hembras (B) de *Aphanis iberus* en función de las medias por muestreo de los índices utilizados en el presente trabajo, Peso Gonadal (PG) corregido en función de la covariable Longitud Total (Log_{10} PGPronóstico) e IGSr (Rs: Índice de Correlación de Spearman). Muestras mayores a 10 individuos para la totalidad del periodo de estudio.

Efecto de los parámetros ambientales sobre el Desarrollo Gonadal

En el presente epígrafe se pretende interpretar la variación temporal detectada en el desarrollo gonadal en función de los posibles efectos que las condiciones ambientales han ejercido sobre dicha dinámica.

Tal y como ha sido comentado, las Salinas de Marchamalo han presentado un rango de temperaturas muy cálidas a lo largo del periodo de estudio (Fig. 6.5), que resultan notablemente benignas para la presencia de periodos reproductores prolongados en la población objeto de estudio. Se ha podido constatar la presencia de correlaciones con alta significación entre la temperatura del agua y los indicadores del desarrollo gonadal (Fig. 6.34). Estas correlaciones alcanzan valores más elevados aún en los análisis exclusivos para la segunda mitad de los muestreos [Análisis de Correlación de Spearman: (Log_{10} PG – T°) Machos $R_s = 0,719$ $p < 0,001$ y Hembras $R_s = 0,881$ $p < 0,001$; (IGSr – T°) Machos $R_s = 0,895$ $p < 0,001$ y Hembras $R_s = 0,952$ $p < 0,001$].

Por regla general, la temperatura posee un importante papel en el control de la reproducción (Scott 1979, Bye 1984, Wootton 1998). Los resultados expuestos nos indican que, en la población objeto de estudio, la influencia de la temperatura se traduce en un ciclo gonadal correlacionado con la misma. La fase de reproducción, caracterizada por los valores máximos de desarrollo gonadal, coincide con meses de temperaturas del agua superiores a los 20° C. Los decrementos en los pesos gonadales, indicadores de la finalización de la reproducción, coinciden con la disminución en las temperaturas. Finalmente, es notorio el efecto que presenta el incremento Primaveral de la temperatura del agua en la reactivación gonadal de los individuos de la población.

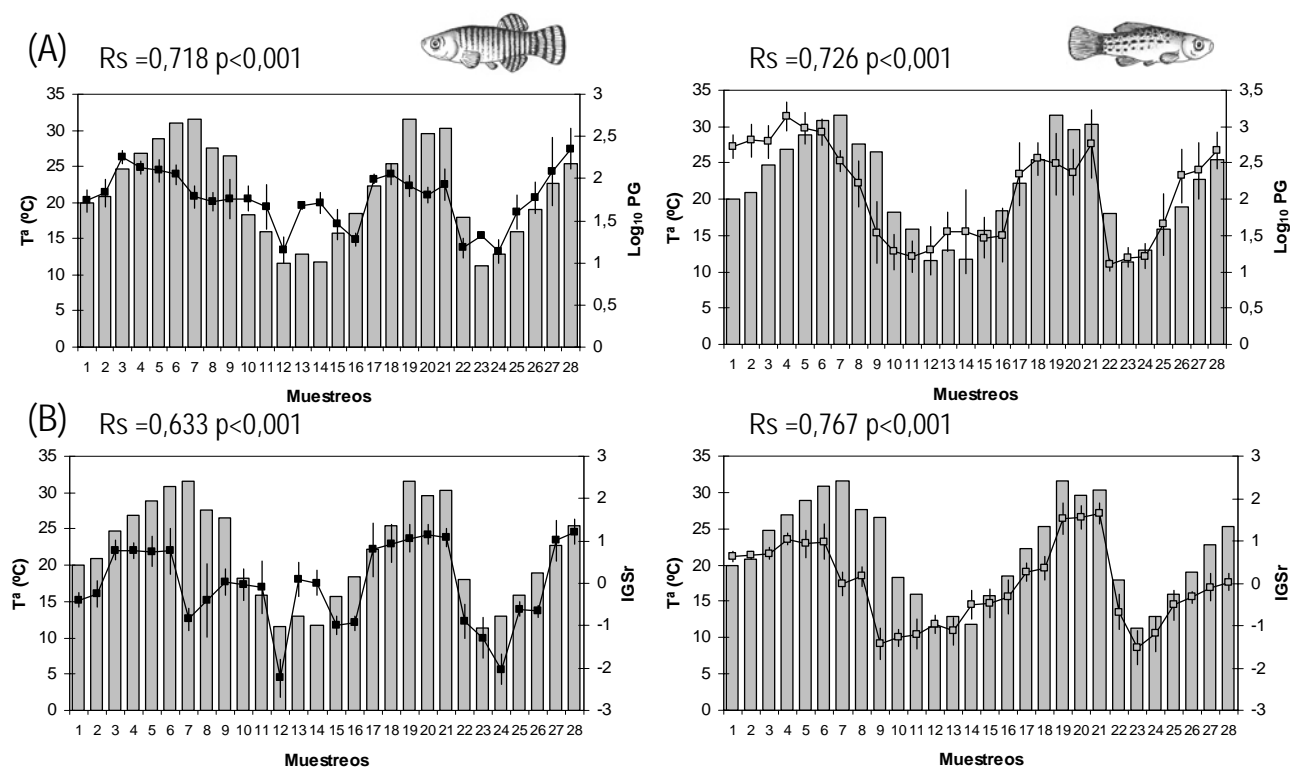


Figura 6.34. Evolución temporal de la temperatura del agua (barras grises) y del desarrollo gonadal de machos y hembras de *Aphanis iberus* en función de los índices empleados en el presente trabajo: (A) Peso Gonadal (PG) corregido en función de la covariable Longitud Total; (B) Índice Gondadosomático residual (IGSr) (Rs: Índice de Correlación de Spearman). Muestras mayores a 10 individuos para la totalidad del periodo de estudio, LC al 95%.

Durante el periodo de estudio pueden destacarse acontecimientos ambientales relacionados con la gestión extractiva del humedal que, como ya ha sido puesto de manifiesto, conllevan cambios puntuales y drásticos en varios de los parámetros ambientales: descensos significativos en el nivel de agua de las balsas de almacenamiento y aumentos notables o picos de salinidad (Julio-Agosto 2000, Marzo-Abril 2001 y Marzo de 2002).

En el análisis de contraste entre los cambios en la salinidad y la evolución temporal del desarrollo gonadal (Fig. 6.35), no hemos detectado una evolución correlacionada (Análisis de Correlación de Spearman, $p > 0,1$). Aspecto que puede resultar lógico en relación al carácter puntual de los cambios en la salinidad. No obstante, el primer incremento drástico de salinidad (Julio-Agosto 2000; $\mu 5$ - $\mu 6$ Fig. 6.35), coincidente con la mortandad detectada en las salinas, es probable que haya provocado un mayor decremento en la dinámica de pérdida de peso gonadal que caracteriza a los individuos en las últimas fases del periodo reproductor. Esta pauta parece marcarse claramente en los machos y con mayor nitidez mediante el IGSr (Fig. 6.35). Los machos también muestran un efecto en sus gónadas como consecuencia del segundo pico de salinidad (Marzo-Abril 2001; $\mu 17$ Fig. 6.35), aspecto que no se detecta en las hembras de la población. El último de los picos de salinidad (Marzo 2002; $\mu 25$ Fig.

6.35) únicamente parece provocar un ligero receso en la pauta de incremento gonadal característica de la fase de reactivación.

Por otro lado, los machos parecen mostrar una dinámica gonadal algo más sensible a los decrementos de salinidad (Fig. 6.35); el decremento de salinidad detectado el 8 de Noviembre de 2000 ($\mu 11$; Fig. 6.35), con un valor medio de 31,67 ‰, parece provocar un drástico descenso en el peso gonadal de los mismos. Este patrón parece repetirse en Otoño de 2001 ($\mu 23$; Fig. 6.35), en el que la salinidad media mostró un valor de 38,00 ‰. No obstante, la coincidencia existente entre estos acontecimientos de decremento en la salinidad y la fase de quiescencia o de valores mínimos en los pesos gonadales, dificulta la interpretación de la relación aludida.

En resumen, los cambios en la salinidad parecen provocar efectos más notorios sobre la dinámica gonadal en los machos de la población, provocando ciertos desajustes sobre su patrón temporal. Las hembras parecen amortiguar los efectos provocados por cambios en la salinidad, su ciclo reproductor parece no verse afectado por los mismos.

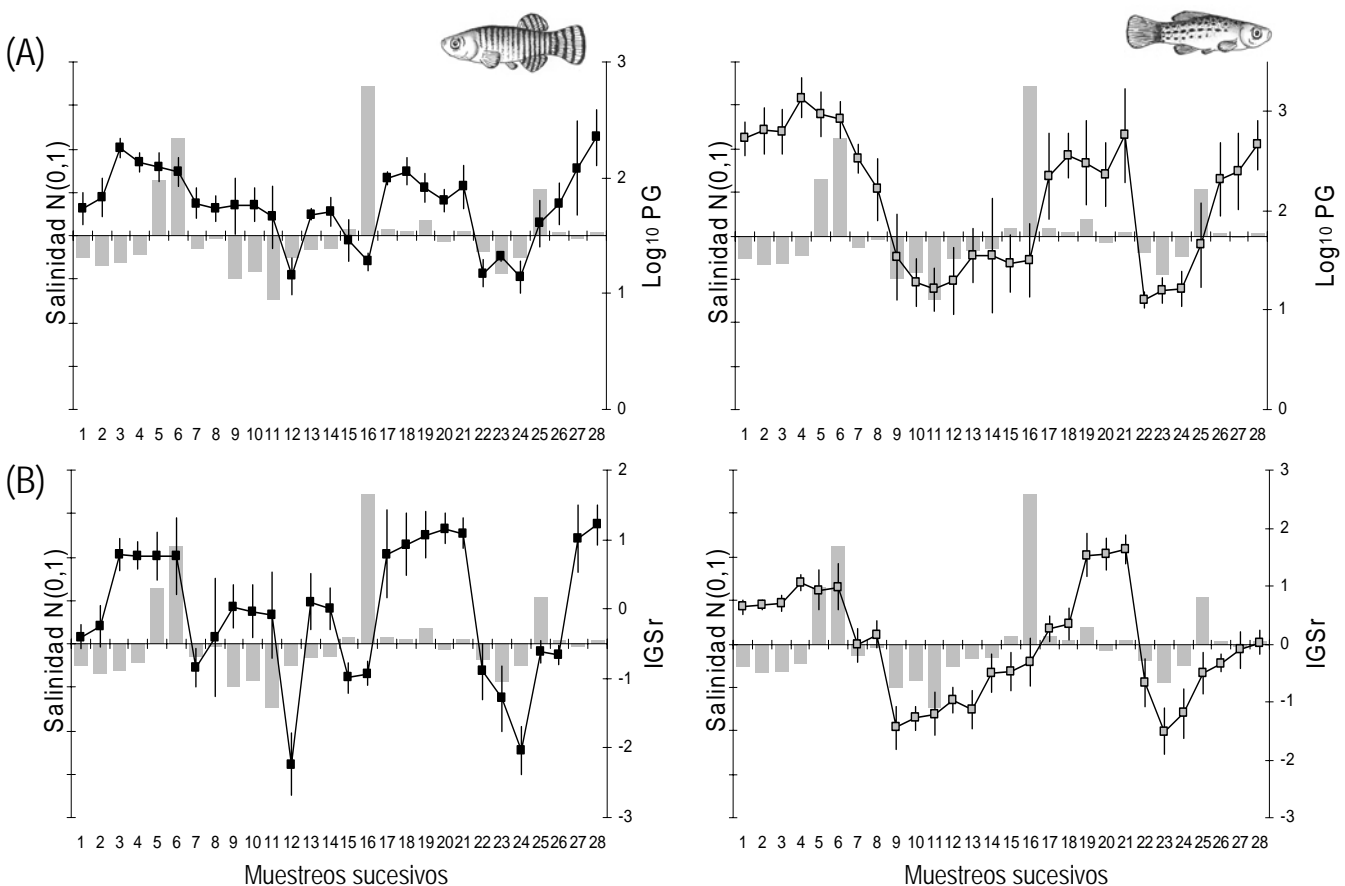


Figura 6.35. Evolución temporal de la salinidad del agua (barras grises; datos normalizados; valor medio de 47,27 ‰) y del desarrollo gonadal de machos y hembras de *Aphantius iberus* en función de los índices empleados en el presente trabajo: (A) Peso Gonadal (PG) corregido en función de la covariable Longitud Total; (B) Índice Gonadosomático residual (IGSr) (Rs: Índice de Correlación de Spearman). Muestras mayores a 10 individuos para la totalidad del periodo de estudio, LC al 95%.



2.3.4. Proporción de Sexos en la población (*Sex-ratio*).

Análisis Comparativo y Variación temporal

La proporción de sexos para el total de ejemplares capturados ($n = 2599$) ha resultado ser la siguiente: 38,52 % Machos ($n = 1005$), 49,38 % Hembras ($n = 1294$) y 12,10 % Indeterminados ($n = 300$). De este modo, la proporción relativa entre machos y hembras (*Sex-ratio*) para el total de ejemplares capturados es significativamente favorable a las hembras 0,778:1 (Análisis de X^2 : $X^2 = 35,13$ $p < 0,001$) (Fig. 6.36).

En el análisis pormenorizado de las proporciones en función de la talla (Fig. 6.36), se observa claramente cómo el *Sex-ratio* en los rangos de talla inferiores se iguala e incluso resulta favorable a los machos. Este aspecto concuerda con la diferenciación sexual existente en el grupo que, entre otros aspectos morfológicos, atañe al tamaño de los ejemplares.

