

Capítulo

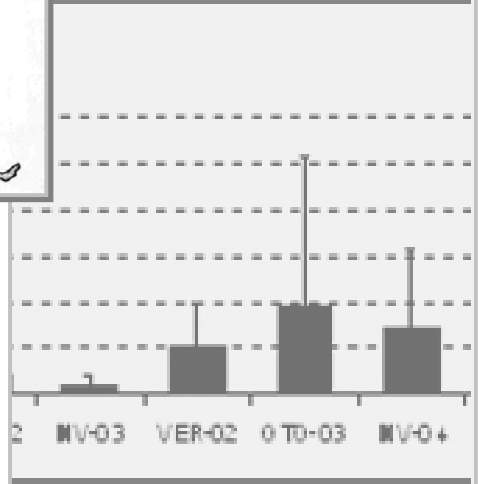
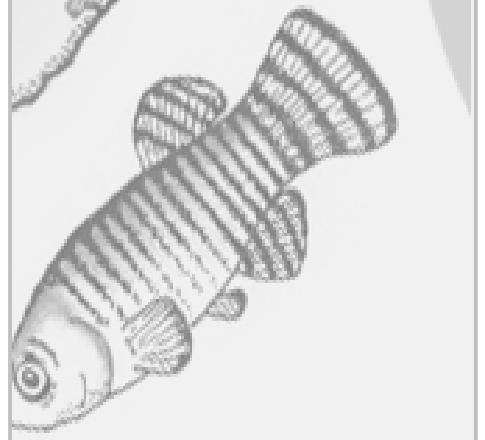
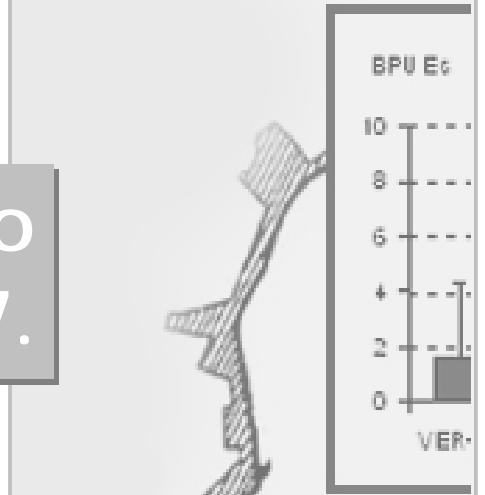
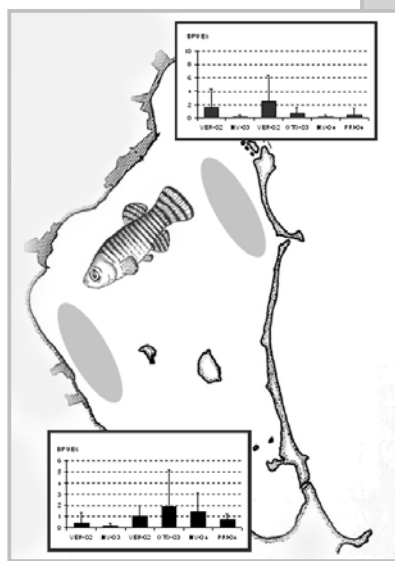


7.

Dinámica Poblacional de *Aphanis iberus* en el Mar Menor: *Análisis multipoblacional.*

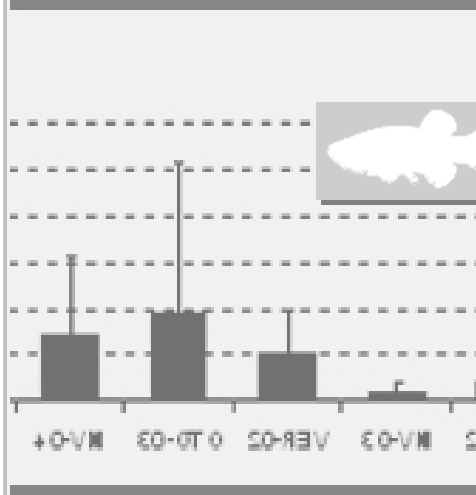
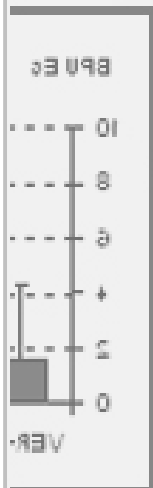
Desde el punto de vista demográfico la entidad de referencia es siempre la población, un colectivo definido arbitrariamente en cuanto a tiempo y espacio. Si sólo se consideran los individuos de una especie se habla de población uniespecífica, si de sistemas reales con muchas especies, que pueden actuar unas sobre otras, de población mixta. Desde luego, una población uniespecífica puede estudiarse como tal, pero sus variaciones no se pueden entender si se la considera desconectada de las poblaciones de otras especies...

RAMÓN MARGALEF 1980



1. Estructura y Dinámica Poblacional en la Conservación de Especies	269
2. Caracterización y Dinámica Poblacional de <i>Aphanius iberus</i> en el Mar Menor y su entorno (Periodo 2002-2004)	270
2.1 Área de Estudio	272
2.2. Diseño de Muestreo, Material y Metodología de Campo	274
2.3. Dinámica de Abundancia y Biomasa de <i>Aphanius iberus</i> en el Mar Menor	277
2.3.1. Metodología de Análisis específico	277
2.3.2. Abundancia y Biomasa total: Estudio descriptivo temporal	280
2.3.3. Abundancia y Biomasa total: Estudio descriptivo espacio-temporal	284
2.3.4. Abundancia y Biomasa total: Análisis de la persistencia poblacional	288
2.4. Descripción de la Comunidad de peces acompañante	292
2.4.1. Metodología de Análisis específica	292
2.4.2. Inventario de especies: Estudio descriptivo temporal	294
2.4.3. Índices descriptores de la Comunidad: Riqueza específica y Diversidad	299
2.5. Uso y Selección de Hábitat de <i>Aphanius iberus</i> en el Mar Menor y su entorno	308
2.5.1. Metodología de Análisis	308
2.5.2. Frecuencia de Uso y Selección de Hábitat: Análisis de la <i>Presencia-Ausencia</i>	311
2.5.3. Uso y Selección de Hábitat: Análisis de <i>Abundancia y Biomasa</i>	315
2.5.4. Tendencias de Uso y Selección de Hábitat: Estudio Integral	318
3. <i>Aphanius iberus</i> en el Mar Menor y su entorno: ¿Estructura de tipo metapoblacional?	326
3.1. Estructura y Dinámica espacial de tipo <i>Metapoblacional</i>	326
3.2. Dinámica poblacional de <i>Aphanius iberus</i> en el Mar Menor: Discusión	329
3.2.1. Dinámica de Abundancia y Biomasa	329
3.2.2. Comunidad de Peces acompañante	333
3.2.3. Uso y Selección de Hábitat	336
3.2.4. Tipos de Poblaciones locales de la especie	338
3.3. Modelo tipo Metapoblacional de <i>Aphanius iberus</i> en el Mar Menor	345
3.3.1. Dinámica de los Grupos de Poblaciones: Ejes estructurales de la Metapoblación	345
3.4. Conclusiones y Aplicaciones a la gestión de la especie	350
<i>Referencias bibliográficas</i>	355

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



1. Estructura y Dinámica Poblacional en la Conservación de Especies.

Las poblaciones en estado natural muestran un grado elevado de complejidad y heterogeneidad en su estructura y dinámica, si bien, ha sido frecuentemente simplificada por científicos empíricos y teóricos (Gilpin & Hanski 1991, Hanski & Gilpin 1997).

La distribución y dinámica poblacional de una especie deben entenderse como una estructura y un proceso jerárquicos, en consecuencia, las aproximaciones teóricas o empíricas deben plantearse bajo mecanismos también jerárquicos. Es decir, la dinámica poblacional debe entenderse como el resultado de diferentes procesos que, escalonadamente (por ejemplo escalas de micro y macrohábitat), van a estar condicionándola. Una de las claves para la protección y gestión de especies amenazadas es entender esta estructura jerarquizada y analizarla en consecuencia (Rabinowitz et al. 1986, Schaller 1993, Gaston 2003). A su vez, entre los factores que pueden influenciar la vulnerabilidad o riesgo de extinción de una especie (tamaños poblacionales, variabilidad genética, etc.), aquellos relacionados con la estructura espacial de su distribución, así como la dinámica espacio-temporal de sus poblaciones, deben ser considerados entre los más importantes (Meffe & Carroll 1997).

La descripción de cómo se combinan los elementos de cambio en las poblaciones en tiempos sucesivos, se denominan Demografía. En un sentido parecido, aunque no tan estrictamente descriptivo, se suele usar corrientemente la designación de Dinámica de las poblaciones. Si se quiere hablar con propiedad, hace falta decir que la mayoría de las veces que esta expresión se usa, en realidad se significa más bien una Cinemática de las poblaciones, ya que dinámica implica fuerzas y éstas raramente se toman en consideración en los estudios ordinarios de demografía.

Margalef (1980)

Con el conocimiento de dicha estructura y dinámica, los responsables encargados de la gestión de una especie amenazada tienen más fácil la identificación de los factores que potencian su riesgo de extinción y, por tanto, su recuperación y conservación (Hanski 2001). En este contexto, de acuerdo con Primack & Ros (2002), varias son las preguntas que deben responderse para diseñar un programa eficaz de conservación: *¿Dónde se encuentra la especie dentro de un hábitat específico?, ¿Se desplaza la especie entre hábitats?, ¿Con qué eficiencia coloniza nuevos hábitats?, ¿Está aumentando o disminuyendo el número de individuos?, etc.*

Además, la estructura espacial de una especie puede presentar un dinamismo notable (Gaston 2003). Muchas especies que colonizan hábitats efímeros, como es el caso de muchos Ciprinodóntidos (Nikolsky 1963), se caracterizan mejor en términos de *Metapoblaciones* (Levins 1969, 1970), constituidas por mosaicos variables de poblaciones locales con diferente grado de persistencia, que muestran extinciones y recolonizaciones lo que provoca cambios importantes en su distribución en pocas generaciones (Primack 1998, Hanski 2001). Por tanto, los estudios demográficos no deben centrarse únicamente en poblaciones locales, puede ser necesario analizar la metapoblación en su conjunto para obtener una visión precisa del estatus de la especie (Meffe & Carroll 1997).

2. Caracterización y Dinámica Poblacional de *Aphanius iberus* en el Mar Menor y su entorno (Periodo 2002-2004).

El Mar Menor y su entorno constituyen, en función del número de localidades con presencia de *Aphanius iberus*, la *Unidad Ecogeográfica* (*sensu* Burel & Baudry 2002) de mayor importancia para su gestión (Capítulo 4). Determinar la dinámica temporal de los efectivos poblacionales en esta unidad, es un componente necesario para caracterizar su distribución y, consecuentemente, imprescindibles para valorar el riesgo de extinción que presenta la especie.

A su vez, como primera aproximación al entendimiento de la dinámica *tipo metapoblacional* (Hanski 2001, Semdbol et al. 2002) que hipotéticamente puede estar presentando la especie en dicha *Unidad Ecogeográfica*, se pretende caracterizar, espacial y temporalmente, la dinámica de las unidades poblacionales, grupos poblacionales o subpoblaciones¹ que la especie presenta en este entorno.

1 Population A simple definition of a population is a group of fish of the same species that are alive in a defined area at a given time. The area may be defined arbitrarily for the convenience of the investigators or it may be physically meaningful for the population under study such as a lake or a system of currents in a sea (Wootton 1998: 218).

Desde el punto de vista demográfico la entidad de referencia es siempre la población, un colectivo definido arbitrariamente en cuanto a tiempo y espacio (Margalef 1980: 573).

En el presente estudio una Población local (= Unidad o *stock* de reproductores) es entendida como un grupo de individuos de la especie que viven en una determinada localidad (*sensu* Hickman et al. 2002). El término subpoblación puede ser utilizado en el mismo sentido cuando el ámbito geográfico aumenta.

En términos de abundancia, el conjunto de localidades con presencia de la especie en el Mar Menor y su entorno conforman, a su vez, una de las unidades de mayor importancia de la especie en su rango de distribución a nivel peninsular (Moreno-Amich et al. 1999a, Doadrio 2002, Oliva-Paterna et al. 2006a). De esta forma, el establecimiento de criterios clave para la gestión de la especie en esta área, que en gran medida deben surgir del conocimiento de su dinámica espacio-temporal, resulta de una notable importancia para la conservación de la especie a una escala global.

El establecimiento detallado de localidades que albergan la especie en el Mar Menor y su entorno, así como una somera caracterización de los macrohábitats o tipologías de sistemas acuáticos que ocupa en el área, han sido varios de los objetivos alcanzados con la búsqueda sistemática de la especie desarrollada en el Capítulo 4 de la presente memoria. El estudio presentado en este capítulo está centrado en aportar datos sobre la caracterización y dinámica espacio-temporal de las subpoblaciones de *Aphanius iberus* presentes en esta *Unidad Ecogeográfica*. La aproximación se ha realizado mediante la obtención de los siguientes objetivos:

- (1) Establecimiento de la dinámica temporal y espacial de la *Abundancia* y *Biomasa* de las Subpoblaciones o Poblaciones locales (= Unidades o *stocks* de reproductores) de la especie en el área de estudio.

- (1-1) Estudio descriptivo de la dinámica en la totalidad de la laguna y su entorno, así como en los diferentes hábitats existentes (= *Unidades de Hábitat*).
- (1-2) Establecimiento de la *Persistencia poblacional* en la totalidad del área de estudio y en las diferentes *Unidades de Hábitat* mediante una aproximación analítica a distintas escalas (cuantitativa, semicuantitativa y cualitativa).

(2) Descripción de la comunidad de peces acompañante, centrada en el estudio de individuos alevines, juveniles (de la totalidad de especies) y adultos de especies de pequeña talla.

- (2-1) Descripción cualitativa mediante la realización de inventario y variación temporal de forma sectorizada en función de las *Unidades de Hábitat*.
- (2-2) Descripción cuantitativa mediante la obtención de indicadores descriptores (*Riqueza y Diversidad*) y su estudio temporal de forma sectorizada.

(3) Análisis del *Uso y Selección* por parte de la especie de *Unidades de Hábitat*, a escala de macrohábitat, en el área de estudio.

- (3-1) Estudio de la *Frecuencia de Uso y Selección de Hábitat* mediante la utilización de datos cualitativos y cuantitativos.
- (3-2) Análisis de la existencia de tendencias en el *Uso y Selección de Hábitat* de las especie.

(4) Caracterización de los *Tipos de Poblaciones locales* en función de su dinámica de *Abundancia y Biomasa*, del tipo de comunidad acompañante y del *Uso de Hábitat* que realiza la especie.

(5) Contrastar la hipótesis de la presencia de una *Estructura y Dinámica Metapoblacional* a nivel de las poblaciones locales de la especie en el área geográfica del Mar Menor y su entorno.

2.1. Área de Estudio.

El Mar Menor y Humedales de su entorno, definida como una unidad operacional de carácter extenso establecida con criterios de homogeneidad ambiental (Burel & Baudry 2002), conforma el área o ámbito de estudio.

La laguna costera del Mar Menor, junto a los humedales adyacentes, localizado en el sureste de la Península ($37^{\circ}42'00''$ N - $00^{\circ}47'00''$ W) constituye uno de las zonas húmedas litorales más importantes del área circunmediterránea (Ramírez-Díaz et al. 1992, Mas 1994) (Fig. 7.1). La propia laguna, con una superficie aproximada de 135 km², profundidad media aproximada de 3,5 m y máxima de 6 m, es una de las lagunas costeras de mayor extensión e importancia de la cuenca mediterránea (Mas 1994, Pérez-Ruzafa et al. 2005a).

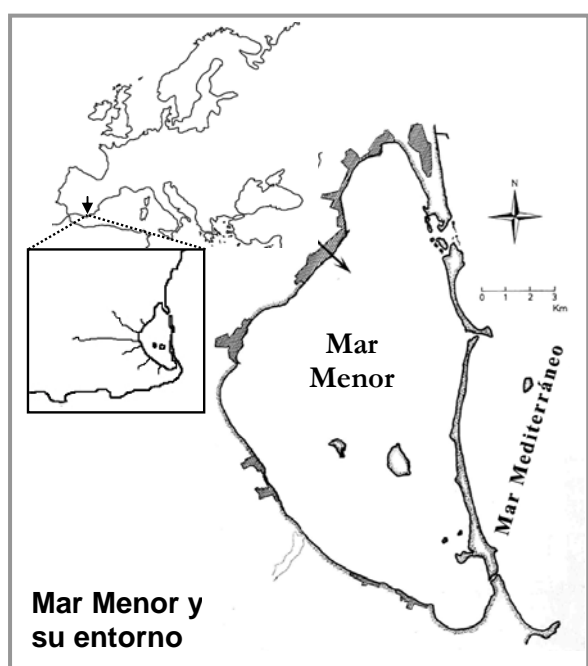


Figura 7.1. Localización geográfica del área de estudio, Mar Menor y Humedales de su entorno.

La precipitación media en el área es inferior a los 300 mm y la evapotranspiración potencial está cercana a los 900 mm (López-Bermúdez et al. 1981). La hidrológia y geomorfología de la zona provocan que la laguna y su entorno actúen como una cuenca de recepción de cursos de agua temporales predominantes. La rambla del Albuñón es la que mayor importancia muestra en sus descargas a la laguna, actualmente muestra un flujo regular en sus caudales hacia la laguna procedentes del agua residual de la zona agraria del Campo de Cartagena (Pérez-Ruzafa et al. 2000, Pérez-Ruzafa & Aragón 2002, Lloret et al. 2005, Martínez et al. 2005).

La laguna ha sido clasificada como hipersalina (Mas 1994, Pérez-Ruzafa & Marcos 2003, Lloret et al. 2005, Pérez-Ruzafa et al. 2005a y 2005b, entre otros). Desde

inicios de los 80 el Mar Menor viene sufriendo cambios sustanciales es sus condiciones ambientales debidos, entre otros factores, a la apertura de comunicaciones artificiales de la laguna con el mar Mediterráneo. Esto ha provocado un decremento notable en las salinidades de la laguna que actualmente muestra un rango que oscila entre los 39 y 45 ‰ de salinidad más característico de ambientes mesohalinos (*sensu* Hammer 1986). Si bien, en los humedales del entorno (ejs. criptohumedales con presencia de lámina de agua y las salinas costeras) (Ballester 2003) podemos encontrar ambientes con salinidades superiores a los 100 ‰.

En comparación con otras lagunas costeras el Mar Menor muestra una heterogeneidad en sus fondos, presenta una coexistencia de fondos blandos (arenas, limos, etc.) con afloramientos rocosos (islas volcánicas, costras calizas, diques y pilares artificiales, etc.) que permite una alta diversidad de comunidades bentónicas (Pérez-Ruzafa et al. 2005a). Aunque el predominio de

las praderas de *Caulerpa prolifera* es creciente (Lloret et al. 2005), en la actualidad todavía se pueden encontrar pequeñas zonas con predominio de *Cymodocea nodosa* y praderas mixtas de ambas especies, principalmente en áreas perimetrales de la laguna. A su vez, en áreas perimetrales donde el sustrato aumenta su granulometría (gravas, conchas, guijarros, etc.), pueden localizarse pequeñas extensiones con densidad aceptable de *Acetabularia calyculus*. En marinas someras resguardadas del oleaje también pueden detectarse pequeñas manchas de *Ruppia cirrhosa* (Calvín 2003, Pérez-Ruzafa & Marcos 2003, Lloret et al. 2005).

La laguna muestra una zonación horizontal producto de la colonización de especies procedentes del Mediterráneo y que Pérez-Ruzafa & Marcos (1993) justifican en una disminución progresiva en las tasas de colonización y eficiencia ecológica de esas especies invasoras.

En general, la ictiofauna del Mar Menor es similar, compartiendo varias especies, a otras lagunas costeras mediterráneas, si bien, Mas (1994) presenta su mayor riqueza específica como una de sus características distintivas. Varios son los estudios, más o menos específicos, que caracterizan la ictiofauna del Mar Menor (Ramos & Pérez-Ruzafa 1985, Pérez-Ruzafa et al. 1987, 1989, 2004, Mas 1981 y 1994, Barcala, 1999, Andreu et al. 2003, Oliva-Paterna et al. 2003a, 2005, Verdiell-Cubedo et al. 2006a y 2006b, entre otros). No obstante, el hecho de que en las últimas décadas la laguna esté sufriendo profundas modificaciones, básicamente por el desarrollo urbanístico de sus riberas, dragado y ensanchamiento de los canales de comunicación con el Mediterráneo y desarrollo agrícola de su entorno, puede estar provocando cambios rápidos en la comunidad de peces (Pérez-Ruzafa et al. 2005b).

El entorno de la laguna alberga una alta variedad de sistemas acuáticos naturales, seminaturales e incluso artificiales (Fig. 7.2), aunque la totalidad de los mismos puede ajustarse a la definición de *Humedal* (González-Bernáldez 1989, Casado & Montes 1995). De acuerdo con la clasificación propuesta por Esteve et al. (1995), los tipos de humedales incluidos en el área de estudio, excluyendo la propia laguna, son *Criptohumedales* adyacentes con una lámina superficial reducida y/o temporal, una *Marisma Pseudomareal* (La Encañizada) que conforma la zona de comunicación natural entre el Mar Menor y el Mediterráneo con un importante hidrodinamismo reflejado en procesos de sedimentación, colonización vegetal y alternancia de inundación – desecación, y *Humedales con salinas costeras* en funcionamiento que mantienen un gradiente espacial de salinidad que se traduce en una amplia heterogeneidad de ambientes (Fig. 7.2). Descripciones detalladas sobre los mismos pueden encontrarse en el Inventario Regional de Humedales 2000 (Ballester 2003).



2.2. Diseño de Muestreo, Material y Metodología de Campo.

El diseño de muestreo fue idéntico al realizado para la determinación de localidades con presencia de la especie en el Mar Menor y su entorno (Capítulo 4; Epígrafe 3.2). Se realizó una sectorización (Bain & Stevenson 1999) de los ambientes principales: (A) Áreas someras de la propia laguna, (B) Humedales adyacentes, (C) Áreas someras de islas interiores a la laguna.



Figura 7.3. Imágenes de los principales ambientes presentes en la laguna del Mar Menor. (Fotos: F.J. Oliva)

(A) Áreas someras: AS00-AS17

Áreas someras de la propia laguna (Fig. 7.3). Se trabajó en 18 sectores establecidos en función de la estructura de la orilla y los grados de influencia antrópica (Gergel et al. 2002, Pérez-Ruzafa et al. 2005c).

(B) Humedales: HA00-HA07

Humedales adyacentes a la laguna del Mar Menor (Tipologías modificadas de Esteve et al. 1995) (Fig. 7.3): Marisma Pseudomareal (La Encañizada), Criptohumedales (Saladar de Lo Poyo, Marina del Carmolí), Salinas Costeras (Salinas de San Pedro del Pinatar, Salinas de Marchamalo) y Desembocaduras de la Ramblas (Punta Lengua de Vaca, Carrizal de los Alcázares, Carrizal de la Playa de la Hita).

(C) Islas Interiores: II00-II02

Islas Interiores de la laguna del Mar Menor: Isla Mayor o del Barón, Isla Perdiguera e Isla Redonda.

La denominación y localización geográfica de la totalidad de sectores es también idéntica a la establecida para la determinación de localidades con presencia de la especie (Capítulo 4, Tabla 4.5 y Fig. 4.9). De igual modo, los criterios de sectorización, localización y números de puntos de muestreo en Áreas someras de la propia laguna (AS), en Humedales adyacentes (HA) y en las Islas interiores (II), coinciden exactamente con los descritos en la sección de la memoria aludida (Capítulo 4; Epígrafe 3.2.1: Figs. 4.11, 4.12 y 4.13).

Esfuerzo y Periodo de Muestreo

La escala temporal de trabajo es un aspecto prioritario en trabajos diseñados para el establecimiento de la dinámica poblacional en especies y comunidades (Bain & Stevenson 1999, Sutherland 2000). Dada la finalidad y optimización del esfuerzo de trabajo, se optó por realizar muestreos con periodos amplios entre los mismos pero con un alto esfuerzo espacial en cada Campaña (= elevado número de puntos de muestreo por periodo).

El periodo objeto de este estudio abarcó desde Julio de 2002 hasta Abril de 2004. Los muestreos se realizaron en 6 Campañas de muestreo:

VERANO 2002 (Julio-Agosto)	INVIERNO 2003 (Enero-Febrero)
VERANO 2003 (Junio-Agosto)	OTOÑO 2003 (Noviembre)
INVIERNO 2004 (Febrero)	PRIMAVERA 2004 (Marzo-Abril)

En las tres primeras campañas se trabajó en un mínimo de 2 localidades (=Puntos de muestreo) por sector en Áreas Someras (AS). En los Humedales (HA) e Islas Interiores (II) el número de localidades estuvo condicionado por la tipología de cada uno de los sectores de trabajo. El esfuerzo total en función del número de puntos muestreados en cada campaña y de las metodologías de captura se presenta en el Capítulo 4 (Epígrafe 3.2.1; Tabla 4.6).

Metodología de Muestreo

La metodología de muestreo estuvo condicionada por la sectorización. Así, la estructura espacial (= superficie) de los puntos de muestreo fue la siguiente:

- Punto Muestreo ÁREAS SOMERAS (Capítulo 4; Fig. 4.11):
Franja de orilla = 200-300 m de longitud de orilla x 20-25 m de anchura
- Punto Muestreo HUMEDALES ADYACENTES (Capítulo 4; Fig. 4.12):
Áreas representativas (Superficie mínima = 50 x 20 m)
- Localidad Muestreo ISLAS INTERIORES (Capítulo 4; Fig. 4.13):
Franja de orilla = 100-200 m de longitud de orilla x 20-25 m de anchura
Áreas Perimetrales de 300-400 m de longitud de orilla x 5-10 m de franja de orilla

En el contexto del presente trabajo, las tareas de campo realizadas en cada una de las localidades de muestreo se pueden resumir en:

- (1) Determinación de la *Presencia*, *Abundancia* y *Biomasa relativa* de *Aphanius iberus*: Muestréos cuantitativos y cualitativos.
- (2) Determinación del *Inventario*, *Riqueza* y *Diversidad* de la Comunidad ictiológica acompañante: Muestréos cuantitativos y cualitativos.

Con la finalidad de obtener datos comparables, se estandarizó al máximo los métodos de obtención de muestras, su descripción se presentan en el Capítulo 4 de la presente memoria (Cuadros 4.1, 4.2 y 4.4).

Áreas someras perimetrales (AS) e Isla interiores (II)

En cada Punto de muestreo (= Localidad) se realizaron un mínimo de 3 muestréos cuantitativos y 4 muestréos cualitativos.

Muestréos cuantitativos

Metodología: Red de arrastre manual

Esfuerzo de Muestreo: 160 m² de superficie (Arrastres paralelos a la orilla en distancia estándar de 20 m x 8 m de anchura de arrastre) (Fig. 7.4). Esfuerzo total = 480 m² por Localidad.

Resultados: *Capturas (Biomasa) por Unidad de Esfuerzo* (Unidad de Esfuerzo = 160 m²) de las especies objetivo.

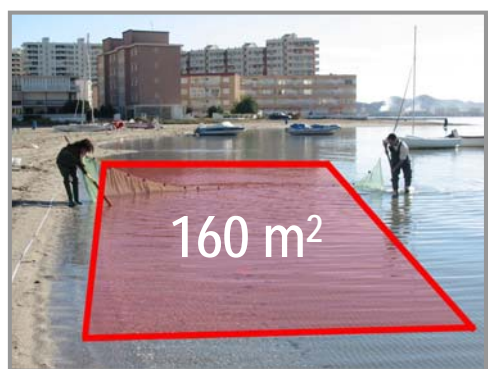


Figura 7.4. Unidad de esfuerzo estandarizada con red de arrastre (160 m²) en las localidades de Áreas someras perimetrales (AS) de la laguna del Mar Menor.

Muestréos cualitativos

Metodología: Red de arrastre manual, Salabres o Cedazos y *Minnow-traps*.

Esfuerzo de Muestreo: Variable según metodología, pero estandarizado en tiempo para cada localidad [Red: mínimo 3 arrastres por localidad, 80 m² de superficie mínima de arrastre (Capítulo 4; Fig. 4.14); Salabres: Esfuerzo de 10-15 min. por localidad en AS; Esfuerzo de 15-20 min. por localidad en II; *Minnow-traps*: 18 h tiempo mínimo de captura por trampa y localidad].

Resultados: *Presencia-Ausencia* de las especies objetivo.

Humedales adyacentes (HA)

Muestréos cuantitativos

Metodología: *Minnow-traps* (Trampas tipo nasa, Harrison et al. 1986).

Esfuerzo de Muestreo: Mínimo de 5 Trampas / 18 h / Localidad.

Resultados: *Capturas (Biomasa) por Unidad de Esfuerzo* (Unidad de Esfuerzo = trampa/tiempo) de las especies objetivo.

Muestréos cualitativos

Metodología: Red de arrastre manual, Salabres o Cedazos y *Minnow-traps*.

Esfuerzo de Muestreo: Variable según metodología, pero estandarizado en tiempo para cada localidad (Red de arrastre y Salabres: Esfuerzo total = 10-15 min. por localidad en HA; *Minnow-Traps*: 18 h tiempo mínimo de captura / trampa / localidad).

Resultados: *Presencia-Ausencia* de las especies objetivo.

2.3. Dinámica de Abundancia y Biomasa de *Aphanius iberus* en el Mar Menor.

2.3.1. Metodología de Análisis específica.

Estudio descriptivo: Unidades de comparación relativa

Asumiendo que la capturabilidad o eficiencia de pesca sea invariable entre grupos de tamaño, fechas y localidades, se puede recurrir al uso de *Capturas por Unidad de Esfuerzo* (CPUEs) para el análisis de la evolución temporal de poblaciones o también para comparaciones entre localidades (Pou 2004). A su vez, la valoración de las abundancias poblacionales mediante CPUEs (= densidad relativa) es la mejor estima cuando no es posible trabajar con densidades absolutas (Nielsen 1983). De este modo, en el presente trabajo se ha establecido como estima de la densidad relativa en individuos las *Capturas por Unidad de Esfuerzo* (CPUEs), y como valor relativo en peso la *Biomasa por Unidad de Esfuerzo* (BPUEs). El cálculo de estos parámetros poblacionales se ha realizado aplicando la siguiente fórmula:

Áreas someras perimetrales (AS) e Islas Interiores (II)

$$\text{CPUEs} = \text{n}^\circ \text{ individuos} / 160 \text{ m}^2$$

(= n° individuos / Arrastre perimetral)

$$\text{BPUEs} = \text{g de individuos} / 160 \text{ m}^2$$

(= gramos de individuos / Arrastre perimetral)

Humedales adyacentes (HA) e Islas Interiores (II)

$$\text{CPUEs} = \text{n}^\circ \text{ individuos} / \text{trampa}^* / \text{tiempo}$$

$$\text{BPUEs} = \text{g de individuos} / \text{trampa}^* / \text{tiempo}$$

(*). Las trampas sobre las que se han cuantificado las CPUEs han sido exclusivamente del tipo *minnow-trap* (Harrison et al. 1986).

La abundancia y biomasa de *Aphanius iberus* en cada muestreo se ha caracterizado mediante el valor promedio (CPUEs y BPUEs) por sector de muestreo (Sectores totales = 27; n_(AS) = 17; n_(HA) = 8; n_(II) = 2; Capítulo 4, Tabla 4.5 y Fig. 4.9).