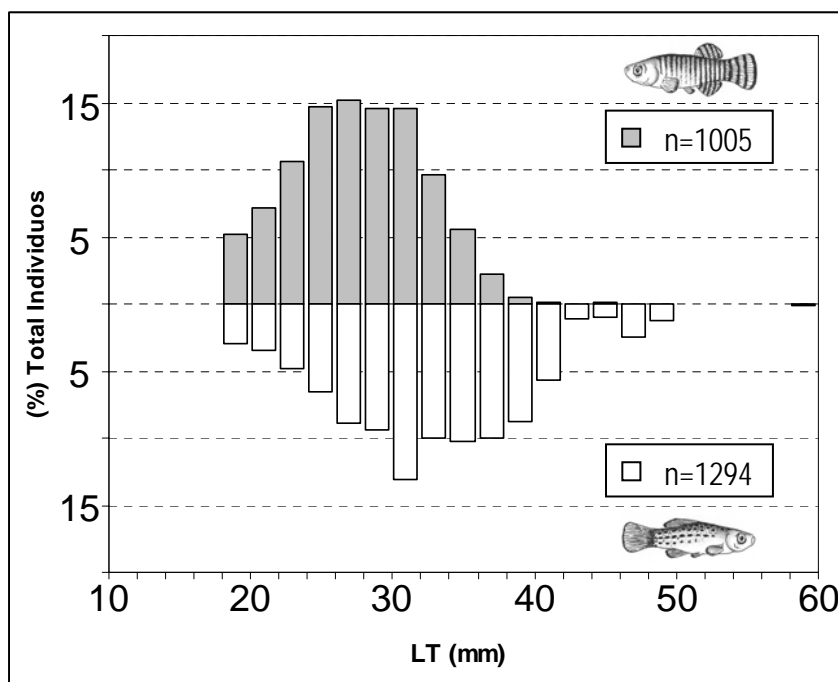


Figura 6.36. Distribución de frecuencias de longitudes totales (LT; mm) pertenecientes a machos (barras grises) y hembras (barras blancas) capturados a lo largo de la totalidad del periodo de estudio (n: número de individuos).

El patrón temporal del *Sex-ratio* presenta variaciones significativas de dicha proporción en función de la estación (Fig. 6.37). Así, durante las tres primeras estaciones de estudio (Primavera – Otoño 2000) la población mostró mayor número de hembras entre los individuos capturados, pauta que se repite en Invierno-2002. Por el contrario, las campañas realizadas en Invierno-2001, Otoño-2001 y Primavera-2002 mostraron un dominio significativo de los machos. A su vez, las campañas de Verano-2001 y Otoño-2001 no mostraron proporciones favorables para ningún sexo (Fig. 6.37).

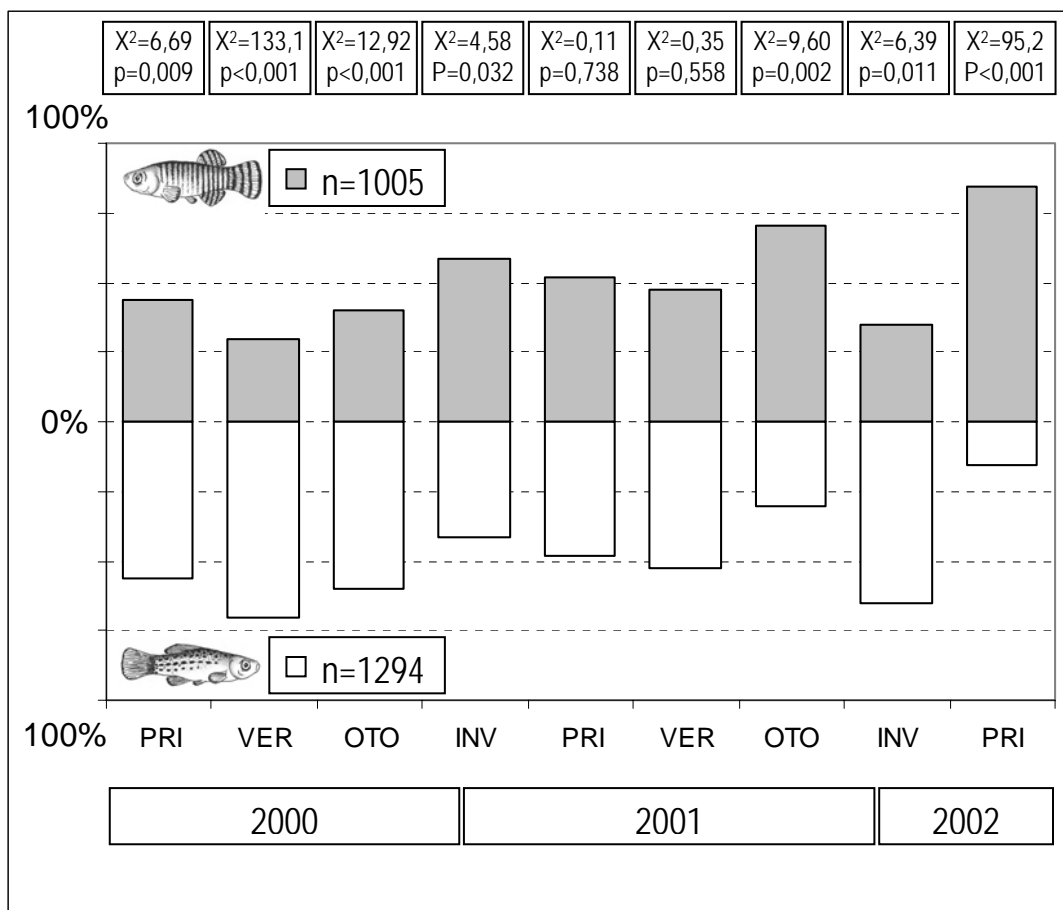


Figura 6.37. Evolución estacional del *Sex-ratio* de los individuos capturados en la totalidad del periodo de estudio. (X^2 : Valores del estadístico; p: probabilidad de significación en el Análisis de X^2).

Efecto de los parámetros ambientales sobre el *Sex-ratio*

El *Sex-ratio* resume el tipo de población y su relación con el funcionamiento del ambiente (Granado-Lorencio 1996). El potencial reproductivo de una población en función del número de hembras existente nos da una idea del estado expansionista de la misma, mientras que valores próximos a la unidad de este indicador se relacionan con equilibrios poblacionales. No obstante, el *Sex-ratio* puede verse muy afectados por el tipo de metodología utilizada y la ausencia de estandarización en su esfuerzo (Lucas & Baras 2000).

A lo largo del presente capítulo, hemos mencionado los posibles efectos sobre varios de los parámetros biológicos de la población de los acontecimientos ambientales provocados por picos de salinidad. En el contraste realizado entre la variación temporal del *Sex-ratio* y la salinidad media del medio (Fig. 6.38), aunque no hemos detectado correlación significativa (Análisis de Correlación de Spearman $p > 0,05$), pueden observarse pautas concretas de cambio en el patrón general del *sex-ratio* que podrían estar relacionadas, directa o indirectamente, con los aumentos drásticos de salinidad. Con posterioridad al primer pico de salinidad (Julio-Agosto 2000; μ_5 - μ_6 Fig. 6.38), coincidente con

una mortandad masiva de individuos, la población presenta una dominancia clara de hembras durante los muestreos 8, 9 y 10 (12 Septiembre – 18 Octubre). En este contexto, estos resultados podrían interpretarse como una respuesta expansionista de la población posterior a una disminución drástica de efectivos provocada por la mortandad aludida. La dominancia de hembras en dichos muestreos, también podría estar provocada por una mayor tasa de mortalidad post-reproductiva en los machos, si bien, este patrón debería repetirse con posterioridad al segundo ciclo reproductor (Fig. 6.38). En coincidencia con el tercer pico de salinidad detectado en nuestro estudio (9 Marzo 2002; $\mu 25$ Fig. 6.38), también observamos una clara dominancia de las hembras, si bien, en este caso no detectamos mortandad en la población, aspecto que complica el establecimiento de relaciones.

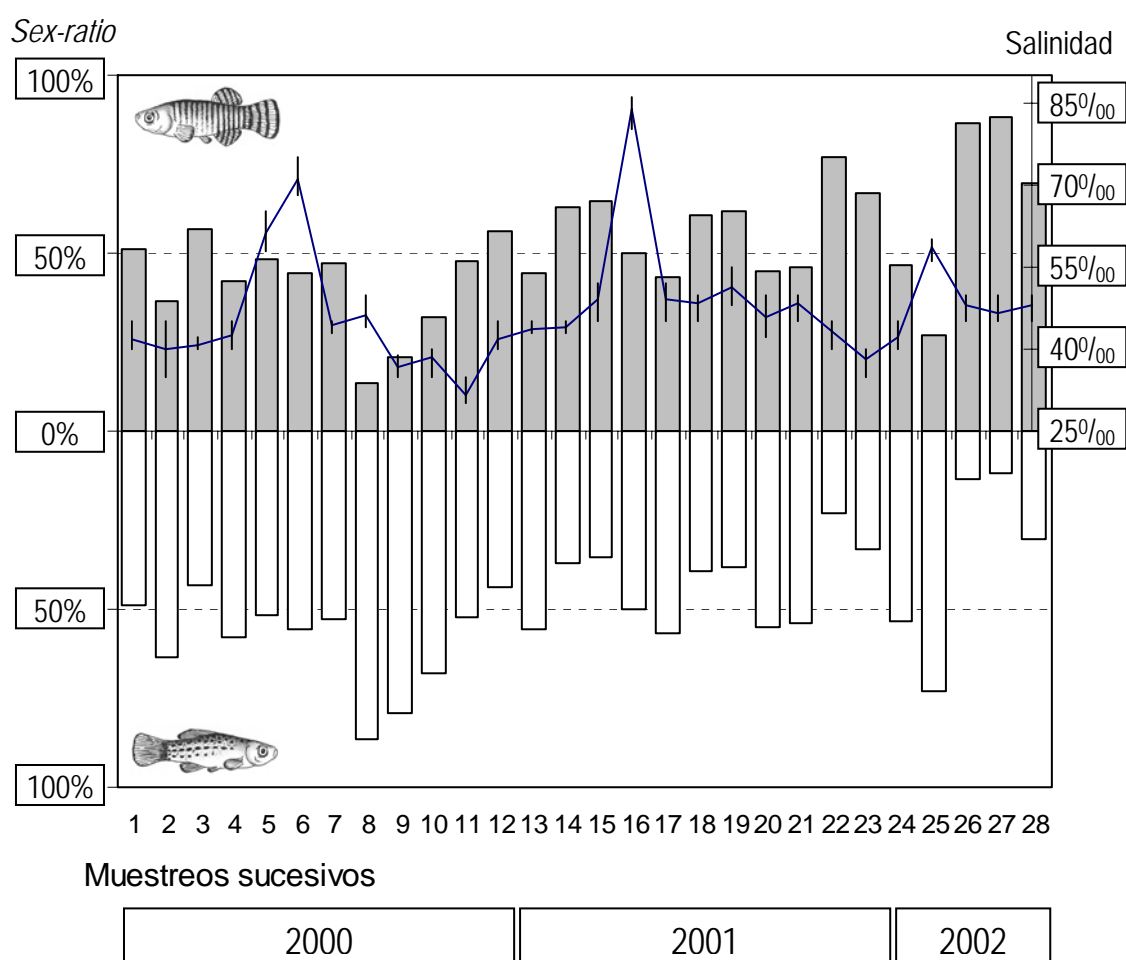


Figura 6.38. Evolución temporal por muestreo del *Sex-ratio* de los individuos capturados en la totalidad del periodo de análisis (Machos en barras grises; Hembras en barras blancas) en contraste con la evolución temporal de la salinidad del agua en las balsas objeto de estudio (trazo continuo).

2.4. Estudio de la Estrategia de Crecimiento y Reproducción: Discusión.

Fisher (1930) (*cf* Mann et al. 1980) postuló que el conocimiento de los procesos fisiológicos que controlan el reparto de las reservas energéticas entre la reproducción y el crecimiento, resultaría mucho más instructivo con el entendimiento de las estrategias de vida y la forma en que las condiciones ambientales favorecen el óptimo reparto de los recursos disponibles para dichas funciones. Desde entonces, se ha producido una notable discusión teórica sobre estos problemas, pero no todos han sido intentos exitosos para demostrar la relación causa-efecto, especialmente en el campo de la ictiología (Mann et al. 1980). A pesar de ello, ciertos principios generales han llegado a ser aceptados por la comunidad científica. En esta discusión se examinan, en relación con los aspectos del crecimiento y la reproducción de *Aphanius iberus*, varias de esas ideas generales.

2.4.1. Estrategia de Crecimiento poblacional.

The growth of most fish is indeterminate. Sexually mature individuals do not have a characteristic adult size as do insects, birds and mammals. Given suitable environmental conditions, most fish continue to grow throughout life, although the rate of growth does tend to decline with age. A second major characteristic of fish growth is its flexibility. The same species may show very different patterns of growth in different environments, with sexual maturity being reached at different sizes or at different ages.

Wootton (1990)

El crecimiento en peces se considera un proceso plástico, puede presentar variaciones considerables en respuesta a los factores ambientales (Weatherley 1990). Como características principales de dicho proceso destacan su indeterminación y flexibilidad (Weatherley & Gill 1987, Wootton 1998). La primera hace referencia a la carencia de una talla adulta propia de cada especie, y la segunda indica la ausencia de una tasa de crecimiento prefijada para cada especie.

Dentro del potencial genético de cualquier especie, numerosos factores bióticos y abióticos interactúan sobre el crecimiento. Como consecuencia, una de las características esenciales del crecimiento en estado natural es su variación intraespecífica, arriba referenciada, y una marcada variabilidad estacional y/o interanual en respuesta a los cambios ambientales (Weatherley 1990, Matthews 1998, Wootton 1998). A su vez, en función del taxón se muestran grados variables de conservación del patrón de crecimiento específico (Weatherley 1972).

Edad y Crecimiento de *Aphanius iberus* en las Salinas de Marchamalo

En el presente capítulo se ha mencionado la inexistencia de un método infalible para la determinación de la edad en peces, la fiabilidad del mismo depende de la especie objeto y de los estados de desarrollo de la misma (Ricker 1975). De acuerdo con Casselman (1983), el análisis de las escamas se muestra como un método adecuado para la estimación de la edad en poblaciones de peces con una longevidad reducida y tasas de crecimiento elevadas. Por esta razón, en este trabajo se optó por el estudio de las escamas para la determinación de

la edad, con el análisis de las distribuciones de frecuencias como método de contraste. La validación de la edad en especies del género *Aphanius* mediante el estudio de escamas resulta una tarea complicada debido, principalmente, al elevado número de escamas regeneradas en las clases de edad mayores y también por su pequeño tamaño (Leonardos & Sinis 1999). No obstante, con la excepción de los primeros trabajos con *Aphanius iberus* (De Sostoa 1983 y 1984), en los que fueron establecidas edades absolutas erróneas, la determinación de la edad por lectura de escamas en especies ibéricas del género, ha resultado exitosa en la mayoría de trabajos (Fernández-Delgado et al. 1988, García-Berthou & Moreno-Amich 1992, Vargas & De Sostoa 1997).

La estructura por edades de la población de *Aphanius iberus* de las Salinas de Marchamalo queda conformada por tres grupos de edad para ambos sexos (clases de edad: 0+, 1+ y 2+). Esta estructura entra dentro de los cánones descritos para la especie en las marismas del Alto Ampurdán (García-Berthou 1990, García-Berthou & Moreno-Amich 1992) y en el Delta del Ebro (Vargas 1993, Vargas & De Sostoa 1997) (Tabla 6.11). *Aphanius baeticus*, especie con una proximidad biogeográfica notable (Doadrio et al. 2002), mostró una estructura por edades conformada también por 3 grupos de edad (0+, 1+ y 2+) en el Estuario del Guadalquivir (Fernández-Delgado et al. 1988).

Una característica genérica de los Ciprinodontiformes es que son especies poco longevas (Nikolsky 1963, Penaz & Zaki 1985). Una reducida longevidad, junto con un rápido crecimiento, son parámetros descriptores de la estrategia de vida de especies de ambientes inestables en los que la mortalidad adulta es alta, variable e impredecible (Stearns 1976). En este contexto, poblaciones de otros Ciprinodontiformes presentes en ambientes dominados por dicho carácter impredecible en la Península, han mostrado estructuras de edades también caracterizadas por un bajo número de clases de edad [Fernández-Delgado (1989a) para *Fundulus heteroclitus*; Fernández-Delgado (1989b) y Vargas & De Sostoa (1996) para *Gambusia holbrooki*; Caiola et al. (2001) y Caiola (2006) para *Valencia hispanica*].

El *stock* objeto de estudio presenta una dinámica poblacional en la que la mayoría de efectivos que superan un Invierno mueren después de reproducirse, quedando la población constituida casi exclusivamente por su descendencia. Es decir, su estructura poblacional también se caracteriza por la dominancia casi exclusiva de la clase de edad 0+ (Tabla 6.1), al igual que el resto de Ciprinodóntidos estudiados en la Península (Fernández-Delgado et al. 1988, García-Berthou & Moreno-Amich 1992, Vargas & De Sostoa 1997). Si bien, de forma diferencial, el presente trabajo constata la presencia de, al menos, hasta tres cohortes diferentes incluidas en la clase 0+ para varias de las estaciones de estudio.

Las especies del género *Aphanius* se caracterizan por presentar un esfuerzo reproductor notable y prolongado, el cual se traduce en una elevada

demanda energética durante un periodo de tiempo largo (De Vlaming et al. 1978). Este gasto energético provoca un desgaste notable en las clases de edad más adultas que, consecuentemente, muestran una mayor tasa de mortalidad post-reproductora. Esto es típico de especies que viven en hábitats inestables, caracterizadas por presentar crecimiento rápido, madurez temprana y el elevado esfuerzo reproductivo mencionado (Fernández-Delgado 1987).

Al igual que en el resto de poblaciones estudiadas de la especie (De Sostoa 1983 y 1984, García-Berthou & Moreno-Amich 1992, Vargas & De Sostoa 1997), la diferenciación sexual en la talla de los ejemplares de las Salinas de Marchamalo es evidente, presentando las hembras una talla media significativamente mayor a los machos ($LT_{(\text{♂♂})} = 28,14 \pm 0,28$ mm; $LT_{(\text{♀♀})} = 32,75 \pm 0,35$ mm). Para otras especies del género *Aphanius* [Penaz & Kaki (1985) en *Aphanius fasciatus*, Keivany & Soofiani (2004) en *Aphanius vladikovii*], la menor talla de los machos es un carácter que ha sido relacionado con descensos en las tasas de crecimiento y una mayor mortalidad una vez alcanzada la madurez, es decir, durante su vida reproductora.

Las tallas máximas observadas para las hembras de nuestra población superan a las obtenidas en el resto de poblaciones (Tabla 6.11), confirmando, en parte, la variación clinal del tamaño con respecto a la latitud (Weatherley 1972).

Tabla 6.11. Estructura por edades y tallas máximas de captura (LT: Longitud Total) en las poblaciones del género *Aphanius* estudiadas en la Península (Sexos separados).

<i>Aphanius iberus</i>			
		Estructura	Tallas máximas
Salinas de Marchamalo	♂♂	0+, 1+, 2+	45 mm (LT)
	♀♀	0+, 1+, 2+	60 mm (LT)
Marismas del Alto Ampurdán García-Berthou & Moreno-Amich (1992)	♂♂	0+, 1+, 2+	48,8 mm (LT)*
	♀♀	0+, 1+	52,6 mm (LT)*
Delta del Ebro Vargas & De Sostoa (1997)	♂♂	0+, 1+	38 mm (LT)
	♀♀	0+, 1+	45 mm (LT)
<i>Aphanius baeticus</i>			
		Estructura	Tallas máximas
Estuario del Guadalquivir Fernández-Delgado et al. (1988)	♂♂	0+, 1+, 2+	43 mm (LT)
	♀♀	0+, 1+, 2+	55 mm (LT)

(*) Estos datos corresponden con LTs obtenidas de la transformación de las longitudes estándar mediante la fórmula expuesta por los autores para esta población ($LS = -0,726 + 0,812$ LT).

Crecimiento Estacional y Anual

Las variaciones en las tasas de crecimiento entre poblaciones son otra de las manifestaciones de la plasticidad fenotípica que permite adaptarse a muchas especies de peces (Weatherley & Gill 1987). Debido a su condición poiquiloterma, la temperatura y, consecuentemente, la latitud ejercen una gran

influencia sobre el crecimiento diferencial (Weatherley 1980, Casselman 1983): *Mayores tasas de crecimiento en ambientes con mayor temperatura media y temperaturas menos variables (sensu García-Berthou et al. 1999).*

Diferencias latitudinales en las tasas de crecimiento han sido descritas para otros Ciprinodontiformes (Smaritan & Schimdt 1982, Penaz & Kaki 1985). A pesar de la dificultad existente en la comparación de los datos disponibles, García-Berthou et al. (1999) también muestran diferencias latitudinales del crecimiento en poblaciones de *Aphanius* estudiadas en la Península.

La población de las Salinas de Marchamalo presenta una tasa de crecimiento elevada durante el primer año de vida, patrón que muestran diferentes cohortes dentro de la misma clase de edad. Así por ejemplo, los machos la cohorte 2000 (0+ Primavera) muestran una tasa de crecimiento en longitud del 51,67 % (= 158,41 % en peso) durante el periodo comprendido entre Primavera 2000 e Invierno 2001 (Tabla 6.4), es decir, durante su primer año de vida. En el mismo periodo, la cohorte 1999 (0+ Pre-Invernal) mostró una tasa en longitud del 27,85 % (= 85,38 % en peso) correspondiente a parte de su segundo año de vida. Las hembras muestran diferencias mucho más notorias entre las tasas de crecimiento del primer y segundo año de vida de cada cohorte, éstas pueden pasar de incrementos anuales en peso del 262,71 % para el primer año, a incrementos anuales del 28,38 % en cohortes en su segundo y, normalmente, último año de vida (Tabla 6.4). La elevada tasa de crecimiento durante el primer año de vida, probablemente, está relacionada con la consecución de una longitud mínima de supervivencia, factor además decisivo para alcanzar la madurez sexual (Stearns & Crandall 1984). En este contexto, diversos trabajos argumentan que destinar recursos al crecimiento después de la madurez es una estrategia subóptima del reparto energético (Chichón 1999).

La diferenciación sexual en las tasas de crecimiento en la especie fue expuesta por Vargas & De Sostoa (1997), y por Fernández-Delgado et al. (1988) para *Aphanius baeticus*. En dichos trabajos no fue constatado el decremento en la tasa con la edad de las cohortes que hemos constatado en la población de estudio. En resumen, las mayores tasas de crecimiento se registran en las cohortes más jóvenes, descendiendo paulatinamente a medida que se incrementa la longevidad, disminuyendo marcadamente después de la primera maduración (Goto 1989). Así, el modelo de crecimiento presente en *Aphanius iberus* en las Salinas de Marchamalo es dependiente de la edad.

Por otro lado, *Aphanius iberus* ha mostrado una estacionalidad muy marcada en el crecimiento. En el Delta del Ebro se aprecia un máximo en el crecimiento desde Marzo a Septiembre, y una paralización del mismo desde Octubre a Febrero (Vargas & De Sostoa 1997). Un modelo de crecimiento estacional similar fue observado por Fernández-Delgado et al. (1988) para *Aphanius baeticus*. Estos patrones estacionales están muy condicionados por el ambiente y, concretamente, por la temperatura (Weatherley 1990). Los incrementos

máximos se han observado en Primavera, también en la población de las Salinas de Marchamalo, periodo en el que la temperatura del agua aumenta y, de forma correlacionada, la disponibilidad de alimento (Alcaraz & García-Berthou 2006). Paralelamente, se aumenta la tasa metabólica de los individuos de la población, lo que se traduce en una mayor actividad y, normalmente, mayor consumo de alimentos (Linden & Cech 1990, Vargas & De Sostoa 1999, Alcaraz & García-Berthou 2006). No obstante, otros factores adicionales como el fotoperiodo, disponibilidad de oxígeno y presencia de contaminantes o depredadores, también pueden ejercer efectos notables sobre el modelo de crecimiento (Helfman et al. 1997).

El patrón de crecimiento estacional detectado en la población de estudio ha mostrado claramente las mayores tasas de incremento en el periodo Primavera-Verano (Tabla 6.3), las cohortes de menor edad también presentaron elevadas tasas en el periodo Invierno-Primavera. El cálculo realizado a nivel estacional para la obtención de las tasas, nos impide obtener valores a nivel mensual, si bien, es muy probable que los valores elevados obtenidos en el periodo Invierno-Primavera sean consecuencia de una temprana y notable reactivación del crecimiento en Febrero y, en función de la moderación en las temperaturas invernales, incluso en Enero. En resumen, la población de *Aphanius iberus* establecida en las Salinas de Marchamalo muestra su reactivación del crecimiento entre Enero y Marzo, con 1 ó 2 meses de adelanto en comparación con la población estudiada en el Delta del Ebro (Vargas & De Sostoa 1997).

Dinámica temporal y Estructura poblacional

La extensión del periodo de reclutamiento, así como la duración del periodo reproductor en especies ubiquistas como *Aphanius iberus*, son aspectos que se reflejan en el estudio temporal de la estructura por tamaños de una población. García-Berthou & Moreno-Amich (1999) destacan el elevado solapamiento entre cohortes jóvenes que se produce a lo largo del periodo de reclutamiento. La climatología, básicamente las condiciones térmicas junto con el fotoperiodo, son, probablemente, los factores que mayor control ejercen sobre la duración de los periodos aludidos (De Vlaming et al. 1982, Wootton 1998). El efecto conjunto de estas dos variables ha sido constatado en especies del género *Aphanius* (Frenkel & Menachem 1997).

Las Salinas de Marchamalo muestran unas condiciones térmicas en sus aguas altamente moderadas, únicamente en 5 muestreos (17,8 % de los realizados), se cuantificaron temperaturas del agua medias inferiores a 15 °C. La ausencia de periodos prolongados con temperaturas bajas puede ser uno de los factores causantes de la presencia de un reclutamiento prolongado, que ha conllevado la detección de cohortes de reclutas en los muestreos otoñales (Figs. 6.16 y 6.17).

Del mismo modo, la suavidad de las temperaturas puede también condicionar la presencia en la población de un rango de tallas superior al detectado en

otras latitudes peninsulares para poblaciones del género. Así, en prospecciones invernales, con la excepción de las hembras de *Aphanius iberus* capturadas en un único muestreo por Vargas (1993) en el Delta del Ebro, el resto de poblaciones estudiadas no superaron amplitudes de talla de 20 mm en sus capturas invernales (Fernández-Delgado et al. 1988, García-Berthou & Moreno-Amich 1992). Sin embargo, la estructura poblacional detectada en muestreos invernales en las Salinas de Marchamalo ha mostrado amplitudes de talla de 26 mm para los machos ($LT_{\min} = 12$ mm; $LT_{\max} = 38$ mm) y 32 mm para hembras ($LT_{\min} = 12$ mm; $LT_{\max} = 44$ mm). En este mismo contexto, destaca la importancia de la cohorte conformada por individuos indeterminados ($LT < 18-19$ mm) en prospecciones invernales (Fig. 6.19). La posibilidad de un reclutamiento basal continuo con un número menor de efectivos durante los meses invernales, es decir, dependiente de la temperatura y fotoperiodo, es un patrón constatado en poblaciones de *Aphanius dispar* (Haas 1982), si bien, en esta especie se detectó la presencia de un pequeño porcentaje de hembras maduras en los meses invernales, aspecto que no ha sido confirmado para *Aphanius iberus*.