La determinación de diferencias estacionales y/o espaciales en estos parámetros, transformados logarítmicamente [$\ln(x+1)$] y/o mediante típicación normal [$(x-\mu)/\sigma$], se ha probado mediante *Análisis de la Varianza de un factor* (ANOVA test; factor campaña de muestreo, n=6), detectando las diferencias significativas mediante pruebas de comparación de medias de Tukey (Quinn & Keough 2002). En aquellos casos en los que las transformaciones no han conseguido homogeneizar las varianzas de los parámetros poblacionales, también se han realizado ANOVAs ya que, aunque la heterogeneidad de las varianzas incrementa la probabilidad de cometer errores de tipo I (= rechazar una Ho verdadera), su realización con una interpretación cautelosa puede resultar de utilidad (Underwood 1997). No obstante, en estos casos de varianzas

heterogéneas, también se han realizado pruebas no paramétricas (Kruskal-Wallis como análisis equivalente no paramétrico del ANOVA de un factor) para constatar los resultados obtenidos.

El posible efecto estacional y espacial también ha sido probado mediante *Análisis de Covarianza* (ANCOVAs) sobre las relación Abundancia – Biomasa [datos transformados logarítmicamente: $\ln(x+1)$].

Análisis de la persistencia poblacional

El estudio de la persistencia de las poblaciones de peces resulta conveniente realizarlo de forma simultánea en varias escalas analíticas (García-Charton 1999). El análisis de las variaciones temporales, en función de índices de abundancia relativos (CPUEs y BPUEs), puede ser un indicador de la estabilidad poblacional en una localidad determinada. De forma similar, el análisis temporal de la *Presencia-Ausencia* de la especie también refleja la dinámica local de extinciones y recolonizaciones (Rahel 1990).

La persistencia poblacional de *Aphanius iberus* a nivel de los sectores espaciales de estudio (Sectores totales = 27), se ha evaluado por tres mecanismos: mediante el análisis de estos ordenados por la abundancia y biomasa de la especie, mediante la aplicación de un índice de variabilidad temporal y mediante el análisis de la información relativa a su *Presencia-Ausencia*.

La estabilidad temporal en los *Sectores ordenados por abundancia y biomasa* se ha estimado utilizando *Índices de Correlación ordenada de Spearman* (Quinn & Keough 2002). Este índice (*Rho de Spearman: Rs*), que es una medida de asociación líneal que utiliza rangos, muestra valores entre -1 y +1. En el análisis conjunto con la totalidad de campañas, se ha utilizado el *Coefficiente de Concordancia W de Kendall* (Rahel 1990, Quinn & Keough 2002), en éste se prueba la estabilidad temporal de los parámetros poblacionales con la H_0 de ausencia de correlación temporal entre los sectores ordenados por sus abundancias (o biomosas) en cada campaña.

El *Índice de variabilidad temporal* (VT) para un sector concreto evalúa el cambio en abundancia (o biomasa) de una campaña de muestreo (t) a la siguiente (t+1), y lo expresa como la razón (R) entre las abundancias (o biomosas) de las dos campañas. Para el caso de abundancias:

$$R = \text{CPUE}_{(t+1)} / \text{CPUE}_{(t)} \quad \text{o bien,}$$
$$\text{Log } R = \text{Log}(\text{CPUE}+1)_{(t+1)} - \text{Log}(\text{CPUE}+1)_{(t)}$$

El valor promedio de Log R para los sectores es indicador del cambio neto de la abundancia (o biomasa) entre campañas de muestreo sucesivas, mientras que su varianza (= VT) puede ser una estima del alcance de dicho cambio. Este índice es una modificación de la *Variabilidad Anual* (VA) (*sensu* Williamsom



1984, Galzin 1987, García-Charton 1999). Un valor promedio de Log R próximo a cero indicaría una proporción similar entre los sectores que aumentan el parámetro poblacional considerado (abundancia o biomasa) y los sectores en los que dicho parámetro disminuye; un valor bajo de VT muestra cambios escasos. El índice presenta un sesgo menor en análisis entre sectores que no muestren abundancias o biomasa nulas en las campañas comparadas.

Finalmente, se ha comparado la *Presencia-Ausencia de la especie* a lo largo de las sucesivas campañas mediante el cálculo del *Índice de similitud cualitativa de Jaccard* (= Razón de similitud) (Quinn & Keough 2002). Es un coeficiente de concordancia para variables binarias en el que las ausencias conjuntas se excluyen, y se da una ponderación igual a las concordancias y a las discordancias, ha sido calculado de la siguiente forma:

$$I_{\text{Jaccard}} = a / (a+b+c) \text{ donde,}$$

a es el número de sectores con presencia de la especie en ambas campañas, b y c son los sectores con presencia de la especie en una de las campañas y ausencia en la otra. Toma valores entre 0 y 1, en el presente trabajo 0 (= no existen sectores con presencias comunes) equivale a una estructura espacial de las presencias de la especie notablemente distinta, y 1 (= la totalidad de sectores con presencias comunes o ausencia comunes) nos refleja una estructura idéntica. Para evaluar la persistencia poblacional se ha calculado el I_{Jaccard} entre todas las combinaciones de las campañas de estudio.

2.3.2. Abundancia y Biomasa total: Estudio descriptivo temporal.

En este epígrafe se presentan los resultados del análisis realizado con las abundancias y biomاسas totales capturadas en función de los sectores principales establecidos en la laguna y su perímetro: Áreas someras perimetrales de la propia laguna (AS), Humedales adyacentes (HA) e Islas interiores (II).

Áreas someras perimetrales (AS)

En el conjunto de campañas de muestreo realizadas ($n = 6$), se han capturado un total de 2830 ejemplares (546,8 g de biomasa) en la totalidad de localidades establecidas en Áreas someras perimetrales de la propia laguna (AS).

El análisis comparativo de capturas totales se ve muy afectado por el esfuerzo de muestreo realizado en cada unidad de comparación (Quinn & Keough 2002). En este sentido, resulta mucho más adecuado realizar los análisis con valores relativos, las CPUEs y BPUEs medias obtenidas para el total de AS en cada campaña queda reflejada en la Tabla 7.1 y Figura 7.5.

Tabla 7.1. Variación temporal de la Abundancia (CPUEs; n) y Biomasa (BPUEs; g) de *Aphanius iberus* para la totalidad de capturas obtenidas en Áreas someras perimetrales (AS) de la propia laguna del Mar Menor (Valores promedios \pm Desviación estándar; Valores relativos (%); CV: Coeficiente de Variación).

(AS)	CPUEs	CV	BPUEs	CV	CPUEs/BPUEs
Verano 2002	5,46 \pm 8,89	23,76 %	1,63	1,61 \pm 2,63	29,22 %
Invierno 2003	1,32 \pm 1,78	5,74 %	1,35	0,13 \pm 0,24	2,36 %
Verano 2003	11,58 \pm 8,27	50,39 %	1,92	2,43 \pm 4,05	44,10 %
Otoño 2003	2,77 \pm 3,66	12,05 %	1,32	0,69 \pm 0,92	12,52 %
Invierno 2004	0,64 \pm 1,32	2,78 %	2,05	0,16 \pm 0,34	2,90 %
Primavera 2004	1,21 \pm 3,18	5,26 %	2,62	0,49 \pm 0,98	8,89 %
Promedio Total	3,90 \pm 10,90		2,80	0,93 \pm 2,20	2,38

Existen diferencias significativas entre las abundancias y biomاسas de las distintas campañas detectadas mediante ANOVAs de un factor (Factor: Campaña; CPUEs: $F(5,98) = 4,43$; $p = 0,001$; BPUEs: $F(5,98) = 3,91$; $p = 0,003$) realizados con los datos transformados. Las transformaciones realizadas no han homogeneizado las varianzas de los parámetros poblacionales (Test de Levene; $p < 0,05$), si bien, se confirmó la presencia de diferencias significativas con la prueba no paramétrica correspondiente (Kruskal-Wallis; CPUEs: $H = 17,15$; $p = 0,004$; BPUEs: $H = 18,13$; $p = 0,003$).

Las campañas que han mostrado mayores valores relativos, tanto CPUEs como BPUEs, han sido las campañas estivales, los valores medios por campaña presentan diferencias notables entre éstas y las invernales, también con la



campaña Primavera-2004 (Tabla 7.1 y Fig. 7.5). No obstante, la notable variación entre los sectores de muestreo dentro de cada campaña, reflejada en los altos valores de la desviación estándar (DS) y coeficientes de variación (CV), ha provocado que únicamente las diferencias sean significativas al 95% con la campaña Verano-2003 (HSD de Tukey; $p < 0,05$). A su vez, con un grado de significación del 92%, se han podido establecer dos grupos homogéneos y diferentes entre las 6 campañas de muestreo, tanto con datos de abundancia [HSD de Tukey; CPUEs Grupo 1 = (Verano 2002 + Verano 2003 + Otoño 2003), Grupo 2 = (Invierno 2003 + Invierno 2004 + Primavera 2004); $p = 0,08$], como con datos de biomasa [HSD de Tukey; BPUEs Grupo 1 = (Verano 2002 + Verano 2003 + Otoño 2003 + Primavera 2004), Grupo 2 = (Invierno 2003 + Invierno 2004); $p = 0,076$].

En resumen, al análisis temporal de las abundancias y biomásas de la especie en las AS nos marca una pauta de variación con un claro incremento en el verano y una notable disminución en el invierno. La variación dentro de cada campaña es notable, aspecto que puede reflejar una marcada variación espacial de estos parámetros y que se refleja en los resultados relativos a las presencia-ausencia de la especie (Capítulo 4; Epígrafe 3.2.2).

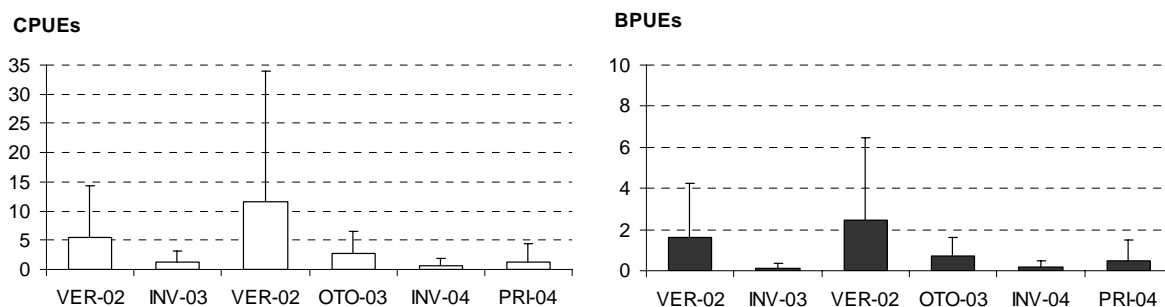


Figura 7.5. Variación temporal a lo largo de las campañas de muestreo ($n = 6$) de la abundancia y biomasa de *Aphanius iberus* detectada en la totalidad de sectores de muestreo establecidos en las Áreas someras perimetrales (AS) de la propia laguna (CPUEs y BPUEs promedio; Desviación Estándar).

Humedales adyacentes (HA)

A lo largo de las campañas de muestreo ($n = 6$), el esfuerzo de muestreo realizado en el interior de los Humedales adyacentes (HA) ha arrojado un total de 23579 ejemplares capturados (14747,5 g de biomasa). En el presente apartado no se incluye las capturas de la especie en las áreas someras perimetrales a la laguna que, en determinados casos, conforman parte de varios de los humedales de estudio. Es decir, únicamente se analizan datos correspondientes a muestreos realizados en el interior de los humedales y exclusivamente obtenidos mediante *minnow-traps*.

Al igual que en las AS, resulta mucho más adecuado realizar los análisis comparativos con valores relativos. Las CPUEs y BPUEs medias obtenidas para el total de HA en cada campaña queda reflejada en la Tabla 7.2 y Fig. 7.6.

Tabla 7.2. Variación temporal de la Abundancia (CPUEs; n) y Biomasa (BPUEs; g) de *Aphanius iberus* para la totalidad de capturas obtenidas en Humedales adyacentes (HA) a la laguna del Mar Menor (Valores promedios \pm Desviación estándar; Valores relativos (%); CV: Coeficiente de Variación).

(HA)	CPUEs	CV	BPUEs	CV	CPUEs/BPUEs
Verano 2002	0,85 \pm 1,55	10,28 %	1,82	0,43 \pm 0,91	11,86 %
Invierno 2003	0,20 \pm 0,39	2,37 %	1,98	0,13 \pm 0,26	3,42 %
Verano 2003	2,23 \pm 1,68	26,95 %	0,75	1,01 \pm 0,93	12,04 %
Otoño 2003	2,11 \pm 3,39	25,47 %	1,61	1,96 \pm 3,26	42,38 %
Invierno 2004	1,68 \pm 2,01	20,24 %	1,19	1,40 \pm 1,76	22,84 %
Primavera 2004	1,22 \pm 0,67	14,71 %	0,54	0,70 \pm 0,57	7,46 %
Total	1,41 \pm 1,66		1,45	0,71 \pm 1,28	

Existen diferencias notables entre las abundancias y biomásas de las distintas campañas. No obstante, la escasez de réplicas por humedal en las 3 últimas campañas de muestreo, obliga a que los análisis estadísticos de comparación únicamente hayan sido válidos con las campañas de Verano-2002, Invierno-2003 y Verano-2002 (mínimo de 5 HA prospectados por campaña). Entre estas tres existen diferencias significativas con datos de abundancia confirmadas mediante ANOVAs de un factor (Factor: Campaña; CPUEs: $F(2,19) = 5,04$; $p = 0,019$; BPUEs: $F(2,19) = 2,89$; $p = 0,083$) realizados con datos transformados. Además, la transformación consiguió homogeneizar las varianzas de los parámetros poblacionales (Test de Levene: CPUEs $p = 0,22$; BPUEs $p = 0,16$).

El análisis comparativo de las 6 campañas de muestreo mediante pruebas no paramétricas no muestra diferencias significativas en ninguno de los casos (Kruskal-Wallis; CPUEs: $H = 7,99$; $p = 0,157$; BPUEs: $H = 7,62$; $p = 0,178$).

Los resultados obtenidos en las dos primeras campañas (Verano-2002, Invierno-2003) han mostrado valores inferiores al resto, se observa un claro decremento de las CPUEs y BPUEs principalmente en Invierno-2003, patrón que no queda reflejado en el siguiente invierno. Por el contrario, las campañas con valores más altos de CPUEs y BPUEs son Verano-2003 y Otoño-2003 (Tabla 7.2 y Fig. 7.6).

También se observa una alta variación entre los humedales dentro de cada campaña, reflejada por valores altos de la DS y el CV. No obstante, en comparación con los resultados obtenidos en las AS, los valores del CV para CPUEs y BPUEs totales son notablemente inferiores (Tablas 7.1 y 7.2), este resultado nos indicaría una menor variación temporal de las abundancias y biomásas de *Aphanius iberus* en los HA. De igual modo, los análisis realizados mediante pruebas no paramétricas han demostrado una homogeneidad en las



abundancias y biomásas de la especie dentro de los HA, resultado que contrasta con el obtenido en las AS.

En conjunto, la comparación temporal de abundancias y biomásas de la especie en los HA no marca una pauta estacional clara. A su vez, aunque la variabilidad dentro de cada campaña no es desechable, y puede reflejar variaciones espaciales importantes de estos parámetros entre los distintos humedales, es notablemente inferior a la detectada en las AS.

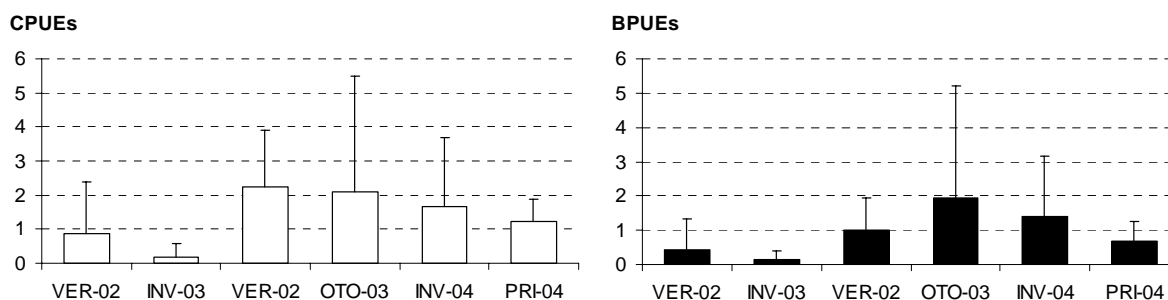


Figura 7.6. Variación temporal a lo largo de las campañas de muestreo ($n = 6$) de la abundancia y biomasa de *Aphanius iberus* detectada en la totalidad de localidades de muestreo establecidas en los Humedales adyacentes (HA) a la propia laguna (CPUEs y BPUEs promedio; Desviación Estándar).

Islas interiores (II)

Los muestreos realizados en las Islas interiores a la laguna (II) estuvieron básicamente destinados a la constatación de la presencia de la especie. En este sentido, se realizaron dos muestreos intensivos en las campañas de Verano-2003 e Invierno-2003 que confirmaron la presencia de la especie en la Isla Perdiguera (II01) (Capítulo 4; 3.2.2).

La inexistencia de un seguimiento temporal más amplio, consecuencia de la escasez de capturas obtenidas durante las dos primeras campañas (únicamente fue detectada en muestreos cualitativos), nos ha imposibilitado la realización de un análisis más exhaustivo sobre la dinámica poblacional de la especie en este sector de estudio.

2.3.3. Abundancia y Biomasa total: Estudio descriptivo espacio-temporal.

En este epígrafe se presenta los resultados del estudio sobre la variación espacio-temporal realizado con las abundancias y biomاسas totales obtenidas en los sectores establecidos: Áreas someras perimetrales de la propia laguna (AS), Humedales adyacentes (HA) e Islas interiores (II).

Áreas someras perimetrales (AS)

En las Tablas 7.3 y 7.4 se presentan las abundancias y biomاسas relativas (CPUEs y BPUEs) obtenidas en cada una de las campañas, así como el valor promedio y el coeficiente de variación (CV) para cada sector de muestreo de Áreas someras perimetrales (AS).

Existen diferencias significativas entre las CPUEs y BPUEs de los distintos sectores de AS. En principio, éstas han sido detectadas únicamente para abundancias (datos transformados) mediante ANOVAs de un factor (Factor: Sector; CPUEs: $F(16,98) = 1,86$; $p = 0,037$; BPUEs: $F(16,98) = 1,35$; $p = 0,181$). La transformación realizada no ha conseguido homogeneizar las varianzas (Test de Levene; $p < 0,05$). No obstante, la prueba no paramétrica correspondiente ha confirmado la presencia de diferencias significativas, tanto en abundancias como en biomاسas (Kruskal-Wallis; CPUEs: $H = 37,00$; $p = 0,002$; BPUEs: $H = 35,09$; $p = 0,004$). De forma adicional, los análisis fueron realizados excluyendo los sectores con 3 o menos campañas de muestreo, obteniendo resultados similares.

Tabla 7.3. Variación temporal de la Abundancia (CPUEs; n) de *Aphanius iberus* detectada en los sectores de muestreo establecidos en Áreas someras perimetrales (AS) de la propia laguna del Mar Menor (Valores medios/Campaña; Promedio total \pm DS; CV: Coeficiente de Variación).

(AS) Sector	Verano 2002	Invierno 2003	Verano 2003	Otoño 2003	Invierno 2004	Primavera 2004	CPUEs Promedio	CV
AS00	7,00	2,00	0,00	0,00	--	--	2,25 \pm 3,30	1,47
AS01	0,83	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22 \pm 0,36	1,62
AS02	0,67	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,11 \pm 0,27	2,45
AS03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00 \pm 0,00	--
AS04	1,67	1,00	0,83	0,83	0,00	2,33	1,11 \pm 0,80	0,72
AS05	1,17	0,00	0,00	5,33	0,00	0,00	1,08 \pm 2,14	1,96
AS06	0,20	0,00	0,17	0,00	0,00	0,33	0,12 \pm 0,14	1,19
AS07	1,20	0,00	58,33	1,33	0,33	0,33	10,26 \pm 23,6	2,30
AS08	2,33	0,17	17,00	0,33	0,00	0,33	3,36 \pm 6,73	2,00
AS09	1,33	0,50	80,83	8,83	3,50	0,33	15,89 \pm 31,9	2,01
AS10	0,33	0,17	0,00	8,00	0,00	1,00	1,58 \pm 3,16	1,99
AS11	1,33	0,57	2,50	2,33	1,50	0,00	1,37 \pm 0,97	0,71
AS12	21,17	0,00	15,33	0,00	0,00	0,50	6,17 \pm 9,54	1,55
AS13	20,50	1,25	16,25	7,00	4,00	0,50	8,25 \pm 8,28	1,00
AS14	4,17	3,50	5,00	--	--	--	4,22 \pm 0,75	0,17
AS15	28,67	0,33	4,17	0,50	0,17	0,00	5,64 \pm 11,4	2,02
AS16	0,33	0,00	8,00	9,83	0,17	12,50	5,14 \pm 5,63	1,10
AS17	2,33	0,00	--	--	--	--	1,17 \pm 1,64	1,41



Tabla 7.4. Variación temporal de la Biomasa (BPUEs; g) de *Aphanius iberus* detectada en los sectores de muestreo establecidos en Áreas someras perimetrales (AS) de la propia laguna del Mar Menor (Valores medios/Campaña; Promedio total \pm DS; CV: Coeficiente de Variación).

(AS) Sector	Verano 2002	Invierno 2003	Verano 2003	Otoño 2003	Invierno 2004	Primavera 2004	BPUES Promedio	CV
AS00	1,70	0,30	0,00	0,00	--	--	0,50 \pm 0,81	1,62
AS01	0,30	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06 \pm 0,12	1,96
AS02	0,98	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,16 \pm 0,40	2,45
AS03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00 \pm 0,00	--
AS04	0,67	0,28	0,23	0,22	0,00	1,97	0,56 \pm 0,72	1,29
AS05	0,26	0,00	0,00	2,07	0,00	0,00	0,39 \pm 0,83	2,13
AS06	0,04	0,00	0,03	0,00	0,00	0,20	0,05 \pm 0,08	1,71
AS07	0,23	0,00	11,35	0,30	0,07	0,13	2,01 \pm 4,57	2,27
AS08	0,45	0,00	4,05	0,10	0,00	0,07	0,78 \pm 1,62	2,07
AS09	0,43	0,05	13,15	1,95	0,53	0,13	2,71 \pm 5,16	1,91
AS10	0,10	0,05	0,00	1,47	0,00	0,87	0,41 \pm 0,61	1,48
AS11	0,67	0,13	0,22	0,43	0,25	0,00	0,28 \pm 0,24	0,84
AS12	9,98	0,00	5,38	0,00	0,00	0,35	2,62 \pm 4,19	1,60
AS13	4,06	0,25	3,48	2,11	1,28	0,13	1,89 \pm 1,66	0,87
AS14	1,22	1,02	1,67	--	--	--	1,30 \pm 0,33	0,26
AS15	5,58	0,12	0,70	0,08	0,03	0,00	1,09 \pm 2,22	2,04
AS16	0,55	0,00	1,03	2,33	0,17	3,50	1,26 \pm 1,34	1,09
AS17	0,13	0,00	--	--	--	--	0,07 \pm 0,09	1,41

En este primer análisis de comparación, no ha sido corregido el efecto temporal expuesto en el apartado anterior (Epígrafe 2.3.2). No obstante, en términos de abundancia son destacables los valores bajos o nulos obtenidos en sectores de la zona este del perímetro lagunar (AS01, AS02 y AS03), también en el sector AS06 localizado en la cubeta sur (Tabla 7.3). Todos estos sectores están conformados por una tipología de playa básicamente urbana, con una presión antrópica notable. Por el contrario, los sectores establecidos en la zona occidental (AS07 – AS13) y en la cubeta norte de la laguna (AS14 – AS16) han mostrado, mayoritariamente, unas CPUEs promedio elevadas. De entre ellos, pueden ser destacados los sectores AS07 y AS09, con las CPUEs promedio mayores (Tabla 7.3), y el sector AS13 que muestra un valor elevado acompañado de un CV bajo, lo que nos indica una abundancia mantenida en el tiempo. En términos generales, el patrón espacial con las biomásas de la especie se muestra similar al detectado con sus abundancias (Tabla 7.4). Las posibles relaciones entre la tipología de las AS prospectadas y los resultados obtenidos serán discutidas en próximos apartados.

Debido al efecto temporal que, entre otros aspectos, se refleja en los elevados CVs (Tablas 7.3 y 7.4), en este primer análisis espacial no se han podido establecer grupos de sectores homogéneos de abundancia y biomasa (HSD de Tukey; $p > 0,10$).

De forma adicional, se ha analizado la presencia de efectos significativos sobre la relación abundancia-biomasa mediante ANCOVAs. Para el factor temporal

(Campaña de muestreo) ha sido detectado un efecto significativo sobre la relación (ANCOVA; Factor Periodo: $F(5,93) = 3,48$ $p = 0,007$ para la pendiente). No obstante, para el factor espacial (Sector de muestreo) el posible efecto únicamente presenta un grado de significación marginal ($p < 0,1$) (ANCOVA; Factor Sector: $F(15,93) = 1,713$ $p = 0,075$ para la pendiente). Este resultado nos puede indicar una influencia más clara de la estacionalidad sobre la relación entre la abundancia y biomasa de la especie, aspecto que es consecuencia de la propia biología de la especie.

Humedales adyacentes (HA)

Al igual que en el apartado anterior (Epígrafe 2.3.2), únicamente se analizan los datos de abundancia y biomasa del interior de los humedales y obtenidos, exclusivamente, con el uso de *minnow-traps* como método de captura.

En las Tablas 7.5 y 7.6 se reflejan las CPUEs y BPUEs para cada campaña de muestreo, así como el valor promedio y el coeficiente de variación (CV), de cada Humedal adyacente (HA).

Tabla 7.5. Variación temporal de la Abundancia (CPUEs; n) de *Aphanius iberus* detectada en los sectores de muestreo establecidos en los Humedales adyacentes (HA) a la propia laguna del Mar Menor (Valores medios/Campaña; Promedio total \pm DS; CV: Coeficiente de Variación).

(HA) Sector	Verano 2002	Invierno 2003	Verano 2003	Otoño 2003	Invierno 2004	Primavera 2004	CPUES Promedio	CV
HA00	0,69	0,05	1,37	0,00	--	--	0,53 \pm 0,64	1,22
HA01	--	1,15	4,45	--	0,26	0,75	1,65 \pm 1,90	1,15
HA02	4,33	0,20	3,07	6,03	3,09	1,69	3,07 \pm 2,03	0,66
HA03	0,41	0,03	--	--	--	--	0,22 \pm 0,27	1,22
HA04	0,10	0,00	--	--	--	--	0,05 \pm 0,07	1,41
HA05	0,30	0,13	2,26	0,27	--	--	0,75 \pm 1,01	1,35
HA06	0,01	0,00	0,02	--	--	--	0,01 \pm 0,01	0,97
HA07	0,12	0,02	--	--	--	--	0,07 \pm 0,07	1,01

Tabla 7.6. Variación temporal de la Biomasa (BPUEs; g) de *Aphanius iberus* detectada en los sectores de muestreo establecidos en los Humedales adyacentes (HA) a la propia laguna del Mar Menor (Valores medios/Campaña; Promedio total \pm DS; CV: Coeficiente de Variación).

(HA) Sector	Verano 2002	Invierno 2003	Verano 2003	Otoño 2003	Invierno 2004	Primavera 2004	BPUES Promedio	CV
HA00	0,25	0,03	0,51	0,00	--	--	0,20 \pm 0,24	1,19
HA01	--	0,77	2,26	--	0,15	0,29	0,87 \pm 0,96	1,11
HA02	2,49	0,12	1,68	5,72	2,64	1,10	2,29 \pm 1,92	0,84
HA03	0,08	0,01	--	--	--	--	0,05 \pm 0,05	1,10
HA04	0,04	0,00	--	--	--	--	0,02 \pm 0,03	1,42
HA05	0,09	0,10	0,58	0,15	--	--	0,23 \pm 0,24	1,03
HA06	0,01	0,00	0,01	--	--	--	0,01 \pm 0,01	0,87
HA07	0,05	0,01	--	--	--	--	0,03 \pm 0,03	0,94



Han sido detectadas diferencias significativas entre las abundancias y biomásas de los distintos HA mediante ANOVAs de un factor (Factor: Sector; CPUEs: $F(6,26) = 3,49$; $p = 0,014$; BPUEs: $F(6,26) = 4,33$; $p = 0,005$) realizados con datos transformados. En estos casos, la transformación realizada ha homogenizado las varianzas de ambos parámetros (Test de Levene; CPUEs $p = 0,192$; BPUEs $p = 0,083$). Además, la prueba no paramétrica correspondiente ha confirmado la presencia de diferencias significativas (Kruskal-Wallis; CPUEs: $H = 16,83$; $p = 0,019$; BPUEs: $H = 19,04$; $p = 0,008$).

En los análisis de comparación realizados con HA donde se ha prospectado en 3 o más ocasiones, se han podido establecer, con datos de biomasa y un grado de significación del 90%, dos grupos homogéneos y diferentes entre dichos HA [HSD de Tukey; CPUEs Grupo 1 = (HA01 + HA02), Grupo 2 = (HA00 + HA05 + HA06); $p = 0,094$]. Los grupos establecidos con los datos de abundancia resultaron menos significativos.

Mediante el análisis de los promedios (Tablas 7.5 y 7.6), puede observarse la dominancia clara en términos de abundancias y biomásas del HA02, además, estos valores elevados van acompañados del menor CV, aspecto que indica mayor constancia de los mismos. A continuación, en importancia cuantitativa vendría el HA01, también presenta diferencias notables en valores promedio con el resto, pero no tan marcadas en los CVs. En el extremo contrario, los HA04, HA06 y HA07 muestran CPUEs y BPUEs promedio escasas, en el caso del HA04 con un CV elevado. El HA03 muestra valores bajos en sus biomásas promedio, pero algo más elevados comparativamente en sus abundancias. Este patrón podría estar indicando una notable presencia de individuos pequeños, aspecto que se puede correlacionar con la presencia exclusiva de la especie en el verano, época con la mayor presencia de pequeñas tallas.

Se ha estudiado la presencia de efectos significativos sobre la relación abundancia-biomasa mediante ANCOVAs únicamente en aquellos HA donde se han realizado más de 2 prospecciones. Han sido detectados efectos significativos sobre la relación con ambos factores (ANCOVA Factor Periodo: $F(5,20) = 40,20$ $p < 0,001$ para la pendiente; ANCOVA Factor Sector: $F(4,20) = 47,99$ $p < 0,001$ para la pendiente). Este resultado nos indica una influencia clara de la estacionalidad, al igual que del HA de muestreo, sobre la relación, aspecto que será interpretado en función de la dinámica poblacional de la especie.

2.3.4. Abundancia y Biomasa total: Análisis de la persistencia poblacional.

En esta primera aproximación, el estudio de la persistencia temporal de la especie en los sectores espaciales de muestreo se ha llevado a cabo mediante un análisis en tres escalas, comparación de los *Sectores ordenados por abundancia y biomasa* (semicuantitativa), valoración del *Índice de variabilidad temporal* (cuantitativa) y análisis de la *Presencia – Ausencia de la especie* en cada sector de muestreo (cualitativa).