Durante el periodo de estudio, los problemas para mantener un flujo continuo de entrada de agua al complejo salinero han desembocado en descensos significativos en el nivel de agua y, consecuentemente, aumentos drásticos de la salinidad. En uno de estos acontecimientos de incremento de salinidad (Agosto 2000) observamos la mortandad masiva de individuos de la población que, a su vez, se refleja en la distribución de frecuencias por talla de dicho muestreo. La estructura por tallas del muestreo realizado el 24 de Agosto de 2000 (Fig. 6.20), a pesar coincidir con época reproductora, muestra la ausencia de individuos inferiores a 26 mm (LT). Aunque no de forma tan significativa, esta pauta se ha observado en otros periodos con picos de salinidad, aspecto que puede estar indicando una resistencia diferencial en función de la talla a condiciones estresantes producidas por la mortandad masiva y/o el cambio drástico de salinidad.

En términos generales, los primeros estadios de vida son mucho más sensibles a los factores físico-químicos de estrés que los individuos adultos de una población (Holliday 1969). Así por ejemplo, los rangos de tolerancia de estadios iniciales a factores como la salinidad del agua pueden ser restrictivos de mesohábitats para la reproducción exitosa de una especie, y se ha demostrado que los efectos deletéreos de la salinidad sobre los estadios tempranos resultan mucho más conspicuos durante las 2 ó 3 primeras semanas de vida (Bohlen 1999). El desarrollo y funcionalidad de los órganos osmorreguladores debe ser el responsable del decremento en la sensibilidad a la salinidad con el crecimiento en los primeros estadios de crecimiento (Holliday 1969).

Dinámica Temporal de Condición Somática

Los índices de condición somática generalmente son asociados a los niveles de energía acumulada en tejidos de reserva (Encina 1991, Escot 1995) y,

consecuentemente, pueden ser utilizados para caracterizar los ambientes y/o hábitats en comparaciones interpoblacionales (Vila-Gispert et al. 2000, Oliva-Paterna et al. 2003a y 2003b). En este contexto, el análisis y valoración mediante índices de condición es una herramienta de gran validez para gestores a la hora de evaluar el impacto ejercido por acciones de manejo sobre las poblaciones (Brown & Austin 1996). A su vez, *Aphanius iberus* ha sido la especie modelo en diversos trabajos metodológicos sobre diferentes indicadores del estatus de condición poblacional en la Península Ibérica (García-Berthou & Moreno-Amich 1993, Vila-Gispert & Moreno-Amich 2001).

Las variaciones temporales en la condición somática de las poblaciones de *Aphanius iberus* estudiadas en la Península han mostrado tanto la influencia de los cambios ambientales, como el reflejo de los factores reproductivos (García-Berthou & Moreno-Amich 1993, Vargas & De Sostoa 1997, Vila-Gispert & Moreno-Amich 2001).

La dinámica genérica de la condición para la población objeto de estudio resulta independiente del sexo, ya que se ha mostrado semejante para individuos maduros de ambos sexos. Además, el establecimiento de fases repetitivas en el ciclo de condición a lo largo de periodos interanuales ha resultado complejo. No obstante, los índices de condición utilizados muestran valores mínimos a finales del Verano y durante el Otoño, en Invierno presentan un cierto incremento, y es a lo largo de la Primavera cuando se recuperan los valores máximos en el ciclo. En términos generales, una dinámica caracterizada por un incremento de la condición previo al periodo de reproducción con la coincidencia de los valores máximos de condición al inicio de éste, es lo descrito para las poblaciones estudiadas en la Península (García-Berthou & Moreno-Amich 1993, Vargas & De Sostoa 1997, Vila-Gispert & Moreno-Amich 2001).

Los máximos estivales en la condición somática resultan coincidentes con las temperaturas máximas y una alta productividad del ecosistema (García-Berthou 1990). En la segunda mitad del Verano y durante el Otoño, los valores de la condición disminuyen, coincidiendo con decrementos en la temperatura y la disponibilidad de alimento (Vargas 1993). La disminución de la condición a lo largo del periodo reproductor también puede ser consecuencia del incremento en el dominio de tallas más pequeñas con el transcurrir del mismo (= aparición de nuevas cohortes con una condición inferior) (Vargas & De Sostoa 1997).

La dinámica expuesta se presente también en la única población estudiada de *Aphanius baeticus* (Fernández-Delgado et al. 1988). Además, de acuerdo con Fernández-Delgado et al. (1988), la pérdida de condición estival en las cohortes más viejas es indicativo del elevado coste energético que conlleva el prolongado esfuerzo reproductor. En definitiva, se destina un porcentaje mayor de los recursos energéticos disponibles hacia los gastos reproductivos que hacia los gastos en crecimiento y/o mantenimiento en el medio (Reznick 1985).

El efecto del ciclo reproductor sobre el ciclo de condición somática de la población se refleja en las correlaciones positivas detectadas entre los índices utilizados (Fig. 6.39). Varios autores han puesto de manifiesto un mayor efecto del periodo reproductor sobre la condición en las hembras (Vargas & De Sostoa 1997, Vila-Gispert & Moreno-Amich 2001). Esto podría reflejarse en nuestros datos, ya que, a diferencia de los machos, las hembras muestran correlaciones significativas en los análisis realizados con ambos índices, PE Pronóstico y Kr (Fig. 6.39). Las hembras de *Aphanius iberus* realizan una puesta fraccionada a lo largo de un periodo prolongado (Vargas & De Sostoa 1997) con un gasto energético, al menos en incremento gonadal, muy superior al de los machos. Esto podría traducirse en un mayor efecto sobre la condición somática. No obstante, también hemos detectado la relación existente entre el ciclo de condición somática y variables ambientales como la temperatura. En suma, la condición somática de *Aphanius iberus* en las Salinas de Marchamalo se ve influenciada por su ciclo reproductor pero, aspecto que es discutido a continuación, también por las condiciones ambientales.

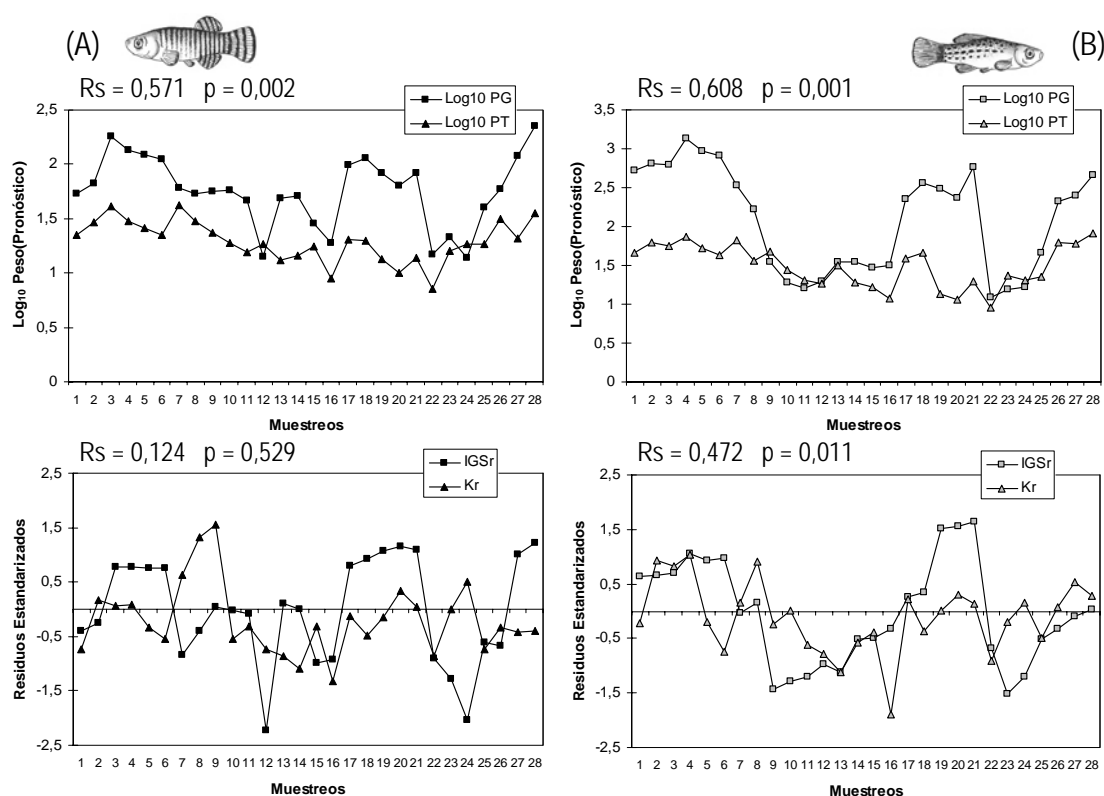


Figura 6.39. Evolución temporal por muestreo de la condición somática y el desarrollo gonadal, en función de los índices utilizados en el estudio (Ver texto), para machos (A) y hembras (B) capturados en la totalidad del periodo de análisis (Análisis de correlación: R_s = Índice de correlación de Spearman; $p < 0,05$ =Correlación significativa). Gráficos sin límites de confianza para facilitar su interpretación.

Efecto de los parámetros ambientales sobre la Condición Somática

Mediante un análisis interpoblacional el efecto latitudinal sobre el estatus de condición de *Aphanius iberus* fue puesto de manifiesto por Vila-Gispert & Moreno-Amich (2001), mostrando la temperatura como uno de los factores ambientales de mayor importancia. Ésta es una de las variables ambientales que más se ha correlacionado con los factores de crecimiento en peces (Weatherley & Gill 1987, Schreck & Moyle 1990).

En el presente trabajo, han sido detectados índices con un bajo grado de significación en las correlaciones bivariantes entre la temperatura del agua y los indicadores del estatus de condición (Fig. 6.26). Estos resultados son medianamente lógicos, es decir, la inexistencia de una fuerte evolución paralela entre la condición somática y la temperatura es coherente valorando el resto de variables exógenas y endógenas que pueden afectar al ciclo de condición (Wootton 1998).

Por otro lado, hemos detectado cómo incrementos drásticos en la salinidad del agua han provocado mínimos significativos en los valores de los índices utilizados para cuantificar la condición somática (Fig. 6.27), provocando efectos más conspicuos sobre la dinámica de las hembras de la población. Aunque las especies de peces habitantes de ambientes caracterizados por fluctuaciones en la salinidad (Estuarios, Marismas, etc.) muestran adaptaciones ecofisiológicas para tolerar dichas fluctuaciones y límites extremos de salinidad (Plaut 2000), aumentos drásticos en la salinidad pueden provocar efectos deletéreos sobre fracciones importantes de una población (Bohlen 1999), así como decrementos importantes en las tasas metabólicas de los individuos resistentes (Boyce & Clark 1997, Boyce 1999, Swanson, 1998). Dentro de los Ciprinodontiformes, los efectos de la salinidad sobre las tasas metabólicas han sido expuestos en diversos trabajos (Nordlie et al. 1991, Jordan et al. 1993, Plaut 2000). De acuerdo con estos supuestos, es probable que los incrementos de salinidad detectados en las Salinas de Marchamalo hayan provocado descensos en las tasas metabólicas de los individuos y, consecuentemente, decrementos en el estatus de bienestar que se han reflejado en disminuciones de los indicadores de condición.

De forma paralela con el primer pico de salinidad observado en el periodo de estudio, fue detectado un fenómeno de mortalidad masiva en la población. Efectos posiblemente provocados por dicha mortandad, incremento de sustancias nitrogenadas, aumento de la vulnerabilidad a patógenos y/o aparición de cambios patológicos en estructuras morfológicas como las branquias (Wilkie 1997), también pueden haber sido factores causantes del decremento en la condición detectado en dicho periodo.

2.4.2. Estrategia de Reproducción.

En las últimas décadas, uno de los principales focos de análisis en el estudio de las estrategias de vida en peces han sido las características reproductoras de los individuos (Matthews 1998). Estas características suelen estar adaptadas para maximizar el éxito de una especie en un ambiente concreto (Roff 1992), de ahí que su estudio en el contexto de la gestión de especies amenazadas resulte imprescindible.

The primary goal of any organism is to reproduce. A central aim of life-history analysis is thus the understanding of how the age schedule of reproduction involves.

Roff (1992)

Uno de los factores más importantes que condicionan la reproducción de los peces es la variabilidad ambiental del medio que los rodea (Wootton 1998). De este modo, el patrón reproductor mostrado por *Aphanius iberus* en balsas salineras como mesohábitats someros, con un notable efecto ambiental por factores como la temperatura, y con cambios drásticos en su salinidad, nos ofrece un material valioso para contrastar el ciclo reproductor de la especie.

Dinámica de Desarrollo Gonadal (Ciclo Reproductor)

El ciclo reproductor de la mayoría de teleósteos presenta un alto grado de adaptabilidad y en zonas templadas se caracteriza por su periodicidad anual (Scott 1979). Los procesos que regulan dicha periodicidad muestran un elevado significado de adaptación en aspectos como la sincronización del desarrollo de huevos y larvas con las condiciones estacionales (Mills 1991).

El ciclo reproductor de la población se ha analizado mediante la utilización de índices cuantitativos del desarrollo o actividad gonadal que, en peces de pequeña talla como *Aphanius iberus*, pueden presentar una alta correlación con el estado específico de maduración gonadal (De Vlaming et al. 1982).

El patrón detectado en el ciclo reproductor de la población estudiada consiste en un desarrollo rápido de la gónada desde inicios de Primavera que lleva a un periodo de reproducción que abarca, al menos, de 4 a 5 meses, desde Abril/Mayo hasta Agosto incluido. Un patrón similar, con periodo reproductor extenso, se ha mostrado en el Delta del Ebro (Mayo-Agosto; Vargas & De Sostoa 1997) y el Ampurdán (Marzo-Julio; García-Berthou & Moreno-Amich 1999). *Aphanius baeticus* en el Estuario del Guadalquivir también muestra un largo periodo reproductor desde Abril hasta Julio (Fernández-Delgado et al. 1988). Periodos reproductores de hasta 7 meses han sido descritos para otras especies del género *Aphanius* en el área circunmediterránea (Lotan 1982).