Áreas someras perimetrales (AS)

Sectores ordenados por abundancia y biomasa

En la Tabla 7.7 se muestran los *Índices de correlación de Spearman* (R_s) que presentan, al menos, un grado de significación marginal ($p < 0,1$) en las comparaciones binarias realizadas entre las campañas. Tanto con datos de abundancia como de biomasa, las correlaciones significativas son escasas, aspecto que puede estar condicionado por el número de sectores de comparación ($n_{\max} = 18$). No obstante, puede observarse que entre campañas sucesivas son más abundantes las correlaciones significativas (4 sobre un total de 7), así como las comparaciones Verano–Invierno y Verano–Verano, aspecto que indicaría una mayor persistencia poblacional en el tránsito desde el verano al invierno, pero que sería inexistente en el tránsito desde el invierno a campañas posteriores (= posible pérdida de estructuración invernal).

El análisis conjunto realizado nos prueba una persistencia poblacional, con datos de abundancia se ha obtenido un valor significativo en la W de Kendall, ($W_{\text{Kendall}} = 0,289$; $\chi^2 = 21,65$ gl = 5; $p = 0,001$), resultado que muestra una estabilidad espacial de las abundancias de la especie en los sectores a lo largo de las seis campañas. Un resultado similar se presenta en el análisis con datos de biomasa ($W_{\text{Kendall}} = 0,308$; $\chi^2 = 23,12$ gl = 5; $p < 0,001$).

Tabla 7.7. Análisis de correlación ordenado de Spearman, en función de la Abundancia (CPUEs; n) y Biomasa (BPUEs; g) de *Aphanius iberus*, de los sectores de muestreo establecidos en las áreas perimetrales (AS) a la propia laguna del Mar Menor (R_{SA} = Índice de Spearman calculado con CPUEs; R_{SB} = Índice de Spearman calculado con BPUEs; ns =No significativo).

	Invierno 2003	Verano 2003	Otoño 2003	Invierno 2004	Primavera 2004
Verano 2002	$R_{SA} = 0,50$ p = 0,033 $R_{SB} = 0,50$ p = 0,033	$R_{SA} = 0,45$ p = 0,068 ns	ns ns	ns ns	ns ns
Invierno 2003	--	ns	ns ns	ns ns	ns ns
Verano 2003		--	ns ns	$R_{SA} = 0,66$ p = 0,007 $R_{SB} = 0,57$ p = 0,025	ns ns
Otoño 2003		--	--	$R_{SA} = 0,62$ p = 0,014 $R_{SB} = 0,64$ p = 0,010	$R_{SA} = 0,47$ p = 0,088 ns
Invierno 2004		--	--	--	ns ns



Índice de variabilidad temporal

En la Tabla 7.8 se muestran los resultados correspondientes a la aplicación del *Índice de variabilidad* (VT) a los datos de abundancia y biomasa de los sectores de muestreo. El valor promedio de Log R es indicador del cambio neto en el parámetro evaluado entre 2 campañas sucesivas, el cual ha resultado negativo en transiciones que tienen como origen a campañas estivales, aspecto que indica pérdida en las abundancias y biomásas de la población.

Tabla 7.8. Resultados de la aplicación del Índice de Variabilidad temporal (VT), en función de la Abundancia (CPUEs; n) y Biomasa (BPUÉs; g) de *Aphanius iberus*, entre los sectores de muestreo establecidos en las áreas perimetrales (AS) a la propia laguna del Mar Menor (Log R: Cambio neto entre campañas).

Áreas someras perimetrales (AS)	CPUEs	VT	BPUÉs	VT
	Log R		Log R	
Verano 2002 – Invierno 2003	-0,382	0,178	-0,234	0,083
Invierno 2003 – Verano 2003	0,478	0,475	0,280	0,171
Verano 2003 – Otoño 2003	-0,237	0,442	-0,146	0,178
Otoño 2003 – Invierno 2004	-0,275	0,120	-0,136	0,031
Invierno 2004 – Primavera 2004	0,053	0,159	0,070	0,051

Los valores más altos de VT nos indican mayor variabilidad en las abundancias y biomásas entre las campañas comparadas. No obstante, deben valorarse con cautela ya que el error acumulado del índice aumenta cuando las comparaciones incorporan ítems con valores nulos o muy bajos.

Presencia – Ausencia de la especie

El *Índice de similitud cualitativa de Jaccard* ($I_{Jaccard}$) aplicado a la sucesión temporal de Presencias – Ausencias en las AS ha mostrado valores que oscilan entre 0,273 y 0,700 (Tabla 7.9), lo que muestra tanto cambios temporales sustanciales en la estructura espacial en el área perimetral de la laguna de las presencias de la especie (valores más cercanos a 0), como estructuras similares entre dos campañas (valores próximos a 1).

El valor promedio obtenido para la totalidad de comparaciones temporales es de $I_{Jaccard} = 0,530$. Este resultado, aplicando el criterio de Gauch (1982) para comparación de comunidades (Si $I_{Jaccard} < 0,6$ debe considerarse un cambio apreciable = inestabilidad), nos indica una inestabilidad en la estructura de las presencias de la especie en el área perimetral de la laguna. De forma adicional, se ha calculado el valor promedio excluidos los índices obtenidos de las comparaciones en las que la primera campaña es un invierno, obteniendo un valor promedio de $I_{Jaccard} = 0,633$. Es decir, las campañas invernales aumentan el grado de inestabilidad en la distribución espacial de las presencias, aspecto que coincide con los resultados obtenidos en el resto de estimas sobre la persistencia poblacional.

Tabla 7.9. Análisis de similaridad entre las distintas campañas de estudio de las Presencias-Ausencias de *Aphanius iberus* en las Áreas someras perimetrales (AS) de la propia laguna.

I_{Jaccard}	Invierno 2003	Verano 2003	Otoño 2003	Invierno 2004	Primavera 2004
Verano 2002	0,563	0,667	0,670	0,429	0,643
Invierno 2003	--	0,462	0,385	0,273	0,417
Verano 2003		--	0,636	0,556	0,700
Otoño 2003		--	--	0,600	0,583
Invierno 2004		--	--	--	0,364

Humedales adyacentes (HA)

Sectores ordenados por abundancia y biomasa

La escasez de réplicas en los muestreos realizados nos impide disponer de datos adecuados para realizar comparaciones de la totalidad de campañas. Además, el número de réplicas ($n = 8$ HA) es una dificultad añadida a la aproximación estadística, por ejemplo, no se dispuso de casos suficientes para el cálculo de la W de Kendall. En la Tabla 7.10, exclusivamente como aproximación descriptiva, se presenta los HA muestreados en la totalidad de campañas ordenados en función de la abundancia y biomasa de la especie.

Con datos de abundancia se ha obtenido una correlación significativa para las dos primeras campañas de muestreo (Análisis de Correlación de Spearman; $R_s = 0,88$; $p = 0,008$), con datos de biomasa ésta puede considerarse prácticamente significativa (Análisis de Correlación de Spearman; $R_s = 0,75$; $p = 0,052$).

Tabla 7.10. Ordenación de los Humedales adyacentes (HA) muestreados en las seis campañas de estudio en función de los valores promedio de abundancia y biomasa (valor relativo entre paréntesis) de *Aphanius iberus*.

(HA) Sector	Verano 2002	Invierno 2003	Verano 2003	Otoño 2003	Invierno 2004	Primavera 2004
HA00	2 (2)	4 (4)	4 (4)	3 (3)	--	--
HA01	--	1 (1)	1 (1)	--	2 (2)	2 (2)
HA02	1 (1)	2 (2)	2 (2)	1 (1)	1 (1)	1 (1)
HA03	3 (4)	5 (5)	--	--	--	--
HA04	6 (6)	7 (6)	--	--	--	--
HA05	4 (3)	3 (3)	3 (3)	2 (2)	--	--
HA06	7 (7)	7 (6)	5 (5)	--	--	--
HA07	5 (5)	6 (5)	--	--	--	--



Índice de variabilidad temporal

A pesar de la escasez de réplicas en las transiciones temporales de las últimas campañas de muestreo dentro de los HA, la Tabla 7.11 muestra los resultados del *Índice de variabilidad* (VT) con datos de abundancia y biomasa promedio.

Al igual que ocurría en las AS, el valor promedio de Log R para los HA ha resultado negativo en las transiciones que tienen como origen a campañas estivales, aspecto que nos indica pérdida en las abundancias y biomásas de la población en dichos tránsitos. Por el contrario, los valores de VT se muestran notablemente más bajos que los detectados en AS, principalmente calculados con valores de abundancia. Los VTs detectados en los HA oscilan entre 0,041 y 0,130 con datos de abundancia (0,019 y 0,105 con biomasa) (Tabla 7.11), mientras que los detectados en las AS variaron entre 0,120 y 0,475 para la abundancia (0,031 y 0,178 con biomasa) (Tabla 7.8). Esto se traduce en una variabilidad temporal inferior de las poblaciones incluidas en HA, aspecto que se detecta básicamente en términos de abundancia, ya que los cambios en biomasa están más condicionados, indistintamente del sector ambiental, por el ciclo biológico de la especie.

Tabla 7.11. Resultados de la aplicación del Índice de Variabilidad temporal (VT), en función de la Abundancia (CPUEs; n) y Biomasa (BPUEs; g) de *Aphanius iberus*, entre los Humedales adyacentes (HA) a la propia laguna del Mar Menor (Log R: Cambio neto entre campañas).

Humedales adyacentes (HA)	CPUEs Log R	VT	BPUEs Log R	VT
Verano 2002 – Invierno 2003	-0,162	0,050	-0,092	0,032
Invierno 2003 – Verano 2003	0,351	0,041	0,195	0,019
Verano 2003 – Otoño 2003	-0,179	0,130	0,026	0,105
Otoño 2003 – Invierno 2004	--	--	--	--
Invierno 2004 – Primavera 2004	0,019	0,053	-0,093	0,041

Presencia – Ausencia de la especie

La presencia de la especie en los Humedales adyacentes a la propia laguna (HA) es constante en todos ellos, por tanto, la aplicación del *Índice de similitud cualitativa de Jaccard* nos arroja resultados que indican una estabilidad completa de las poblaciones de la especie.

2.4. Descripción de la Comunidad de peces acompañante.

2.4.1. Metodología de Análisis específica.

Material de estudio

El material de análisis para la descripción de la comunidad acompañante ha quedado conformado por individuos alevines y juveniles [= *Young-of-the-Year*: individuos capturados en el año de su producción *sensu* Thiel et al. (2003)], junto con adultos de especies de pequeña talla (Longitudes totales (LTs) < 100 mm). No se han incorporado estados larvarios, es decir, individuos con la presencia de de vitelo (*sensu* Kendall et al. 1984).

La identificación de las especies fue realizada, mayoritariamente, con individuos trasladados en hielo seco y conservados a -20°C; también se fijaron individuos en formaldehído (10%). Ejemplares de determinadas especies de fácil reconocimiento *in situ*, fueron contabilizados y devueltos al medio con bajas tasas de mortalidad (< 5 %). Entre estos predominaron los pertenecientes a especies amenazadas (incluida la especie objetivo). La determinación en el laboratorio, mediante claves y/o guías de uso común (Whitehead et al. 1984, Arias & Drake 1990, Bauchot & Prass 1993, Corbera et al. 1996, Fernández-Delgado et al. 2000, entre otras), fue realizada dentro de los 40 días posteriores a su captura.

Ejemplares de todas las especies identificadas y citadas en el presente estudio se encuentran depositadas en la colección ictiológica del Departamento de Zoología y Antropología de la Universidad de Murcia.

Índices descriptores de la comunidad

Con la finalidad de establecer la dinámica temporal y espacial de las comunidades objeto de estudio se ha incluido un análisis temporal y espacial, básicamente descriptivo, de la *Diversidad* (Índice de Diversidad de Shannon-Weaver) y de la *Riqueza específica* (S).

El *Índice de Diversidad de Shannon-Weaver* (H') se ha ponderado en función de la abundancia relativa (CPUEs) de las especies:

$$H' = - \sum p_i \log_2 p_i$$

p_i es la proporción en abundancia de la especie i (desde $i = 1$ hasta $i = S$ que es el número de especies presente), H' ofrece una valoración en bits. Esta expresión de la *Diversidad* es, probablemente, la más usada y la que mejores resultados ofrece al estudiar individuos estructurados en clases que interactúan en un sistema ecológico (= especies en nuestro estudio) (Margalef 1980, Pineda et al. 2002).

La Riqueza específica (S) para cada unidad muestral (básicamente espacial o temporal) se evaluó en función del número de especies descritas en la misma.

La abundancia relativa de las especies detectadas, necesaria para el cálculo de H', ha sido valorada en función de estimas de densidad de individuos del total de especies y de cada especie por separado. De forma similar al estudio descriptivo de la dinámica de abundancia y biomasa de *Aphanius iberus* (Epígrafe 2.3.1), las estimas de densidad relativa han sido las *Capturas por Unidad de Esfuerzo* (CPUEs):

Áreas someras perimetrales (AS) e Islas Interiores (II)

$$\text{CPUEs} = n^{\circ} \text{ individuos} / 160 \text{ m}^2$$

(= n° individuos / Arrastre perimetral)

Humedales adyacentes (HA) e Islas Interiores (II)

$$\text{CPUEs} = n^{\circ} \text{ individuos} / \text{trampa}^* / \text{tiempo}$$

(*) Las trampas sobre las que se han cuantificado las CPUEs han sido exclusivamente del tipo *minnow-trap* (Harrison et al. 1986). El diseño y la metodología de muestreo queda descrita en apartados anteriores (Epígrafe 2.2 *Metodología de Muestreo*).

La Diversidad y Riqueza específica de alevines, juveniles y pequeñas tallas (LTs < 10 cm) se ha caracterizado en cada muestreo mediante los valores totales y promedios por ambiente y sector de muestreo (Sectores totales = 27; $n_{(AS)} = 17$; $n_{(HA)} = 8$; $n_{(II)} = 2$; Capítulo 4, Tabla 4.5 y Fig. 4.9). Cabe mencionar que, en relación a aquellos HA que incluyen zonas limítrofes con la propia Laguna (AS), también ha sido analizado de forma diferencial las Áreas someras propias de dichos Humedales (ASHA).

La determinación de diferencias estacionales y/o espaciales en estos parámetros, transformados logarítmicamente [$\ln(x+1)$] y/o mediante típicación normal [$(x-\mu)/\sigma$], se ha probado mediante *Análisis de la Varianza de un factor* (ANOVA; factor campaña de muestreo), detectando las diferencias significativas mediante pruebas de comparación de medias HSD de Tukey (Quinn & Keough 2002). Cuando las transformaciones realizadas no consiguieron homogeneizar las varianzas de los parámetros poblacionales, también se realizaron ANOVAs pues, aunque la heterogeneidad de las varianzas incrementa la probabilidad de cometer errores de tipo I (= rechazar una Ho verdadera), con una interpretación cautelosa pueden ser de utilidad (Underwood 1997). En estos casos de heterogeneidad en la varianza, de forma paralela se realizaron pruebas no paramétricas (Kruskal-Wallis como análisis equivalente no paramétrico del ANOVA de un factor) para constatar los resultados obtenidos. En comparaciones con factores que únicamente presentaban dos casos, la prueba realizada ha sido una *t de Student* para muestras independientes. Esta prueba nos permite la obtención del estadístico con las varianzas combinadas o separadas en función de la presencia de homogeneidad entre las mismas (Quinn & Keough 2002).

2.4.2. Inventario de especies: Estudio descriptivo temporal.

En la tabla 7.12 se presenta el listado taxonómico de especies detectadas en la totalidad de campañas de muestreo y para el conjunto de sectores ambientales estudiados: Áreas someras perimetrales (AS) de la propia laguna, Humedales adyacentes (HA) a la laguna e Islas interiores (II) de la misma.