El periodo reproductor se muestra coincidente con factores climáticos, *a priori* favorables, lo que permite la existencia de una mayor disponibilidad de alimento tanto para alevines como para adultos y, además, facilita el desarrollo oocitario (De Vlaming et al. 1978, Greeley & McGregor 1983). De acuerdo con Nikolsky (1963), la disponibilidad de alimento puede ser un factor que cause un

adelanto o retraso relativo en el periodo reproductor en distintas poblaciones de una misma especie. Las diferencias consistentes en un mes de adelanto o de retraso en el periodo reproductor, detectadas entre las poblaciones peninsulares del género *Aphanius*, pueden ser consecuencia de cambios en dicha disponibilidad de alimento. A su vez, el reflejo de las carencias de alimento sobre los índices gonadosomáticos ha sido puesto de manifiesto para especies del género *Aphanius* (Frenkel & Goren 1997).

Multiple spawning have indubitable advantages in fluctuating environments. Progeny are not at risk in just one reproductive event when a climatic catastrophe could destroy the whole spawning in a particular year and the optimum egg size can be selected, which avoids the possible conflict between egg number and egg quality.

Miller (1979)

El periodo reproductor dilatado presente en la población de estudio concuerda con la estrategia de puesta fraccionada que caracteriza a las poblaciones del género *Aphanius* (Fernández-Delgado et al. 1988, Vargas & De Sostoa 1997). La puesta múltiple fraccionada en medios fluctuantes tiene indudables ventajas (Wootton 1998). En primer lugar, proporciona la posibilidad de no arriesgar toda la prole en un único acto reproductivo (Cambray & Bruton 1984). En segundo, permite seleccionar un tamaño de huevo óptimo, salvando el posible conflicto entre el número y calidad de oocitos como

consecuencia de las restricciones que impone el tamaño de los ovarios (Miller 1979). Este último factor en el caso de los Ciprinodóntidos es importante debido a su pequeño tamaño, y ha sido considerado como un limitante de la fecundidad (Byrne 1978). Además, Greeley & McGregor (1983) sugieren que la puesta fraccionada asegura la disponibilidad de individuos reproductores en los momentos y lugares adecuados para la supervivencia de la progenie.

Por otro lado, el gasto energético que conlleva la puesta fraccionada es elevado, principalmente en las hembras, debido a la notable inversión que realizan en tejidos reproductores (Reznick 1985). Este gasto energético es continuo durante un periodo prolongado, ya que se producen múltiples puestas a lo largo de los meses del periodo reproductor. En la población del Delta del Ebro no se ha podido determinar el número exacto de puestas (Vargas & De Sostoa 1997), si bien, los autores destacan dos momentos a lo largo del periodo reproductor: final de Mayo – inicio de Junio y final de Julio- inicio de Agosto. El segundo de los momentos es el que presenta una mayor fecundidad poblacional, y tras esta máxima liberación de huevos las cohortes de individuos más viejos desaparecen debido al esfuerzo reproductivo, al igual que ocurre con *Aphanius baeticus* en el Estuario del Guadalquivir (Fernández-Delgado et al. 1988). Cabe mencionar que, para la obtención de mayor detalle en la descripción del ciclo reproductor de la población objeto de nuestro trabajo sería necesario abordar estudios sobre la fecundidad y desarrollo ovocitario.

Variaciones interpopulacionales entre los índices gonadosomáticos pueden indicar variaciones en el rendimiento reproductor (Mann et al. 1983). Si bien, estos índices son únicamente medidas aproximadas del esfuerzo reproductor (Callow 1985, Jons & Miranda 1997); a modo de ejemplo, el rendimiento reproductor entre dos poblaciones con un mismo índice gonadosomático

puede variar notablemente si muestran un número diferente de puestas o lotes de huevos por periodo reproductor. Durante los periodos reproductores de 2000 y 2001, la población de *Aphanius iberus* en las Salinas de Marchamalo ha mostrado pesos ováricos medios sobre el peso total del 12,74 % y 16,75 %, respectivamente (Fig. 6.32). Es decir, un esfuerzo reproductor, en función de la inversión en peso gonadal, muy elevado y sostenido en el tiempo. En el caso de los machos, dichos valores son inferiores, el 3,09 % para el periodo reproductor de 2000 y el 3,91 % para el de 2001. En la población del Delta del Ebro (Vargas 1993, Vargas & De Sostoa 1997), los machos presentaron valores medios en sus pesos gonadales inferiores al 2 % respecto de su peso total durante el periodo reproductor, en las hembras la inversión en peso gonadal no superó el 14 %. El esfuerzo en nuestra población también ha resultado superior a la población de *Aphanius baeticus* estudiada en el Estuario (Fernández-Delgado et al. 1988). Inversiones en peso gonadal durante el periodo reproductor superiores al 10 % son comunes en otras especies de peces de pequeño tamaño que también presentan como característica la puesta fraccionada (Mills 1991).

Efecto de los parámetros ambientales sobre el Desarrollo Gonadal

Por regla general, la temperatura ambiental posee un importante papel en el control del ciclo reproductor, hipótesis que ha sido contrastada en especies del género *Aphanius*. Frenkel & Goren (1997), en trabajos de experimentación en laboratorio, presentan una relación positiva entre la maduración oocitaria de *Aphanius dispar* y la temperatura. En Byniak (1979) (cf en Frenkel & Goren 1997) muestran un efecto similar para el caso de *Aphanius mento*. No obstante, existen múltiples factores ambientales que pueden condicionar el desarrollo gonadal en Ciprinodóntidos (Haas 1982, Frenkel & Goren 1997, Oltra & Todolí 2000). En las Salinas de Marchamalo, a pesar del efecto sinérgico que otros factores pueden ejercer sobre el ciclo reproductor, hemos detectado una evolución paralela entre la temperatura del agua y los índices gonadosomáticos (Fig. 6.34).

En diferentes especies de Ciprinodontiformes, se ha constatado que cambios en la salinidad, dentro de su rango de tolerancia, provocan efectos notorios sobre su rutina metabólica (Nordlie et al. 1991, Nordlie & Haney 1998, Plaut 2000). En relación con parámetros reproductores, la salinidad del ambiente puede afectar al estatus oocitario (Hoar & Randall 1984), así como a la tasa de supervivencia de los propios oocitos y de los estadios larvarios (Bein & Ribi 1994). A pesar de ello, los Ciprinodóntidos muestran una notable adaptabilidad a la salinidad del medio, con especies que presentan poblaciones viables tanto en ambientes dulceacuícolas como en salobres (Martin 1972, Haas 1982, Nordlie et al. 1991); esta capacidad ha sido constatada para *Aphanius iberus* en el sureste de la Península (Torrallva & Oliva-Paterna 2002). Los límites de supervivencia a la salinidad mostrados para *Aphanius iberus* son realmente notables, desde aguas dulces hasta salinidades de 127 ‰ (Sanz 1985), aspecto que hemos podido

confirmar en balsas calentadoras de las Salinas de Marchamalo no incluidas en este estudio.

Oltra & Todolí (2000), a través de un análisis experimental desarrollado con la especie objeto de este estudio, no muestran influencia de la salinidad (5-60 ppt; rango del análisis) sobre la supervivencia de sus estadios larvarios. Si bien, los propios autores, debido a factores no controlados en su experimentación, resaltan la necesidad de ahondar y no concluir sobre esta temática.

En la población de *Aphanius iberus* de las Salinas de Marchamalo, los cambios drásticos en la salinidad parecen provocar efectos más conspicuos sobre la dinámica gonadal de los machos. Las hembras parecen amortiguar los efectos provocados por cambios en la salinidad, y su ciclo reproductor parece no resentirse de forma tan clara.

Variación del *Sex-ratio*

La población objeto de estudio muestra un dominio en número de las hembras sobre los machos. En el total de capturas, mayoritariamente de individuos maduros, hemos obtenido una relación favorable a las hembras de 0,778:1. Sin embargo, se observa un cambio en el *Sex-ratio* estudiándolo en relación con la talla, con proporciones favorables a los machos en tallas menores a 30 mm LT (Fig. 6.36), es decir, un dominio de las hembras a medida que aumenta el tamaño. Este patrón difiere de los resultados obtenidos por Vargas (1993) en el Delta del Ebro, pero coincide con la población de *Aphanius baeticus* estudiada en el Estuario del Guadalquivir (Fernández-Delgado 1987).

Hellawell (1974) afirma que la evolución que sufre el *Sex-ratio* en función de la longevidad, puede ser una consecuencia de la respuesta diferente de machos y hembras al estrés reproductor y maduración sexual. De igual modo, Penáz & Dulmaa (1987) y Witkowski & Kowalewski (1988) argumentan una relación entre la mortalidad de los machos y la longevidad como producto de una mayor susceptibilidad a agentes patógenos durante el periodo de freza. En el género *Aphanius*, la tendencia a igualar el *Sex-ratio* poblacional con el decremento de tamaño ha sido resaltada como un indicador de un reclutamiento poblacional proporcionado entre sexos (Leonardos & Sinis 1998 y 1999). A su vez, la desigualdad para los individuos mayores indudablemente indica una mortalidad diferencial, aspecto que también se ha constatado en otras especies de Ciprinodontiformes presentes en la Península (Fernández-Delgado 1989, Vargas & De Sostoa 1996, Pérez-Bote & López 2005).

Las causas de la mortalidad diferencial aludida pueden ser múltiples. Por ejemplo, una predación selectiva sobre machos producto de comportamientos más conspicuos ha sido puesta de manifiesto en diversas poblaciones de peces (Schreck & Moyle 1990, Godin & McDonough 2003). No obstante, Vargas (1993) argumenta una menor presión predatoria sobre los machos de *Aphanius iberus*



por su coloración más disruptiva, como explicación al dominio de éstos. Penaz & Kaki (1985) explican el dominio de las hembras en poblaciones de *Aphanius fasciatus* por disminución del crecimiento y tasas de mortalidad superiores en los machos después de la madurez. Una tasa de supervivencia mayor en hembras ha sido constatada, también para *Aphanius fasciatus*, en diversas poblaciones, especialmente en ambientes estresantes (Leonardos & Sinis 1998 y 1999).

Efecto de los parámetros ambientales sobre el *Sex-ratio*

La temperatura es una variable ambiental de la que ha sido comprobado su efecto sobre el *Sex-ratio* en peces (Nomura et al. 1998). En la población de estudio, no se ha determinado correlación significativa alguna entre la temperatura y la variación temporal del mismo. Sin embargo, sí han sido detectadas pautas concretas de cambio en el patrón general del *Sex-ratio* que podrían estar relacionadas, directa o indirectamente, con aumentos drásticos de la salinidad. Con posterioridad a la mortandad masiva detectada en nuestro estudio, los datos presentan una dominancia de hembras que podría interpretarse como una respuesta expansionista de la población (*sensu* Granada-Lorencio 1996).

En general, a medida que la proporción sexual de los individuos reproductores se hace más desigual, el cociente entre el tamaño efectivo de la población y el número de reproductores también disminuye (Primack & Ros 2002). No obstante, salvo en muestreos puntuales las diferencias entre el número de machos y hembras de nuestra población no son drásticas y, además, la capacidad de equilibrar el *Sex-ratio* por parte de la población parece asegurada. En este sentido, el patrón de cambio en el *Sex-ratio* de la población objeto de estudio no ejerce un efecto negativo importante sobre su tamaño efectivo.

2.5. Estudio de la Estrategia de Crecimiento y Reproducción: Conclusiones.

Mediante la realización de múltiples estudios comparativos sobre estrategias de vida en peces, se ha establecido un modelo teórico compuesto por un gradiente triangular basado en los intercambios o compensaciones (*trade-offs*) entre tres ejes fundamentales en demografía: (1) Edad y/o tamaño de madurez, (2) Fecundidad y (3) Supervivencia juvenil (Kawasaki 1980, Wootton 1984, Winemiller 1989, Winemiller & Rose 1992). De acuerdo con la terminología utilizada por Winemiller & Rose (1992) quedan definidas tres tipos de estrategias genéricas: (1) *Estrategia Oportunista (Opportunistic strategy)*; (2) *Estrategia Periódica (Periodic strategy)*; y (3) *Estrategia en Equilibrio (Equilibrium strategy)*.

La especie objeto del presente estudio ha sido caracterizada como una especie *Oportunista* (*sensu* Vila-Gispert et al. 2002; Vila-Gispert & Moreno-Amich 2003). Esta *Estrategia Oportunista* engloba a pequeños peces con una madurez temprana, con huevos de pequeño tamaño y una puesta fraccionada en lotes con un número relativamente bajo de oocitos. Esta estrategia maximiza las

The Biology of the Iberian toothcarp (Aphanius iberus) is characterized by fast growth, early maturity, high reproductive effort, multiple spawning and reduce longevity. This may be a good life strategy for small fish in unstable environments, such as estuaries, where adult mortality is high, variable or unpredictable. It allows them to exploit favourable environmental conditions, which occur in a specific, reduced period; practically all the population is renewed during this period.

Vargas & De Sostoa (1997)

capacidades de recolonización en ambientes fluctuantes y heterogéneos espacialmente. Las especies que muestran esta estrategia mantienen frecuentemente densidades elevadas en hábitats marginales (ecotonos, hábitats con cambios constantes, etc.).

En función de una terminología análoga, Vargas (1993) y Vargas & De Sostoa (1997) muestran la estrategia para *Aphanius iberus* en hábitats marginales del Delta del Ebro. En estos hábitats la estrategia de la especie queda caracterizada por

un rápido crecimiento, temprana madurez, esfuerzo reproductor elevado con una puesta fraccionada y una longevidad reducida. De igual modo, García-Berthou & Moreno-Amich (1992) muestran los parámetros del crecimiento de la especie típicos de una estrategia oportunista para la población estudiada en ambientes de marisma del Alto Ampurdán. Fernández-Delgado (1987) describe la estrategia de *Aphanius baeticus* en el Estuario del Guadalquivir, la cual es similar en sus parámetros descriptores.