En la totalidad de ambientes han sido detectadas un total de 45 especies agrupadas en 30 géneros y 19 familias (Tabla 7.12). Esta riqueza específica total ($S_{\text{Total}} = 45$) es inferior a otros listados de especies establecidos con anterioridad para la laguna del Mar Menor (Ramos & Pérez-Ruzafa 1985, Pérez-Ruzafa 1989, Mas 1994, Barcala 1999). No obstante, el hecho de trabajar en hábitats concretos y restringidos, es un factor que provoca un importante sesgo a la hora de realizar comparaciones sobre la comunidad total, aspecto que se confirma en otros estudios específicos realizados en la laguna (Pérez-Ruzafa et al. 2004 y 2005b). A su vez, prácticamente la totalidad de individuos son alevines y juveniles (YOY = *Young of the year*), únicamente en taxones con ciclos de vida cortos y pequeñas tallas (*Pomatochistus sp.*, *Syngnathus abaster*, *Aphanius iberus*, etc...) se han capturado individuos adultos reproductores.

En función del número de especies, 6 familias se muestran como las dominantes: Sparidae (con 8); Syngnathidae, Gobiidae y Mugilidae (con 5); Blenniidae y Soleidae (con 3). En su conjunto la composición taxonómica detectada es similar a la de otras lagunas litorales del área circummediterránea (Mariani 2001).

De acuerdo con la clasificación de los poblamientos de peces del Mar Menor presentada por Barcala (1999), el 37,8 % ($n=17$) de las especies citadas en el presente estudio serían especies residentes o típicas de la Laguna, un 11,1 % ($n=5$) serían visitantes cíclicos o estacionales y una especie (2,2 %) sería un visitante ocasional; el 51,1 % restante corresponde a especies no citadas por dicho autor. Con los datos aquí presentados, se constata la dominancia de las especies de las familias Mugilidae, Gobiidae, Syngnathidae y Blenniidae entre los representantes residentes o típicos de la Laguna, ya que, dentro de la familia Sparidae únicamente *Sarpa salpa* es considerada como especie residente.

Un total de 27 (60%) de las especies observadas en nuestro trabajo, no han sido incluidas en la composición ictioplanctónica recientemente constatada (Pérez-Ruzafa et al. 2004). Además, no menos del 50% de las especies capturadas son especies con una importancia pesquera elevada (Mas 1994, Pérez-Ruzafa et al. 2005c) o especies protegidas por la legislación y/o convenios internacionales sobre conservación. En este sentido, y en el contexto del Mar Menor, se refleja la notable importancia de las Áreas someras perimetrales propias de la laguna y de los Humedales adyacentes como importantes zonas o áreas de reclutamiento y refugio para alevines y juveniles.

Tabla 7.12. Listado taxonómico de las especies detectadas en la totalidad de ambientes muestreados: Áreas someras de la propia laguna, Humedales adyacentes e Islas interiores.

Familia	Lista Taxonómica
Cyprinodontidae	<i>Aphanius iberus</i> (Valenciennes, 1846)
Poeciliidae	<i>Gambusia holbrooki</i> Girard, 1859
Atherinidae	<i>Atherina boyeri</i> Risso, 1810
Belonidae	<i>Belone belone</i> (L., 1761)
Syngnathidae	<i>Syngnathus typhle</i> L., 1758 <i>Syngnathus acus</i> L., 1758 <i>Syngnathus abaster</i> Risso, 1827 <i>Hippocampus guttulatus</i> Cuvier, 1829 = <i>H. ramulosus</i> Leach, 1814 <i>Nerophis ophidion</i> (L., 1758)
Gobiidae	<i>Pomatoschistus</i> sp. <i>Gobius niger</i> L., 1758 <i>Gobius paganellus</i> L., 1758 <i>Gobius bucchichi</i> Steindachner, 1870 <i>Gobius cobitis</i> Pallas, 1814
Blenniidae	<i>Salaria pavo</i> (Risso, 1810) = <i>Lipophrys pavo</i> (Risso, 1810) <i>Lipophrys dalmatinus</i> (Steindachner & Kolombatovic, 1883) <i>Parablennius sanguinolentus</i> (Pallas, 1814)
Callionymidae	<i>Callionymus pusillus</i> Delaroché, 1809
Mullidae	<i>Mullus barbatus</i> L., 1758
Labridae	<i>Symphodus cinereus</i> (Bonnaterre, 1788) <i>Symphodus ocellatus</i> (Forsskal, 1775)
Mugilidae	<i>Liza aurata</i> (Risso, 1810) <i>Liza saliens</i> (Risso, 1810) <i>Liza ramada</i> (Risso, 1810) <i>Chelon labrosus</i> (Risso, 1827) <i>Mugil cephalus</i> L., 1758
Sparidae	<i>Diplodus annularis</i> (L., 1758) <i>Diplodus sargus</i> (L., 1758) <i>Diplodus vulgaris</i> (Geoffroy St. Hilarie, 1817) <i>Diplodus puntazzo</i> (Cetti, 1777) <i>Diplodus cervinus</i> (Lowe, 1838) <i>Sarpa salpa</i> (L., 1758) <i>Sparus auratus</i> L. 1758 <i>Boops boops</i> (L., 1758)
Moronidae	<i>Dicentrarchus punctatus</i> (Bloch, 1792) <i>Dicentrarchus labrax</i> (L. 1758)
Carangidae	<i>Trachinotus ovatus</i> (L. 1758)
Soleidae	<i>Solea solea</i> (L., 1758) <i>Solea impar</i> Bennett, 1831 <i>Solea senegalensis</i> Kaup, 1858
Clupeidae	<i>Sardina pilchardus</i> (Walbaum, 1792) <i>Sardinella aurita</i> Valenciennes, 1847
Engraulidae	<i>Engraulis encrasicolus</i> (L., 1758)
Pomatomidae	<i>Pomatomus saltatrix</i> (L., 1766)
Anguillidae	<i>Anguilla anguilla</i> (L., 1758)

De forma conjunta para la totalidad de ambientes o unidades de hábitat, en la Tabla 7.13 se muestra la variación temporal de las especies detectadas. A lo largo del periodo de estudio, un total de 11 especies (24,4%) han sido detectadas en todas las campañas. La mayoría de estas han sido catalogadas como residentes (Barcala 1999), si bien, en el caso de las especies de la familia Mugilidae, son especies con un carácter anfidromo y/o catádromo constatado (De Sostoa 1983, Fernandez-Delgado 1987, Arias & Drake 1990, Fernandez-Delgado et al. 2000). Por otro lado, 8 especies (17,78%) han sido constatadas en una única campaña de muestreo.

Tabla 7.13. Presencia (++) y Ausencia (--) en cada campaña de muestreo (V2002: Verano-2002; etc.) de las especies detectadas en la totalidad de ambientes: Áreas someras de la propia laguna, Humedales e Islas interiores.

Familia		V2002	I2002/03	V2003	O2003	I2003/04	P2004
Cyprinodontidae	<i>Aphanius iberus</i>	++	++	++	++	++	++
Poeciliidae	<i>Gambusia holbrooki</i>	--	--	++	--	--	++
Atherinidae	<i>Atherina boyeri</i>	++	++	++	++	++	++
Belonidae	<i>Belone belone</i>	++	--	++	--	--	--
Syngnathidae	<i>Syngnathus typhle</i>	++	++	++	++	++	--
	<i>Syngnathus acus</i>	++	++	--	--	--	--
	<i>Syngnathus abaster</i>	++	++	++	++	++	++
	<i>Hippocampus guttulatus</i>	++	--	++	++	--	++
	<i>Nerophis ophidion</i>	--	--	--	--	--	++
Gobiidae	<i>Pomatoschistus sp.</i>	++	++	++	++	++	++
	<i>Gobius niger</i>	++	++	++	++	++	++
	<i>Gobius paganellus</i>	++	++	++	++	++	--
	<i>Gobius bucchichi</i>	--	++	--	--	++	--
	<i>Gobius cobitis</i>	--	--	++	++	++	++
Blenniidae	<i>Salaria pavo</i>	++	++	++	++	++	++
	<i>Lipophrys dalmatinus</i>	++	++	++	++	++	++
	<i>Parablennius sanguinolentus</i>	--	--	++	--	++	--
Callionymidae	<i>Callionymus pusillus</i>	++	--	++	++	--	--
Mullidae	<i>Mullus barbatus</i>	--	--	++	++	++	--
Labridae	<i>Symphodus cinereus</i>	++	--	++	++	++	++
	<i>Symphodus ocellatus</i>	--	--	--	--	++	--
Mugilidae	<i>Liza aurata</i>	++	++	++	++	++	++
	<i>Liza saliens</i>	++	++	++	++	++	++
	<i>Liza ramada</i>	++	++	++	++	++	++
	<i>Chelon labrosus</i>	++	--	++	--	--	--
	<i>Mugil cephalus</i>	++	++	++	++	++	++
Sparidae	<i>Diplodus annularis</i>	--	--	--	--	--	++
	<i>Diplodus sargus</i>	++	--	++	--	--	++
	<i>Diplodus vulgaris</i>	++	--	--	--	--	--
	<i>Diplodus puntazzo</i>	--	++	--	++	++	++
	<i>Diplodus cervinus</i>	--	--	++	--	--	--
	<i>Sarpa salpa</i>	++	--	++	--	--	++
	<i>Sparus auratus</i>	++	++	--	--	++	++
	<i>Boops boops</i>	--	++	--	--	--	--
Moronidae	<i>Dicentrarchus punctatus</i>	++	--	++	++	--	++
	<i>Dicentrarchus labrax</i>	--	--	++	--	--	++
Carangidae	<i>Trachinotus ovatus</i>	--	--	++	++	--	--
Soleidae	<i>Solea solea</i>	++	--	++	--	--	--
	<i>Solea impar</i>	--	++	--	++	--	--
	<i>Solea senegalensis</i>	--	--	++	++	--	--
Clupeidae	<i>Sardina pilchardus</i>	--	++	--	--	--	++
	<i>Sardinella aurita</i>	--	--	--	++	--	--
Engraulidae	<i>Engraulis encrasicolus</i>	--	--	--	++	--	--
Pomatomidae	<i>Pomatomus saltatrix</i>	--	--	--	++	--	--
Anguillidae	<i>Anguilla anguilla</i>	++	++	++	--	++	++

Para finalizar esta aproximación a los cambios temporales en la comunidad, en las Tablas 7.14 y 7.15 se presenta la Presencia – Ausencia de cada especie en función de los ambientes. Podemos observar cómo son las especies residentes las que ocupan el mayor número de ambientes a lo largo del periodo de estudio. Los representantes de la familia Mugilidae, concretamente las especies del género *Liza*, han sido capturadas de forma prácticamente continua en todos los ambientes (Tablas 7.14 y 7.15). De igual modo, salvo en Verano-2002,



Atherina boyeri, *Syngnathus abaster* y *Pomatoschistus sp.* son taxones que también aparecen en la totalidad de hábitats.

Aunque no se han detectado especies exclusivas de Humedales (HA), su riqueza específica es mucho menor al resto de áreas someras de la laguna (AS e II) (Tablas 7.14 y 7.15). En próximos apartados se va a profundizar en las diferencias cuantitativas presentes en la comunidad de peces acompañante.

Tabla 7.14. Presencia (++) y Ausencia (--) de las especies detectadas en Áreas Someras perimetrales (AS), Humedales adyacentes (HA) (incluidas las AS propias de cada Humedal) e Islas interiores (II) para las campañas de Verano-2002 (V2002), Invierno-2002/03 (I2003) y Verano-2003 (V2003).

Familia		V2002		I2003		V2003		
		(AS)	(HA)	(AS)	(HA)	(AS)	(HA)	(II)
Cyprinodontidae	<i>Aphanius iberus</i>	++	++	++	++	++	++	++
Poeciliidae	<i>Gambusia holbrooki</i>	--	--	--	--	++	++	--
Atherinidae	<i>Atherina boyeri</i>	++	++	++	++	++	++	++
Belonidae	<i>Belone belone</i>	++	--	--	--	++	--	--
Syngnathidae	<i>Syngnathus typhle</i>	++	--	++	--	++	--	++
	<i>Syngnathus acus</i>	++	--	++	--	--	--	--
	<i>Syngnathus abaster</i>	++	++	++	++	++	++	++
	<i>Hippocampus guttulatus</i>	++	--	--	--	++	--	++
	<i>Nerophis ophidion</i>	--	--	--	--	--	--	--
Gobiidae	<i>Pomatoschistus sp.</i>	++	++	++	++	++	++	++
	<i>Gobius niger</i>	++	--	++	++	++	--	++
	<i>Gobius paganellus</i>	++	--	++	++	++	++	++
	<i>Gobius bucchichi</i>	--	--	++	--	--	--	--
	<i>Gobius cobitis</i>	--	--	--	--	++	++	++
Blenniidae	<i>Salaria pavo</i>	++	++	++	++	++	++	++
	<i>Lipophrys dalmatinus</i>	++	--	++	--	++	--	++
	<i>Parablennius sanguinolentus</i>	--	--	--	--	++	--	++
Callionymidae	<i>Callionymus pusillus</i>	++	--	--	--	++	--	++
Mullidae	<i>Mullus barbatus</i>	--	--	--	--	++	--	--
Labridae	<i>Symphodus cinereus</i>	++	--	--	--	++	--	++
	<i>Symphodus ocellatus</i>	--	--	--	--	--	--	--
Mugilidae	<i>Liza aurata</i>	++	++	++	++	++	++	--
	<i>Liza saliens</i>	++	++	++	++	++	++	++
	<i>Liza ramada</i>	++	--	++	++	++	++	--
	<i>Chelon labrosus</i>	++	--	--	--	++	++	++
	<i>Mugil cephalus</i>	++	--	++	++	++	--	++
Sparidae	<i>Diplodus annularis</i>	--	--	--	--	--	--	--
	<i>Diplodus sargus</i>	++	--	--	--	++	++	--
	<i>Diplodus vulgaris</i>	++	--	--	--	--	--	--
	<i>Diplodus puntazzo</i>	--	--	++	--	--	--	--
	<i>Diplodus cervinus</i>	--	--	--	--	++	--	--
	<i>Sarpa salpa</i>	--	--	--	--	++	--	--
	<i>Sparus auratus</i>	++	--	++	++	++	--	--
	<i>Boops boops</i>	--	--	++	--	--	--	--
Moronidae	<i>Dicentrarchus punctatus</i>	++	--	--	--	++	--	--
	<i>Dicentrarchus labrax</i>	--	--	--	--	++	--	--
Carangidae	<i>Trachinotus ovatus</i>	--	--	--	--	++	--	--
Soleidae	<i>Solea solea</i>	++	--	--	--	++	--	--
	<i>Solea impar</i>	--	--	++	--	--	--	--
	<i>Solea senegalensis</i>	--	--	--	--	++	--	--
Clupeidae	<i>Sardina pilchardus</i>	--	--	++	--	--	--	--
	<i>Sardinella aurita</i>	--	--	--	--	--	--	--
Engraulidae	<i>Engraulis encrasicolus</i>	--	--	--	--	--	--	--
Pomatomidae	<i>Pomatomus saltatrix</i>	--	--	--	--	--	--	--
Anguillidae	<i>Anguilla anguilla</i>	--	++	++	--	++	++	--

En HA se reflejan las especies capturadas en el interior de los mismos (minnow-traps) y en las áreas someras perimetrales que forman parte de los mismos.

Tabla 7.15. Presencia (++) y Ausencia (--) de las especies detectadas en Áreas Someras perimetrales (AS), Humedales adyacentes (HA) (incluidas las AS propias de cada Humedal) e Islas interiores (II) para las campañas de Otoño-2003 (O2003), Invierno-2003/04 (I2004) y Primavera-2004 (P2004).

Familia		O2003		I2004		P2004		
		(AS)	(HA)	(AS)	(HA)	(II)	(AS)	(HA)
Cyprinodontidae	<i>Aphanius iberus</i>	++	++	++	++	--	++	++
Poeciliidae	<i>Gambusia holbrooki</i>	--	--	--	--	--	++	--
Atherinidae	<i>Atherina boyeri</i>	++	++	++	++	++	++	++
Belonidae	<i>Belone belone</i>	--	--	--	--	--	--	--
Syngnathidae	<i>Syngnathus typhle</i>	++	--	++	++	--	--	--
	<i>Syngnathus acus</i>	--	--	--	--	--	--	--
	<i>Syngnathus abaster</i>	++	++	++	++	++	++	++
	<i>Hippocampus guttulatus</i>	++	--	++	--	--	++	++
Gobiidae	<i>Nerophis ophidion</i>	--	--	--	--	--	++	--
	<i>Pomatoschistus sp.</i>	++	++	++	++	++	++	++
	<i>Gobius niger</i>	++	++	++	++	++	++	++
	<i>Gobius paganellus</i>	++	--	--	--	++	--	--
	<i>Gobius bucchichi</i>	--	--	++	--	--	--	--
Blenniidae	<i>Gobius cobitis</i>	++	++	++	++	++	++	--
	<i>Salaria pavo</i>	++	++	++	++	++	++	++
	<i>Lipophrys dalmatinus</i>	++	--	++	--	--	++	++
	<i>Parablennius sanguinolentus</i>	--	--	--	--	--	--	--
Callionymidae	<i>Callionymus pusillus</i>	++	--	--	--	--	--	--
Mullidae	<i>Mullus barbatus</i>	++	--	++	--	--	--	--
Labridae	<i>Symphodus cinereus</i>	++	--	++	++	++	++	++
	<i>Symphodus ocellatus</i>	--	--	++	--	--	--	--
Mugilidae	<i>Liza aurata</i>	++	++	++	++	++	++	++
	<i>Liza saliens</i>	++	++	++	++	++	++	++
	<i>Liza ramada</i>	++	++	++	++	--	++	++
	<i>Chelon labrosus</i>	--	--	--	--	--	--	--
Sparidae	<i>Mugil cephalus</i>	++	++	++	++	--	++	++
	<i>Diplodus annularis</i>	--	--	--	--	--	++	--
	<i>Diplodus sargus</i>	--	--	--	--	--	++	--
	<i>Diplodus vulgaris</i>	--	--	--	--	--	--	--
	<i>Diplodus puntazzo</i>	++	++	++	++	++	++	++
	<i>Diplodus cervinus</i>	--	--	--	--	--	--	--
	<i>Sarpa salpa</i>	--	--	--	--	--	++	++
	<i>Sparus auratus</i>	--	--	++	++	++	++	++
	<i>Boops boops</i>	--	--	--	--	--	--	--
Moronidae	<i>Dicentrarchus punctatus</i>	++	++	--	--	--	++	++
	<i>Dicentrarchus labrax</i>	--	--	--	--	--	++	++
Carangidae	<i>Trachinotus ovatus</i>	++	--	--	--	--	--	--
Soleidae	<i>Solea solea</i>	--	--	--	--	--	--	--
	<i>Solea impar</i>	++	--	--	--	--	--	--
	<i>Solea senegalensis</i>	++	--	--	--	--	--	--
Clupeidae	<i>Sardina pilchardus</i>	--	--	--	--	--	++	++
	<i>Sardinella aurita</i>	++	--	--	--	--	--	--
Engraulidae	<i>Engraulis encrasicolus</i>	++	--	--	--	--	--	--
Pomatomidae	<i>Pomatomus saltatrix</i>	++	--	--	--	--	--	--
Anguillidae	<i>Anguilla anguilla</i>	--	--	++	--	--	++	--

En HA se reflejan las especies capturadas en el interior de los mismos (minnow-traps) y en las áreas someras perimetrales que forman parte de los mismos.



2.4.3. Índices descriptores de la Comunidad: Riqueza específica y Diversidad.

Con la finalidad principal de caracterizar la comunidad acompañante de *Aphanius iberus*, a continuación se presenta un primer análisis descriptivo de la *Riqueza específica* (S) y *Diversidad* (H') detectada en función de los ambientes presentes en el área de estudio: Áreas someras perimetrales de la propia laguna (AS), Humedales adyacentes (HA) e Islas interiores (II).

Riqueza específica: Estudio descriptivo temporal.

En el periodo de estudio completo, la Riqueza específica total (S_{Total}) registrada ha sido de 45 especies (Listado taxonómico en Tabla 7.12). En función de los ambientes, las AS han mostrado el 100% de la S_{Total} y los HA han mostrado una S inferior de forma significativa, $S_{Total} = 25$ para los HA junto con las AS propias de cada humedal, y $S_{Total} = 13$ para las capturas exclusivas al interior de los HA.

A su vez, en el análisis comparativo entre ambientes de la $S_{Promedio}$ para la totalidad de capturas a lo largo del periodo de estudio también se detectan diferencias (Fig. 7.7). La $S_{Promedio}$ detectada en AS ($10,8 \pm 2,7$) es superior de forma significativa tanto a la observada en HA junto con las AS que conforman parte de los mismos ($8,5 \pm 4,3$) (*t de Student*; $t = 3,19$; $p = 0,002$), así como a la $S_{Promedio}$ obtenida en el interior de los HA ($3,0 \pm 2,1$) (*t de Student*; $t = 15,7$; $p < 0,001$). Estas diferencias han sido confirmadas con el análisis no paramétrico (Kruskal-Wallis; $H = 57,69$ gl = 2 $p < 0,001$).

Los valores de S detectados en las II ($S_{Total} = 20$; $S_{Promedio} = 10,2 \pm 4,9$) son inferiores a los obtenidos en AS. No obstante, este índice, al menos en sus valores totales, se ve afectado por el esfuerzo de muestreo realizado en cada unidad de comparación y, por tanto, el valor de S_{Total} obtenido en las II está subestimado.

En la comparación temporal (Fig. 7.7), para la totalidad de ambientes de estudio (AS, HA e II) las diferencias temporales detectadas en la S resultan menos notorias, pues aunque resultaron significativas (ANOVA de un Factor: $F(5,123) = 2,50$ $p = 0,034$) no pudieron extraerse grupos temporales homogéneos distintos (HSD de Tukey; $p > 0,05$). A pesar de que la transformación logarítmica realizada permitió homogeneizar las varianzas (Test de Levene; $F(5,123) = 0,97$ $p = 0,44$), las diferencias temporales fueron corroboradas con la prueba no paramétrica (Kruskal-Wallis; $H = 26,75$ gl = 5 $p < 0,001$).

El análisis de comparación exclusivamente para las AS, también muestra diferencias temporales significativas en la S (ANOVA de un Factor: $F(5,96) = 3,48$ $p = 0,006$) (Fig. 7.7). Además, en este caso se pudo extraer un grupo temporal homogéneo (Verano 2003 + Primavera 2004) (HSD de Tukey; $p < 0,05$). La transformación realizada también homogeneizó las varianzas (Test de Levene;

$F(5,96) = 0,65$ $p = 0,67$), si bien, las diferencias temporales fueron constatadas con una prueba no paramétrica (Kruskal-Wallis; $H = 31,67$ $gl = 5$ $p < 0,001$).

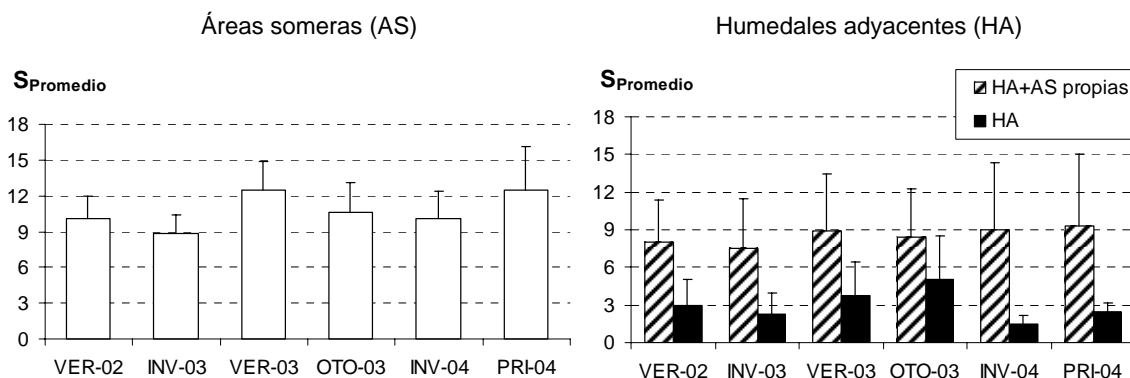


Figura 7.7. Variación temporal a lo largo de las campañas de muestreo ($n = 6$) de la Riqueza específica promedio ($S_{Promedio} +$ Desviación Estándar) detectada en la totalidad de sectores de muestreo establecidos en las Áreas someras perimetrales (AS) y Humedales adyacentes (HA) a la propia laguna (AS propias = ASHA).

De forma contraria, el análisis de comparación temporal realizado para la S detectada en el interior de los HA no mostró diferencias significativas (ANOVA de un Factor: $F(5,21) = 1,21$ $p = 0,338$). Mediante la realización de pruebas no paramétricas (Kruskal-Wallis; $H = 6,86$ $gl = 5$ $p = 0,231$) tampoco se constataron diferencias temporales.

En resumen, la *Riqueza* se muestra menor en los HA en comparación con los valores totales y promedios que presenta en AS. A su vez, presenta una pauta de variación temporal significativa pero no con diferencias notables en las AS. Por contrario, el patrón de cambio temporal de la *Riqueza* en los HA no ha resultado significativo.

Riqueza específica: Estudio descriptivo espacio-temporal.

En este epígrafe se muestra el análisis de variación espacio temporal realizado con la *Riqueza específica* (S) en función de los sectores de muestreo establecidos en los diferentes ambientes de la laguna y su perímetro.

Áreas someras perimetrales (AS)

En la Tabla 7.16 se presenta de forma sectorizada la S_{Total} obtenida en cada campaña, así como los valores de $S_{Promedio}$ y S_{Total} para la totalidad de las mismas, en las Áreas someras perimetrales (AS) de la propia laguna.

Entre los valores de S obtenidos en los distintos sectores de AS, no se han detectado diferencias significativas mediante ANOVA de un factor (Factor: Sector; $F(15,80) = 0,83$ $p = 0,639$), si bien, la transformación realizada no había

homogeneizado las varianzas (Test de Levene; $p < 0,05$). Por tanto, la ausencia de diferencias se constató mediante la prueba no paramétrica (Kruskal-Wallis; $H = 13,99$ gl = 15 $p = 0,526$). Estos análisis de comparación han sido realizados excluyendo los sectores AS14 y AS17 por presentar un menor esfuerzo de muestreo. No obstante, los resultados incluyendo a estos sectores fueron similares (Kruskal-Wallis; $H = 20,68$ gl = 17 $p = 0,241$).

Tabla 7.16. Riqueza específica (S) detectada en cada una de las campañas y sectores establecidos en las Áreas someras perimetrales de la laguna (AS).

AS Sector	Verano 2002	Invierno 2002/03	Verano 2003	Otoño 2003	Invierno 2003/04	Primavera 2004	S _{Promedio}	S _{Total}
AS00	8	9	9	10	10	12	9,7±1,4	20
AS01	14	10	16	13	5	19	12,8±4,9	29
AS02	12	10	16	11	10	14	12,2±2,4	26
AS03	10	6	15	11	9	11	10,3±2,9	23
AS04	11	9	12	13	9	15	11,5±2,3	22
AS05	14	10	15	12	13	13	12,8±1,7	22
AS06	10	12	14	8	8	12	10,7±2,4	26
AS07	8	8	11	12	10	11	10,0±1,7	19
AS08	10	10	10	9	12	16	11,2±2,6	19
AS09	9	9	13	12	10	15	11,3±2,4	19
AS10	8	7	10	12	9	14	10,0±2,6	21
AS11	9	9	16	10	12	11	11,2±2,6	21
AS12	11	8	12	10	7	13	10,2±2,3	19
AS13	11	8	11	12	13	12	11,2±1,7	18
AS14	8	11	10	--	--	--	9,7±1,5	16
AS15	10	9	11	10	12	10	10,3±1,0	22
AS16	10	7	12	13	13	2	9,5±4,3	20
AS17	8	8	--	3	--	--	6,3±2,9	12
S _{Total}	23	21	32	26	21	25	10,8±2,7	45
	51,1%	46,7%	71,1%	57,8%	46,7%	55,6%		100%

(%) Porcentaje en relación a la Riqueza total (S_{Total}= 45)

En conjunto, no se han constatado diferencias espaciales en la *Riqueza* entre los diferentes sectores de muestreo establecidos en AS. Es decir, no se puede establecer una diferenciación espacial de la *Riqueza* de especies en función de la unidad de comparación establecida.

Humedales adyacentes (HA)

En la Tabla 7.17 se presenta, para los Humedales adyacentes (HA), la S_{Total} obtenida en cada campaña, así como los valores de S_{Promedio} y S_{Total} para la totalidad del periodo de estudio. Se muestra la S obtenida en el conjunto del humedal, incluyendo las especies capturadas en las AS propias del humedal y en el interior del mismo.

Se ha realizado el análisis de comparación entre aquellos HA con 3 o más campañas de muestreo, y únicamente para los valores de S excluidas las Áreas someras perimetrales propias del humedal (= capturas obtenidas con *minnow-traps*). Mediante la aplicación del ANOVA de un factor se obtienen diferencias significativas (Factor: Sector; $F(4,20) = 10,83$ $p < 0,001$) con el establecimiento de

dos grupos homogéneos (Grupo 1 = HA00; Grupo 2 = HA01+HA02+HA05+HA06) (HSD de Tukey; $p < 0,05$). No obstante, la transformación realizada no ha permitido homogeneizar las varianzas, por lo que mediante la utilización de pruebas no paramétricas se constató la presencia de diferencias significativas (Kruskal-Wallis; $H = 11,01$ gl = 4 $p = 0,026$) y para el total de HA (Kruskal-Wallis; $H = 16,54$ gl = 7 $p = 0,021$).

Tabla 7.17. Riqueza específica (S) detectada para cada campaña de muestreo en los Humedales adyacentes (HA) a la laguna.

HA Sector	Verano 2002	Invierno 2003	Verano 2003	Otoño 2003	Invierno 2004	Primavera 2004	S _{Promedio}	S _{Total}
HA00	11(7)	12(6)	12(8)	10(9)	14	12	11,8±1,3	22
HA01	--	2	3	--	2	2	2,2±0,5	3
HA02	2	1	1	3	1	3	1,8±1,0	4
HA03	5(2)	8(2)	8	3	--	5	5,8±2,2	12
HA04	10(1)	10(1)	10	9	12	16	11,2±2,6	19
HA05	8(2)	8(2)	13(3)	12(3)	9	14	10,7±2,7	21
HA06	9(3)	11(1)	13(4)	10	12	--	11,0±1,6	20
HA07	11(4)	8(3)	11	12	13	13	11,3±1,9	19
S _{Total}	12	13	14	12	15	19	8,5±4,3	25
	26,7%	28,9%	31,1%	26,7%	33,3%	42,2%		55,6%

(%) Porcentaje en relación a la Riqueza total (S_{Total} = 45);

(n) Especies detectadas excluidas las Áreas someras perimetrales propias del humedal.

En resumen, con la *Riqueza* correspondientes al interior de los HA, se han podido constatar diferencias significativas entre el HA00 (La Encañizada) y el resto. Es decir, este humedal con unas características ecológicas altamente distintivas (Ballester 2003) y que conforma la comunicación natural entre la laguna y el mar Mediterráneo (Mas 1994), presenta una *Riqueza específica* superior a la detectada en el resto de Humedales adyacentes (HA).