En resumen, los estudios realizados en las últimas dos décadas sobre la estrategia de vida de especies del género *Aphanius* en la Península, se muestran coincidentes en el tipo de estrategia que caracteriza a la especie objetivo de nuestro trabajo y a las especies congénéricas.

Conclusiones

Aphanius iberus desarrolla una estrategia de vida en las Salinas de Marchamalo que le permite habitar un ambiente con importantes fluctuaciones intra e interanuales en sus variables descriptoras. El patrón general de su estrategia de vida se caracteriza por un número bajo de clases de edad, tasas de crecimiento elevadas y una vida reproductiva corta, pero con un periodo reproductor extenso. Patrón típico de una especie *Oportunista* (*sensu* Winemiller & Rose 1992) adaptada a ambientes extremos e inestables. Esta estrategia general se refleja en:

(1) La estructuración por edades de la población evidencia la existencia de, al menos, 3 clases de edad para las hembras y machos. A su vez, esta estructura se caracteriza por la dominancia numérica de la clase de edad 0+ en, prácticamente, la totalidad de estaciones de estudio. La presencia de sucesivas cohortes dentro de esta clase 0+ se ha constatado, con un mínimo de 2 cohortes poblacionales por estación de muestreo.

(2) El modelo de crecimiento de la población establecida en las Salinas de Marchamalo es dependiente de la edad y sexo. Tasas de crecimiento notablemente elevadas se registran en el primer año de vida y descienden paulatinamente a medida que se incrementa la edad. Esta relación negativa existente entre la tasa de crecimiento y la longevidad se ha podido constatar a nivel de cohorte, las cohortes más longevas dentro de la clase 0+ muestran tasas de crecimiento inferiores. A su vez, los machos muestran tasas de crecimiento anuales inferiores a las hembras.

(3) Los individuos de la población han mostrado una estacionalidad muy marcada en su crecimiento. La dinámica presenta una reactivación del crecimiento entre Enero y Marzo, con un periodo máximo de crecimiento hasta mediados del Verano. Desde el final del Verano hasta el inicio del Invierno conformaría un periodo de no crecimiento. Estos periodos pueden ser variables en su extensión y afectan en menor medida a las cohortes de individuos jóvenes.

(4) Las condiciones térmicas favorables presentes en la localidad de estudio, pueden ser factores condicionantes de la presencia del periodo prolongado de reclutamiento existente. Cohortes correspondientes a reclutas del año han sido detectadas hasta en muestreos otoñales.

(5) A su vez, las condiciones térmicas también pueden ser factores

importantes de la presencia de elevadas amplitudes de talla en la estructura de tamaños de la población. Esta estructura muestra los mayores rangos de talla en comparación con otras poblaciones del género estudiadas en la Península.

(6) Incrementos drásticos en la salinidad acompañados en determinados casos de mortandades masivas, muestran efectos deletéreos sobre las tallas inferiores de los individuos de la población de estudio.

(7) El ciclo de condición somática de los individuos muestra la alternancia de periodos favorables y desfavorables existentes en las Salinas consecuencia de cambios en variables ambientales (temperatura, salinidad, etc.). No obstante, también se ve influenciado por el ciclo reproductor de la población. En términos generales, se muestra una dinámica caracterizada por un incremento previo al periodo reproductor con la coincidencia de los valores máximos de condición al inicio de la reproducción, los valores mínimos se obtienen al acabar el periodo reproductor, finales de Verano y durante el Otoño.

(8) La dinámica temporal de la condición somática resulta independiente del sexo, se ha mostrado semejante para individuos maduros de ambos sexos. No obstante, el efecto del ciclo reproductor se muestra algo más patente sobre la condición de las hembras; la estrategia reproductora con puestas fraccionadas en un periodo prolongado de reproducción puede estar provocando un gasto energético mayor en las hembras.

(9) Los cambios drásticos en la salinidad del agua provocan efectos conspicuos sobre la dinámica temporal de condición, más significativos en las hembras. Los efectos negativos sobre la condición pueden haber sido mayores como consecuencia de las mortandades masivas detectadas en la población de estudio.

(10) El patrón temporal del ciclo reproductor, en función del estatus de desarrollo gonadal, nos revela el incremento rápido de ovarios y testículos básicamente durante la Primavera, indicando un periodo reproductor mínimo de 4 o 5 meses, desde Abril-Mayo hasta Agosto incluido. De este modo, el periodo reproductor coincide con factores climáticos, *a priori*, favorables.

(11) La población muestra un periodo reproductor largo caracterizado por la presencia de pesos gonadales superiores al 10 % del peso total en

las hembras. Estos parámetros reproductores concuerdan con la estrategia de puesta fraccionada que caracteriza a las poblaciones del género.

(12) En función del peso gonadal como medida del esfuerzo reproductor, la población de *Aphanius iberus* estudiada muestra esfuerzos superiores a poblaciones peninsulares de la especie y de *Aphanius baeticus*.

(13) A pesar del efecto que factores exógenos y endógenos pueden ejercer sobre el desarrollo gonadal, la población ha mostrado un ciclo con una evolución temporal correlacionada a la variación de temperatura. Sin embargo, los cambios drásticos en la salinidad no muestran efectos significativos en el ciclo gonadal de los individuos de la población.

(14) La población ha presentado un dominio en número de las hembras frente a los machos conforme aumenta la talla de los individuos, parámetro que está resaltando una mortalidad diferencial constatada en otros Ciprinodontiformes de la Península.

(15) Han sido detectadas pautas de cambio en el *Sex-ratio* poblacional que podrían estar relacionadas con aumentos drásticos de la salinidad del medio y/o con fenómenos de mortandad masiva.

(16) En general, *Aphanius iberus* en las Salinas de Marchamalo muestra una estrategia de vida caracterizada por una serie de rasgos semejantes a los presentados por las poblaciones estudiadas en el Alto Ampurdán (García-Berthou 1990) y el Delta del Ebro (Vargas 1993). No obstante, parámetros diferenciadores en su crecimiento y reproducción reflejan las benignas condiciones ambientales que predominan en la localidad de estudio.

(17) Factores originados en una gestión inapropiada del humedal, carente de criterios biológicos, han provocado descensos prolongados en el nivel del agua de las balsas de análisis con subidas drásticas de la salinidad. Estos acontecimientos ambientales han mostrado efectos notorios sobre la dinámica de crecimiento y reproducción de la población.

Referencias Bibliográficas.

- Akçakaya HR. 2000.** Population viability analyses with demographically and spatially structured models. *Ecological Bulletins* 48: 23–38.
- Alcaraz C & E García-Berthou. 2006.** Food of an endangered cyprinodont (*Aphanius iberus*): ontogenic diet shift and prey electivity. *Environmental Biology of Fishes*. Aceptado en prensa.
- Anderson RO & RM Neumann. 1996.** Length, weight and Associated Structural Indices. En: *Fisheries Techniques*. Murphy BR & DW Willis (Eds). American Fisheries Society, Virginia, Dakota.
- Andreu-Soler A, FJ Oliva-Paterna, C Fernández-Delgado & MM 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.
- Andreu-Soler A, FJ Oliva-Paterna, C Fernández-Delgado & MM Torralva. 2004** Seasonal variations in somatic condition, hepatic and gonad activity of *Atherina boyeri* Risso in the Mar Menor coastal lagoon (SE Iberian Peninsula). *Folia Zoologica*. Aceptado en prensa.
- Bagenal T & FW Tesch. 1978.** Age and Growth. 101-136. En: *Methods for assessment of fish production in fresh waters*. Bagenal T (Ed). Blackwell Scientific Publications. Londres. 365 pp.
- Bagenal T (Ed). 1978.** *Methods for assessment of fish production in fresh waters*. Blackwell Scientific Publications. Londres.
- Bain MK & NJ Stevenson (Eds). 1999.** *Aquatic Habitat Assessment: Common Methods*. Bain MK & NJ Stevenson (Eds). American Fisheries society. Bethesda, Maryland.
- Ballester R (Coor). 2003.** Los Humedales de la Región de Murcia. Humedales y Ramblas de la Región de Murcia. Dirección General del Medio Natural. CAAM, Región de Murcia.
- Balon EK (Ed). 1985.** Early life histories of fishes: new developmental, ecological and evolutionary perspectives. *Environmental Biology of Fishes* 5.
- Baraza F (Coor). 1999.** *Los hábitats comunitarios en la Región de Murcia*. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. Murcia.
- Battacharya GG. 1967.** A simple methods of resolution of distribution in Gaussian components. *Biometrics* 23: 115-135.
- Bein B & G Ribí. 1994.** Effects of larval density and salinity on the development of perch larvae (*Perca fluviatilis* P.). *Aquatic Sciences* 56(2): 97-105.
- Bennington CC & WV Thayne. 1994.** Use and misuse of mixed model analysis of variance in ecological studies. *Ecology* 75(3): 717-722.
- Blackwell BG, ML Brown & DW Willis. 2000.** Relative weight (*W_r*) status and current use in fisheries assessment and management. *Reviews in Fisheries Science* 8:1–44.
- Bohlen J. 1999.** Influence of salinity on early development in the spined loach. *Journal of Fish Biology* 55: 189-198.
- Boyce SJ. 1999.** Nitrogenous excretion in the Antarctic plunderfish. *Journal of Fish Biology* 54: 72-81.
- Boyce SJ & A Clark. 1997.** Effect of body size and ration on specific dynamic action in the Antarctic plunderfish, *Harpagifer antarcticus*. *Physiological Zoology* 70: 679-690.
- Brown ML & DJ Austin. 1996.** Data management and statistical techniques. In *Fisheries Techniques* (Murphy BR & Willis DW, Eds). Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, pp. 17-61
- Bruton MN. 1989.** *Alternative life-history styles of animals*. Kluwer Academic Publications (Ed). Dordrecht, Holanda.
- Bruton MN. 1990.** The conservation of alternative life-history styles: A conclusion to the second ALHS volume. *Environmental Biology of Fishes* 28: 309-313.



- Bullow FJ, ME Zeman, JR Winningham & WF Hudson. 1981.** Seasonal variations in RNA-DNA ratios and in indicators of feeding, reproduction, energy storage, and condition in a population of bluegill, *Lepomis macrochirus* Rafinesque. *Journal of Fish Biology* 18: 237-244.
- Bye VJ. 1984.** The role of Environmental factors in the timing of reproductive cycles. 187-205. En: *Fish Reproduction: Strategies and Tactics*. Potts, G.W. y R.J. Wootton (Eds.). Academic Press. London. 410 pp.
- Byrne DM. 1978.** Life history of the sportfin killifish, *Fundulus luciae* (Pisces: Cyprinodontidae), in Fox Creek Marsh, Virginia. *Estuaries* 1(4): 211-217.
- Caiola N. 2006.** *Towards the Conservation of Iberian Cyprinodontiforms Fishes: Ecological Strategy and Competition with the Introduced Eastern Mosquitofish*. Tesis Doctoral, Universidad de Barcelona. Barcelona.
- Caiola N, MJ Vargas & A De Sostoa. 2001.** Life history patterns of the endangered Valencia toothcarp *Valencia hispanica* (Actinopterygii: Valenciidae) and its implications for conservation. *Archiv für Hydrobiologie* 150: 473-489.
- Calow P. 1985.** Adaptative aspects of energy allocation En: *Fish Energetics: New Perspectives*. Tytler P & P Calow (Eds) Cromm Helm. London and Sydney.
- Calow P. 1985.** Adaptative aspects of energy allocation. 13-31. En: *Fish Energetics: New Perspectives*. Tytler, P. y P. Calow (Eds.). Cromm Helm. London and Sydney.
- Cambrey JA & M Bruton. 1984.** Age and Growth of a colonizing minnow, *Barbus anoplus*, in a man-made lake in South Africa. *Environmental Biology of Fishes* 12: 131-141.
- Casselman JM. 1983.** Age and growth assessment of fish from their calcified structures. Techniques and Tools. *NOAA Technical Report NMFS* 8: 1-17.
- Casselman JM. 1987.** Determination of Age and Growth. En: *The Biology of Fish Growth*. Weatherley AH & HS Gill (Eds). Academic Press. Great Britain.
- Chichón M. 1999.** Growth after maturity as a sub-optimal strategy. *Acta Oecologica* 20(1): 25-28.
- Cisneros-Mata MA, G Montemayor & MJ Román. 1995.** Life history and COnservation of the Totoaba macdonaldi. *Conservation Biology* 9(4): 806-814.
- Clavero M, F Blanco-Garrido, L Zamora & J Prenda. 2005.** Size-related and diel variations in microhabitat use of three endangered small fishes in a Mediterranean coastal stream. *Journal of Fish Biology* 67 (Supplement B): 72-85.
- Cone RS. 1989.** The need to reconsider the use of condition indices in fishery science. *Transactions of the American Fisheries Society* 118: 510-514.
- Congdon JD & AE Dunham. 1994.** Contribution of long-term life history studies to conservation biology. En: *Principles of Conservation Biology*. Meffe GK & CR Carroll (Eds). Sinauer Associates: Sunderland.
- Crim LW & BD Glembe. 1990.** Reproduction. En: *Methods for fish biology*. Schreck CB & PB Moyle (Eds). American Fisheries Society. Bethesda. Maryland. USA.
- De Sostoa A. 1983.** Las comunidades de peces en el Delta del Ebro. Tesis doctoral. Universidad de Barcelona. Barcelona.
- De Sostoa FJ. 1984.** Biología de *Aphanius iberus* (Cuv. et Val., 1846) en el Delta del Ebro (NE ibérico). Tesis de Licenciatura. Universidad de Barcelona. Barcelona.
- De Vlaming V, A Kuris & FR Parker. 1978.** Seasonal variation of reproduction and lipid reserves in some subtropical cyprinodontidae. *Transactions of the American Fisheries Society* 107: 464-472.
- De Vlaming V, G Grossman & F Chapman. 1982.** On the use of the gonadosomatic index. *Comparative Biochemmistry and Physiology* 73A(1): 31-39.
- Doadrio I, JA Carmona & C Fernández-Delgado. 2002.** Morphometric study of the Iberian *Aphanius* (Actinopterygii, Cyprinodontiformes), with description of a new species. *Folia Zoologica* 51(1): 67-79.

- Economidis PS. 2000.** Biology of rare and endangered non-migratory fish species: problems and constraints. Freshwater fish conservation: Options for the future. *International Symposium*. Noviembre, 2000. Algarve. Portugal.
- Elvira B. 1996.** Endangered freshwater fish of Spain. En: *Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe*. Kirchofer A. & D Hefti D (Eds). Birkhäuser Verlag, Basilea.
- Elvira B. 1997.** El declive de los peces fluviales en España. *Ecosistemas* 22: 66-71.
- Elvira B. 1998.** The fishes of Spanish streams: What do we know to preserve these species? En: *Ecology of Stream Fish: State of the Art and Future Prospects*. International Symposium. Abril, 1998. Luarca, España.
- Encina L. 1991.** *Ecología trófica y dinámica energética de la comunidad ictica del Rio Guadalete*. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla. Sevilla.
- Erickson DL, JE Hightower & GD Grossman. 1985.** The relative gonadal index: an alternative index for quantification of reproductive condition. *Comparative Biochemistry and Physiology* A81(1): 117-120.
- Escot C. 1995.** *Interpretación del ciclo de vida de Barbus sclateri (Pisces: Cyprinidae) en base al estudio de los Otolitos y de los Ácidos nucleicos*. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla. Sevilla.
- Esteve MA, JM Caballero, A Giménez, E Aledo, F Baraza, J Guirao, F Robledano & A Torres. 1995.** Los paisajes del agua en la Región de Murcia. Caracterización ambiental y perspectivas de gestión de los humedales. En: *Agua y Futuro en la Región de Murcia*. Senent M & F Cabezas (Eds). Asamblea Regional de Murcia. Murcia.
- Fernández-Delgado C. 1987.** *Ictiofauna del Estuario del Guadalquivir: Distribución y Biología de las especies sedentarias*. Tesis Doctoral, Universidad de Córdoba. Córdoba.
- Fernández-Delgado C. 1989a.** Life-history Patterns of the Salt-Marsh Killifish *Fundulus heteroclitus* (L.) Introduced in the Estuary of the Guadalquivir River (South West Spain). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 29: 573-582.
- Fernández-Delgado C. 1989b.** 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.
- Fernández-Delgado C, J Hernando, M Herrera & M Bellido. 1988.** Age, growth and reproduction of *Aphanius iberus* (Cuv. & Val., 1846) in the lower reaches of the Guadalquivir river (south-west Spain). *Freshwater Biology* 20: 227-234.
- Fernández-Delgado C, M Torralva, FJ Oliva-Paterna & R Pintos. 1999.** Caracterización ecológica del hábitat del fartet (*Lebias iberica*, Valenciennes, 1846) en una pequeña cuenca hidrográfica del bajo Guadalquivir. En: *Peces Ciprinodontidos Ibéricos: Fartet y Samaruc. Monografía*. Planelles M (Coord). Generalitat Valenciana. Valencia.
- Fisher SJ, DW Willis & KL Pope. 1996.** An assessment of burbot (*Lota lota*) weight-length data from North American populations. *Canadian Journal of Zoology* 74: 570-575.
- Foster SJ & ACJ Vincent. 2004.** Life history and ecology of seahorses: implications for conservation and management. *Journal of Fish Biology* 65: 1-61.
- Frenkel V & M Goren. 1997.** Some environmental factors affecting the reproduction of *Aphanius dispar* (Rüppell, 1828). *Hydrobiologia* 347: 197-207.
- Froese R & C Binohlan. 2000.** Empirical relationships to estimate asymptotic length, length at first maturity and length at maximum yield per recruit in fishes, with a simple method to evaluate length frequency data. *Journal of Fish Biology* 56: 758-773.
- Galán P. 1999.** *Conservación de la herpetofauna gallega. Situación actual de los anfibios y reptiles de Galicia*. Universidade da Coruña. Servicio de Publicacións (Ed). La Coruña.
- García-Berthou E. 1990.** *Ecología del Fartet Aphanius iberus (Cyprinodontidae), als Aiguamolls de l'Alt Ampordà*. Tesis de licenciatura, Universitat Autònoma de Barcelona. Barcelona.
- García-Berthou E. 2001.** On the misuse of residuals in ecology: testing regression residuals vs. The analysis of covariance. *Journal of Animal Ecology* 70: 708-711.



- García-Berthou E & R Moreno-Amich. 1992.** Age and growth of an Iberian cyprinodont, *Aphanius iberus* (Cuv. & Val.), in its most northerly population. *Journal of Fish Biology* 40: 929-937.
- García-Berthou E & R. Moreno-Amich. 1993.** Multivariate analysis of covariance in morphometric studies of reproductive cycle. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 50: 1394-1399.
- García-Berthou E & R Moreno-Amich. 1999.** Ecología y Conservación del Fartet (*Lebias iberica*) en las Marismas del Ampurdán (Cataluña). En: *Peces Ciprinodóntidos Ibéricos: Fartet y Samaruc. Monografía*. Planelles M (Coord). Generalitat Valenciana. Valencia.
- García-Berthou E, C Fernández-Delgado, Q Pou, D Boix & R. Moreno-Amich. 1999.** Edad y Crecimiento del Fartet, *Lebias iberica* Valenciennes, 1846: Comparación entre las poblaciones del Ampurdán (Cataluña) y del Río Guadalquivir. En: *Peces Ciprinodóntidos Ibéricos: Fartet y Samaruc. Monografía*. Planelles M (Coord). Generalitat Valenciana. Valencia.
- García-Novo F. 1997.** La Conservación. ¿Será posible conservar nuestra fauna piscícola continental? En: *Conservación, Recuperación y Gestión de la ictiofauna continental ibérica*. Granado-Lorencio C (Ed). Publicaciones de la Estación de Ecología Acuática. EMASESA. Sevilla.
- Gayanilo FC, M Soriano & D Pauly. 1988.** *A draft guide to the Compleat ELEFAN. ICLARM Software 2*. International Center for Living Aquatic Resources Management, Manila, Filipinas.
- Gilpin ME & ME Soulé. 1986.** Minimum viable populations: Processes of species extinction. En: *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Soulé ME (Ed). Sinauer Associates, Sunderland. Massachusetts.
- Godin JJ & HE McDonough. 2003.** Predator preference for brightly colored males in the guppy: a viability cost for a sexually selected trait. *Behavioral Ecology* 14(2): 194-200.
- Goto A. 1989.** Growth differences in males of the river-sculpin *Cottus hangiongensis* along a river course, a correlate of life-history variation. *Environmental Biology of Fishes* 24: 241-249.
- Granado-Lorencio C. 1996.** *Ecología de Peces*. Universidad de Sevilla. Secretariado de Publicaciones. Sevilla.
- Granado-Lorencio C. 2000.** *Ecología de Comunidades: El paradigma de los peces de agua dulce*. Universidad de Sevilla. Secretariado de Publicaciones. Sevilla.
- Greeley MS & R McGregor. 1983.** Annual and semilunar reproductive cycles of the gulf killifish, *Fundulus grandis* on the Alabama Gulf Coast. *Copeia* 3: 711-718.
- Haas R. 1982.** Notes on the ecology of *Aphanius dispar* (Pisces, Cyprinodontidae) in the Sultanate of Oman. *Freshwater Biology* 12: 89-95.
- Harrison TD, AEL Ramm & EC Cerff. 1986.** A low-cost effective trap for use in sampling aquatic fauna. *Aquaculture* 58: 145-149.
- Haynes JL & RC Cashner. 1995.** Life history and population dynamics of the western mosquitofish: a comparison of natural and introduced populations. *Journal of Fish Biology* 46 (6): 1026-1041.
- Helfman G, B Collete & D Facey (Eds). 1997.** *The Diversity of Fishes*. Malden, Blackwell. Massachusetts.
- Hellawell JM. 1974.** The ecology of dace, *Leuciscus leuciscus* (L.) from two tributaries of the river Wye, Herefordshire, England. *Freshwater Biology* 4: 557-604.
- Herrera M, JA Hernando, C Fernández-Delgado & M Bellido. 1988.** Age, growth and reproduction of the barbel, *Barbus sclateri* (Günther, 1868), in a first-order stream in southern Spain. *Journal of Fish Biology* 33: 371-381.
- Hoar WS & DJ Randall (Eds). 1984.** *Fish Physiology*. Academic Press. Orlando.
- Holliday FGT. 1969.** The effects of salinity on the eggs and larvae of teleosts. En: *Fish Physiology*. Volume 1. Hoar WS & DJ Randall (Eds). Academic Press. Orlando.

- Hutchings JA & RA Myers. 1994.** The evolution of alternative mating strategies in variable environments. *Evolutionary Ecology* 8: 256-268.
- Jakob EM, SD Marshall & GW Uetz. 1996.** Estimating fitness: a comparison of body condition indices. *Oikos* 77: 61-67.
- Johnston CA. 1999.** The relationship of spawning mode to conservation of North American minnows (Cyprinidae). *Environmental Biology of Fishes* 55: 21-30.
- Jons GD & LE Miranda. 1997.** Ovarian weight as an index of fecundity, maturity and spawning periodicity. *Journal of Fish Biology* 50: 150-156.
- Jordan F, DC Haney & FG Nordlie. 1993.** Plasma osmotic regulation and Routine metabolism in the Eustis pupfish, *Cyprinodon variegatus hubbsi* (Teleostei: Cyprinodontidae). *Copeia* 1993(3): 784-789.
- Kawasaki T. 1980.** Fundamental relations among the selections of life history in the marine Teleost. *Bulletin of Japanese Society of Fishery Science* 46(3): 289-293.
- Keivany Y & NM Soofiani. 2004.** Contribution to the biology of Zagros tooth-carp, *Aphanius vladkovi* (Cyprinodontidae) in central Iran. *Environmental Biology of Fishes* 71: 165-169.
- Labonne J & PH Gaudin. 2000.** Population dynamics of Zingel asper, a threatened endemic percid of the Rhone basin. Freshwater fish conservation: Options for the future. *International Symposium*. Noviembre, 2000. Algarve. Portugal.
- LeCren ED. 1951.** The Length-Weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in perch (*Perca fluviatilis*). *Journal of Animal Ecology* 20: 201-219.
- Leonardos I & A Sinis. 1998.** Reproductive strategy of *Aphanius fasciatus* Nardo, 1827 (Pisces: Cyprinodontidae) in the Mesolongi and Etolikon lagoons (W. Greece). *Fisheries Research* 35: 171-181.
- Leonardos I & A Sinis. 1999.** Population age and sex structure of *Aphanius fasciatus* Nardo, 1827 (Pisces: Cyprinodontidae) in the Mesolongi and Etolikon lagoons (W. Greece). *Fisheries Research* 40: 227-235.
- Linden AL & JJ Cech. 1990.** Prey selection by mosquitofish (*Gambusia affinis*) in California rice fields: Effect of vegetation and prey species. *Journal of American Mosquito Control Association* 6(1): 115-120.
- Lotan R. 1982.** The killifish *Aphanius dispar*. Israel. *Land and Nature* 8.
- Lucas MC & E Baras .2000.** Methods for studying spatial behaviour of freshwater fishes in the natural environment. *Fish and Fisheries* 2000(1): 283-316.
- Mann RHK & CA Mills. 1985.** Variations in the size of gonads, eggs and larvae of the dace, *Leuciscus leuciscus*. *Environmental Biology of Fishes* 13(4): 277-287.
- Mann RHK, CA Mills & DT Crisp. 1980.** Geographical Variation in the Life-History tactics of Some Species of Freshwater Fish. En: *Fish Reproduction*. Academic Press (Ed). London.
- Marshall CT, NA Yaragina, Y Lambert & OS Kjesbu. 1999.** Total lipid energy as a proxy for total egg production by fish stocks. *Nature*, 402: 288-290.
- Martin F. 1972.** Factors influencing local distribution of *Cyprinodon variegatus* (Pisces: Cyprinodontidae). *Transactions of the American Fisheries Society* 101(1): 89-93.
- Matthews WJ. 1998.** *Patterns in Freshwater Fish Ecology*. Chapman & Hall. New York.
- Meffe GK & CR Carroll. 1994.** *Principles of Conservation Biology*. Sinauer Associates, INC. Sunderland, Massachusetts.
- Meffe GK & TM Berra. 1988.** Temporal characteristics of fish assemblage structure in a Ohio Stream. *Copeia* 3: 684-690.
- Miller PJ. 1979.** Adaptiveness and implications of small size in teleost. En: *Fish Phenology: Anabolic Adaptiveness in Teleost*. 263-306. Miller PJ (Ed). Academic Press, London.
- Mills CA. 1991.** Reproduction and Life History. 483-508. En: *Cyprinid fishes. Systematics, biology and exploitation*. Winfield, I.J. y J.S. Nelson (Eds.) Chapman & Hall. Fish and Fisheries Series, 3. Great Britain.



- Minckley WL & JE Deacon. 1991.** *Battle against Extinction. Native Fish Management in the American West.* Minckley WL & JE Deacon (Eds). The University of Arizona Press. Tucson, Arizona.
- Morrison ML. 2002.** *Wildlife restoration. Techniques for Habitat Analysis and Animal Monitoring.* Society for Ecological Restoration (SER), Island Press. London.
- Murphy Br, D Willis & T Springer. 1991.** The relative weight index in fisheries management: status and needs. *Fisheries* 16(2): 30-38.
- Nikolsky GV. 1963.** *The Ecology of fishes.* Academic Press (Ed). London and New York.
- Nomura T, K Arai, T Hayashi & R Suzuki. 1998.** Effect of Temperature on Sex Ratios of Normal and Gynogenetic Diploid Loach. *Fisheries Science* 64(5): 753-758.
- Nordlie FG & DC Haney. 1998.** Adaptations in salt marsh teleosts to life in waters of varying salinity. *Italian Journal of Zoology* 65: 400-409.
- Nordlie FG, SJ Walsh, DC Haney & TF Nordlie. 1991.** The influence of ambient salinity on routine metabolism in the teleost *Cyprinodon variegatus* Lacépède. *Journal of Fish Biology* 38: 115-122.
- Oliva-Paterna FJ. 2000.** *Estrategia de vida de Cobitis paludica (De Buen, 1930), especie endémica de la Península Ibérica, en el arroyo Mascatomiza (Cuenca del Río Guadalquivir).* Tesis de Licenciatura. Universidad de Murcia. Murcia.
- Oliva-Paterna FJ, MM Torralva & C Fernández-Delgado. 2002.** Age, Growth and reproduction of *Cobitis paludica* in a seasonal stream. *Journal of Fish Biology* 60: 389-404.
- Oliva-Paterna FJ, PA Miñano & MM Torralva. 2003a.** Habitat quality affects the condition of *Barbus sclateri* in Mediterranean semi-arid streams. *Environmental Biology of Fishes* 67: 13-22.
- Oliva-Paterna FJ, A Vila-Gispert & MM Torralva. 2003b.** Condition of *Barbus sclateri* from semi-arid aquatic systems: effects of habitat quality disturbances. *Journal of Fish Biology* 63: 699-709.
- Oltra R & R Todolí. 2000.** Reproduction of the endangered killifish *Aphanius iberus* at different salinities. *Environmental Biology of Fishes* 57: 113-115.
- Pauly D. 1987.** Application of information on age and growth of fish to fishery management. En : *The Age and Growth of Fish.* Summerfelt RC & GE Hall (Eds). Iowa State University Press. Iowa.
- Pauly D & G Gaschutz. 1979.** *A simple method for fitting oscillating length growth data, with a program for pocket calculators, ICES CM 1979/G. 24,* Demersal Fish Cttee.
- Pauly D. 1983.** *Algunos métodos simples para la evaluación de los recursos pesqueros tropicales.* *FAO Documentos Técnicos de Pesca* 234: 1-49.
- Penaz M & M Zaki. 1985.** Cyprinodont fishes of lake Mariut Egypt. *Folia Zoologica* 23: 373-384.
- Penaz M & A Dulmaa. 1987.** Morphology, population structure, reproduction and growth in mongolian populations of *Carassius auratus gibelio* (Pisces: Cyprinidae). *Folia Zoologica* 36: 161-173
- Pérez-Bote JL & MT 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). *Italian Journal of Zoology* 72: 241:248.
- Plaut I. 2000.** Resting metabolic rate, critical swimming speed, and routine activity of the euryhaline cyprinodontid, *Aphanius dispar*, acclimated to a wide range of salinities. *Physiol. Biochemical Zoology* 73(5): 590-596.
- Pope KL & DW Willis. 1996.** Seasonal influence on Freshwater Fisheries Sampling Data. *Reviews in Fisheries Science* 4(1): 57-73.
- Potter IC, DC Gardner & PN Claridge. 1988.** Age composition, growth, movements, meristics and parasites of the whiting, *Merlangius merlangus*, in the Severn Estuary and Bristol Channel. *Journal of Marine Biological Assesments UK* 68: 295-313.

- Pou Q. 2004.** *Ecología demográfica de la Perca Americana (Micropterus salmoides) a l'Estany de Banyoles*. Tesis doctoral. Universitat de Girona. Girona.
- Primack RB & J Ros. 2002.** *Introducción a la biología de la Conservación*. Editorial Ariel SA (Ed). Barcelona.
- Primack RB. 1998.** *Essentials of Conservation Biology*. Sinauer Associates (Ed). Sunderland, Massachusetts.
- Reynolds JD, S Jennings & NK Dulvy. 2001.** Life histories of fishes and population responses to exploitation. En: *Conservation of Exploited Species* (Reynolds JD, Mace GM, Redford KH & Robinson JG, Eds). Cambridge University Press and The Zoological Society of London. London.
- Reznick D. 1985.** Costs of reproduction: an evaluation of the empirical evidence. *Oikos* 44: 257-267.
- Ricker WE. 1975.** Computation and Interpretation of Biological Statistics of Fish Populations. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada*. 191. Ottawa.
- Rincón PA & J Lobón-Cerviá. 1989.** Reproductive and Growth strategies of the red roach, *Rutilus arcasii* (Steindachner, 1866), in two contrasting tributaries of the river Duero, Spain. *Journal of Fish Biology* 34: 687-705.
- Rincón PA, AM Correas, F Morcillo, P Risueño & J Lobon-Cervia. 2002.** Interaction between the introduced eastern mosquitofish and two autochthonous Spanish toothcarps. *Journal of Fish Biology* 61(6): 1560-1585.
- Robledano F. 1993.** Bases para la Conservación de Humedales en el Área del Mar Menor (Murcia, Sureste de España): Criterios para la Regeneración y Restauración. En: *Bases Ecológicas para la Restauración de Humedales en la Cuenca Mediterránea*. Consejería de Medio Ambiente (Ed). Junta de Andalucía, Sevilla.
- Rodríguez-Ruiz A. 1992.** *Relaciones entre la Comunidad Ictica y la Estructura del Hábitat en un río de régimen Mediterráneo*. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla. Sevilla.
- Roff DA. 1992.** *The Evolution of Life Histories. Theory and Analysis*. Chapman & Hall (Ed). London.
- Rosenberg AA & JR Beddington. 1988.** Length-based methods of fish stock assessment. 83-103. En: *Fish Populations Dynamics*. Gulland JA (Ed). John Wiley & Sons. Great Britain.
- Schaller G (Ed). 1993.** *The last Panda*. University of Chicago Press. Chicago.
- Schreck CB & PB Moyle. 1990.** *Method for fish biology*. American Fisheries Society (Ed). Bethesda. Maryland. USA.
- Scott DBC. 1979.** Environmental timing and the control of reproduction in Teleost fish. En: *Fish Phenology: anabolic adaptiveness in Teleosts*. Miller PJ (Ed). Academic Press. London.
- Secor DH, JM Dean & SE Campana (Eds). 1995.** *Recent developments in fish otolith research*. University of South Carolina Press. South Carolina.
- Simons LH, DH Hendrickson & D Papoulias. 1989.** Recovery of the Gila topminnow: a success story? *Conservation Biology* 3: 1-5.
- Slavik O. 2000.** Life-history aspects of spined loach *Cobitis* sp. From the small lowland stream (Czech Republic, Central Europe): A review. *Freshwater fish conservation: Options for the future. International Symposium*. Noviembre, 2000. Algarve. Portugal.
- Samaritan JM & RE Schimdt. 1982.** Aspects of the life history of a freshwater population of the mummichog, *Fundulus heteroclitus* (Pisces, Cyprinodontidae), in the Bronx River, New York, USA. *Hydrobiologia* 94: 149-154.
- Sokal RR & FJ Rohlf. 1981.** *Biometry*. W.H. Freeman y Co., San Francisco, California. USA.
- Stearns SC. 1976.** Life-history tactics: a review of the ideas. *O.Rev.Biol.*, 51(1): 3-47.
- Stearns SC. 1992.** *The Evolution of Life Histories*. Oxford University Press. New York.
- Stearns SC & RE Crandall. 1984.** Plasticity for age and size at sexual maturity: a life-history response to unavoidable stress. 13-33. En: *Fish Reproduction: Strategies and Tactics*. Potts, GW & RJ Wootton (Eds). Academic Press. London. 410 pp.
- Stearns SC & JC Koella. 1986.** The evolution of phenotypic plasticity on life-history traits: predictions of reaction norms frage and size at maturity. *Evolution* 40: 893-913.



- Sutton SG, TP Bult & RL Haedrich. 2000.** Relationships among fat weight, body weight, water weight and condition factors in wild salmon parr. *Transactions of the American Fisheries Society* 129: 527-538.
- Swanson C. 1998.** Interactive effects of salinity on metabolic rate, activity, growth and osmoregulation in the euryhaline milkfish (*Chanos chanos*). *The Journal of Experimental Biology* 201: 3355-3366.
- Taxon SL. 2004.** Estudio de la Fauna del Mar Menor y Directrices para su Manejo y Conservación. Documentos Técnicos. Vol. IV A. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio – Universidad de Murcia. Murcia.
- Terceiro M, DA Fournier & JR Sibert. 1992.** Comparative performance of MULTIFAN and Sphepherd's length composition analysis (SRLCA) on simulated Length-Frequency Distribution. *Transaction of the American Fishery Society* 121: 667-677.
- Tomasini JA, D Collart & JO Quignard. 1996.** Female reproductive biology of the sand smelt in brackish lagoons of southern France. *Journal of Fish Biology* 49: 594-612.
- Tomasini JA, D Collart & JO Quignard. 1999.** Reserve management strategy for the sand smelt from brackish lagoons in southern France. *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 79: 145-151.
- Torralva M. 1996.** *Biología de Barbus sclateri Günther, 1868 (Pisces, Cyprinidae) en dos cursos de agua con distinto grado de regulación en la cuenca del río Segura (S.E. de España)*. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia. Murcia.
- Torralva MM (Coord). 2004.** Estudio de la Fauna del Mar Menor y Directrices para su Manejo y Conservación. Documentos Técnicos. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio – Universidad de Murcia. Murcia.
- Torralva M & FJ Oliva-Paterna. 2002.** Problemática de los Ciprinodóntidos en el Sureste Peninsular: Criterios y Estrategia de Recuperación. En: Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España. Doadrio I (Ed). CSIC y Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Torralva M, FJ Oliva-Paterna, A Garcia-Mellado, PA Miñano, A Andreu, V Cardozo, J Garcia-Alonso & C Fernández-Delgado. 2001.** Distribución y estado de conservación del Fartet, *Aphanius iberus* (Valenciennes, 1846), en la Región de Murcia (S.E. de la Península Ibérica). Establecimiento de Grupos Poblacionales Operativos. *Anales de Biología* 23.
- Treasurer JW. 1992.** Length and weight changes in 0+ perch, *Perca fluviatilis* L., following fixation in formalin. *Journal of Fish Biology* 41: 1033-1036.
- Vargas MJ & A De Sostoa. 1996.** Life history of *Gambusia holbrooki* (Pisces, Poeciliidae) in the Ebro delta (NE Iberian peninsula). *Hidrobiología* 341(3): 215-224.
- Vargas MJ & A De Sostoa. 1997.** Life-history pattern of the iberian toothcarp *Aphanius iberus* (Pisces, Cyprinodontidae) from a mediterranean estuary, the Ebro delta (Spain). *Netherlands Journal of Zoology* 2: 143-160.
- Vargas MJ & A De Sostoa. 1999.** Ecología Trófica del Fartet, *Lebias ibera*, en el Delta del Ebro. En: *Peces Ciprinodóntidos Ibéricos: Fartet y Samaruc. Monografía*. Planelles M (Coord). Generalitat Valenciana. Valencia.
- Vargas MJ. 1993.** *Interacción entre Aphanius iberus y Gambusia holbrooki en el Delta del Ebro: sus ciclos biológicos y ecologías tróficas*. Tesis Doctoral, Universidad de Barcelona. Barcelona.
- Vila-Gispert A & R Moreno-Amich. 2001.** Fish condition analysis by a weighted least squares procedure: testing geographical differences of an endangered Iberian cyprinodontid. *Journal of Fish Biology* 58(6): 1658-1666.
- Vila-Gispert A & R Moreno-Amich. 2002.** Life-history patterns of 25 species from European freshwater fish communities. *Environmental Biology of Fishes* 65: 387-400.
- Vila-Gispert A & R Moreno-Amich. 2003.** Life-history strategies of native and introduced fish species from a Mediterranean lake. *Animal Biology* 53(1): 47-57.

- Vila-Gispert A, L Zamora & R Moreno-Amich. 2000.** Use of the condition of Mediterranean barbel (*Barbus meridionalis*) to assess habitat quality in stream ecosystems. *Archiv für Hydrobiologie* 148: 135-145.
- Weatherley AH. 1972.** *Growth and Ecology of Fish Populations*. Academic Press (Ed). London. 376 pp.
- Weatherley AH. 1990.** Approaches to understanding fish growth. *Transactions of the American Fisheries Society* 119: 662-672.
- Weatherley AH & HS Gill. 1987.** *The Biology of Fish Growth*. Academic Press (Ed). Great Britain. 443 pp.
- Wilkie MP. 1997.** Mechanisms of ammonia excretion across fish gills. *Comparative Biochemistry and Physiology* 118A: 39-50.
- Winemiller KO. 1989.** Patterns of variation in life history among south American fishes in seasonal environments. *Oecologia* 81: 225-241.
- Winemiller KO & RA Rose. 1992.** Patterns of life-history diversification in North American fishes: implications for population regulation. *Canadian Journal Fisheries and Aquatic Science* 49: 2196-2218.
- Witkowski A & M Kowalewski. 1988.** Migration and structure of spawning population of European grayling *Thymallus thymallus* (L) in the Dunajec basin. *Archiv für Hydrobiologie* 112(2): 279-297.
- Wootton RJ. 1984.** *A Functional Biology of Sticklebacks*. Croom Helm (Ed). London.
- Wootton RJ (Ed). 1990.** *Ecology of Teleost Fishes* (1st Edition). Chapman & Hall. London.
- Wootton RJ (Ed). 1998.** *Ecology of Teleost Fishes* (2nd Edition). Chapman & Hall. London.
- Wootton RJ, B Elvira & JA Baker. 2000.** Life-history evolution, biology and conservation of stream fish: introductory note. *Ecology of Freshwater Fish* 9: 90-91.