Islas interiores (II)

El esfuerzo de muestreo realizado en las Islas interiores (II) fue notoriamente inferior al realizado en Áreas someras perimetrales (AS) y Humedales (HA). En consecuencia, los valores obtenidos de *Riqueza* contienen un sesgo importante. No obstante, como aproximación descriptiva, en la Tabla 7.18. se presentan la S_{Total} obtenida en cada una de las campañas.

Tabla 7.18. Riqueza específica (S) detectada en cada una de las campañas y sectores establecidos en las Islas interiores a la laguna (II).

II Sector	Verano 2002	Invierno 2003	Verano 2003	Otoño 2003	Invierno 2004	Primavera 2004	S _{Total}
II00	--	--	12	--	8	--	15
II01	--	--	16	--	12	--	19
II02	--	--	3	--	--	--	3
S _{Total}	--	--	17 (37,8%)	--	12 (26,7%)	--	20 (44,4%)

(%) Porcentaje en relación a la Riqueza total (S_{Total} = 45)



Diversidad: Estudio descriptivo temporal.

Para la totalidad del periodo de estudio, y en el conjunto de ambientes, Áreas someras perimetrales (AS), Humedales adyacentes (HA) e Islas interiores (II) a la laguna, la diversidad total detectada ha sido de $H'_{Total} = 2,80$.

Las AS en su conjunto han mostrado una diversidad similar a la total ($H'_{AS\ Total} = 2,878$), superior a la detectada en AS propias de humedales ($H'_{AS\ de\ HA\ Total} = 1,99$) y a la obtenida en los HA ($H'_{HA\ Total} = 1,20$). En las II, a pesar del menor esfuerzo de muestreo, los valores obtenidos de diversidad total han sido superiores a los de HA ($H'_{II\ Total} = 2,13$). El *Índice de Shannon-Weaver* también, aunque en menor medida que la *Riqueza*, se puede ver afectado por el esfuerzo de muestreo y, por tanto, los valores referentes a las II pueden estar subestimados. En consecuencia, las II no van a ser incorporadas en subsiguientes análisis de comparación temporal.

La diversidad promedio detectada en AS ($H'_{Promedio} = 1,77 \pm 0,46$) es similar y no muestra diferencias significativas con la de Áreas someras propias o exclusivas de humedales ($H'_{Promedio} = 1,75 \pm 0,36$) (*t de Student*; $t = -0,17$; $p = 0,868$). A su vez, ambas muestran diferencias significativas con la diversidad detectada en el interior de los HA ($H'_{Promedio} = 0,70 \pm 0,75$) [*t de Student* para (AS – HA) $t = 6,83$; $p < 0,001$; *t de Student* para (AS exclusivas de HA – HA) $t = 6,75$; $p < 0,001$]. Las diferencias han sido constatadas mediante comparación no paramétrica (Kruskal-Wallis; $H = 32,51$ gl = 2 $p < 0,001$).

En función de la temporalidad (Fig. 7.8), con la totalidad de ambientes de estudio (AS, HA e II) no se detectaron diferencias significativas mediante ANOVA (Factor: Periodo; $F(5,120) = 0,968$ $p = 0,441$). Aunque la transformación realizada nos permitió homogeneizar las varianzas (Test de Levene; $F(5,120) = 1,124$ $p = 0,351$), la inexistencia de diferencias temporales fue corroborada mediante análisis no paramétricos (Kruskal-Wallis; $H = 8,48$ gl = 5 $p = 0,132$).

La comparación temporal realizada de forma aislada para cada uno de los ambientes corrobora la inexistencia de diferencias temporales en AS (ANOVA de un factor: $F(5,93) = 2,25$ $p = 0,058$) y en HA (ANOVA de un factor: $F(5,26) = 0,34$ $p = 0,880$), en ambos casos con datos transformados y homogéneos en sus varianzas (Test de Levene; $p > 0,05$). No obstante, en el caso de los HA se observan diferencias (Fig. 7.8) que, probablemente, no resulten significativas debido a la variación del esfuerzo de muestreo en función del número de HA muestreados en cada campaña. De forma contraria, las variaciones temporales detectadas en las AS propias de los Humedales (Fig. 7.8) fueron significativas (ANOVA de un factor: $F(5,31) = 0,38$ $p = 0,011$), con la separación significativa de la diversidad detectada en el último periodo invernal (Invierno-2004) (HSD de Tukey; $p < 0,05$).

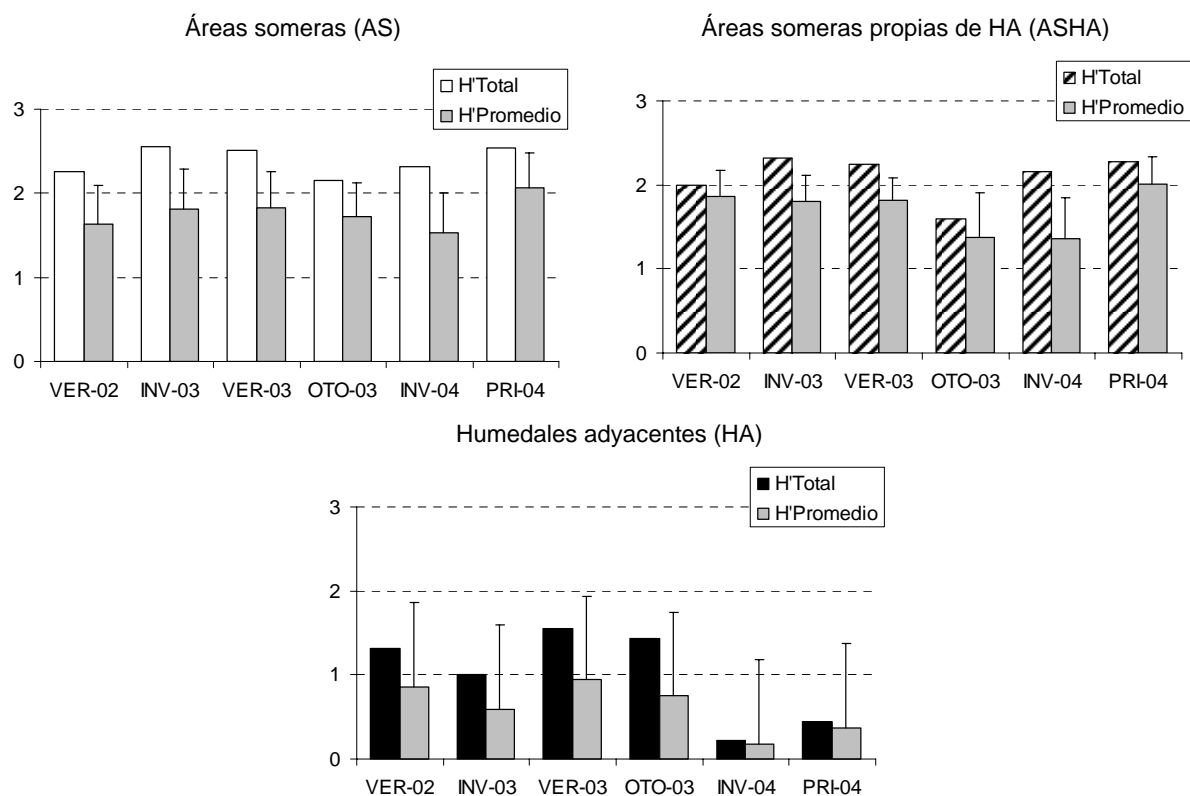


Figura 7.8. Variación temporal a lo largo de las campañas de muestreo ($n = 6$) de la Diversidad (H' : Índice de Shannon-Weaver) detectada en la totalidad de sectores de muestreo establecidos en las Áreas someras perimetrales (AS), AS propias de Humedales (ASHA) y Humedales adyacentes (HA) a la propia laguna (H' Total; H' Promedio; Desviación Estándar).

En resumen, los sectores AS muestran una diversidad homogénea en el tiempo y notablemente superior a la detectada en HA, que además presenta una diversidad sin un patrón de cambio temporal significativo. En el análisis exclusivo de las AS incluidas en humedales, éstas muestran una diversidad promedio similar a la detectada en el resto de AS, aunque con una variación temporal significativa que puede ser indicador de una menor estabilidad de la comunidad justamente en estas zonas inmersas en humedales.

Diversidad: Estudio descriptivo espacio-temporal.

A continuación se presentan los resultados de la comparación espacio-temporal de la diversidad en función de los sectores establecidos en distintos ambientes presentes en área de estudio.

Áreas someras perimetrales (AS)

En función de las campañas de muestreo, en la Tabla 7.19 se muestra la diversidad obtenida en cada uno de los sectores de Áreas someras perimetrales (AS), así como los valores de H' Promedio y H' Total para cada campaña.

Tabla 7.19. Diversidad (H' de Shannon-Weaver) detectada en cada una de las campañas y sectores establecidos en las Áreas someras perimetrales de la laguna (AS).

AS	H'	Verano	Invierno	Verano	Otoño	Invierno	Primavera	
Sector		2002	2003	2003	2003	2004	2004	H' Promedio
AS00		1,95	1,77	1,94	1,72	--	--	1,85±0,12
AS01		2,26	1,40	1,44	2,24	1,12	2,72	1,86±0,63
AS02		0,96	1,88	1,20	2,15	1,44	2,46	1,68±0,58
AS03		1,25	0,30	1,41	2,29	1,13	1,47	1,31±0,64
AS04		2,00	2,33	2,45	1,47	1,82	2,24	2,05±0,37
AS05		1,85	2,29	1,16	1,92	1,21	2,18	1,77±0,48
AS06		1,01	2,24	1,39	1,34	1,68	1,56	1,54±0,41
AS07		1,05	2,03	2,17	1,05	2,03	2,00	1,72±0,52
AS08		2,36	2,14	1,54	1,14	1,04	2,12	1,72±0,56
AS09		2,08	2,28	2,43	1,70	2,45	2,58	2,25±0,32
AS10		1,71	1,52	1,85	1,39	0,77	2,32	1,59±0,52
AS11		1,54	1,42	1,87	1,66	1,47	1,46	1,57±0,17
AS12		2,12	1,86	2,44	2,26	1,05	1,39	1,85±0,54
AS13		1,72	1,92	2,21	1,89	2,05	2,05	1,97±0,17
AS14		0,89	1,94	1,99	--	--	--	1,61±0,62
AS15		1,34	1,63	1,64	1,37	2,05	2,09	1,69±0,32
AS16		1,64	1,52	1,86	1,93	1,69	2,32	1,83±0,28
AS17		1,87	2,08	--	--	--	--	1,98±0,15
H'Promedio		1,63±0,48	1,81±0,47	1,82±0,44	1,72±0,40	1,53±0,48	2,06±0,42	1,77±0,46
H'Total		2,26	2,56	2,51	2,15	2,31	2,54	

No se han detectado diferencias significativas entre los valores de H' obtenidos en los distintos sectores de AS (ANOVA Factor: Sector; $F(17,98) = 1,30$ $p = 0,211$). La transformación realizada no ha homogenizado las varianzas (Test de Levenne; $p = 0,012$), por tanto, la ausencia de diferencias se constató mediante la prueba no paramétrica (Kruskal-Wallis; $H = 20,13$ $gl = 17$ $p = 0,268$). Estos análisis de comparación han sido realizados excluyendo a los sectores AS14 y AS17 por el menor esfuerzo de muestreo realizado. No obstante, los resultados incluyendo a estos sectores son similares (Kruskal-Wallis; $H = 18,43$ $gl = 15$ $p = 0,188$).

En resumen, no se puede establecerse una diferenciación espacial extrema entre las AS en función de la Diversidad detectada en la comunidad de pequeñas tallas, alevines y/o juveniles de las diferentes especies de peces.

Humedales adyacentes (HA)

Los valores de diversidad en la comunidad de peces de los Humedales adyacentes (HA) se ha analizado de forma separada para las Áreas someras de aquellos que presentan una zona limítrofe común con la laguna (Áreas someras propias de Humedales ASHA) y, por otro lado, para el interior de los mismos excluidas las áreas someras (HA). Cabe mencionar la existencia de humedales (ejs. HA00 y HA01) que no contienen áreas someras de la laguna incluidas en los mismos.

En las Tablas 7.20 y 7.21 se muestra, en función de las campañas de muestreo, la diversidad obtenida en cada sector de Áreas someras propias de Humedales (ASHA) y en el interior de los HA, respectivamente.

Tabla 7.20. Diversidad (H' de Shannon-Weaver) detectada en cada una de las campañas y sectores establecidos en las Áreas someras perimetrales propias de Humedales (ASHA).

(ASHA) H'	Verano	Invierno	Verano	Otoño	Invierno	Primavera	
Sector	2002	2003	2003	2003	2004	2004	H' Promedio
HA00	1,95	1,77	1,94	1,72	1,47	2,07	1,82±0,21
HA03	1,87	2,08	1,85	--	--	--	1,93±0,13
HA04	2,36	2,14	1,54	1,14	1,04	2,12	1,72±0,56
HA05	1,71	1,52	1,85	1,39	0,77	2,32	1,59±0,52
HA06	1,54	1,42	1,87	1,66	1,47	1,46	1,57±0,17
HA07	1,72	1,92	2,21	1,89	2,05	2,05	1,97±0,17
H' Promedio	1,85±0,32	1,81±0,30	1,81±0,27	1,37±0,52	1,36±0,49	2,00±0,32	1,75±0,36
H' Total	1,99	2,33	2,25	1,59	2,15	2,27	

Tabla 7.21. Diversidad (H' de Shannon-Weaver) detectada en cada una de las campañas y sectores establecidos en los Humedales adyacentes (HA).

HA H'	Verano	Invierno	Verano	Otoño	Invierno	Primavera	
Sector	2002	2003	2003	2003	2004	2004	H' Promedio
HA00	2,13	2,12	2,06	1,78	--	--	2,02±0,17
HA01	--	0,40	0,09	--	0,37	0,47	0,33±0,18
HA02	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,28	0,05±0,11
HA03	0,47	0,47	--	--	--	--	0,47±0,00
HA04	0,00	0,00	--	--	--	--	0,00
HA05	0,47	0,61	0,61	0,47	--	--	0,54±0,08
HA06	1,50	0,00	1,94	--	--	--	1,15±1,01
HA07	1,42	1,16	--	--	--	--	1,29±0,18
H' Promedio	0,86±0,82	0,59±0,73	0,94±0,99	0,75±0,92	0,18±0,26	0,38±0,13	0,70±0,75
H' Total	1,32	1,01	1,54	1,44	0,22	0,45	

La comparación entre las ASHA realizada mediante ANOVA de un factor no muestra diferencias significativas (Factor: Humedal; $F(5,31) = 1,09$ $p = 0,391$). La transformación realizada no ha homogeneizado las varianzas (Test de Levene; $p = 0,011$). Por tanto, la ausencia de diferencias se ha constatado mediante la prueba no paramétrica (Kruskal-Wallis; $H = 6,64$ $gl = 5$ $p = 0,249$).

De forma contraria, el análisis de comparación espacial entre la diversidad detectada en los diferentes HA ha mostrado diferencias significativas (ANOVA de un factor $F(7,26) = 12,35$ $p < 0,001$), con el establecimiento de 3 grupos homogéneos (Grupo 1= HA02 + HA04; Grupo 2 = HA01 + HA03 + HA05; Grupo 3 = HA00 + HA06 + HA07) (HSD de Tukey; $p < 0,05$). No obstante, la transformación realizada no ha permitido homogeneizar las varianzas, pero las diferencias se han confirmado con pruebas no paramétricas (Kruskal-Wallis; $H = 20,83$ $gl = 7$ $p = 0,004$). La realización de los análisis con datos de HA con 3 o más campañas de muestreo han arrojado resultados similares (Kruskal-Wallis; $H = 15,14$ $gl = 4$ $p = 0,004$), también con la diferenciación de tres grupos homogéneos (Grupo 1= HA02; Grupo 2 = HA01 + HA05; Grupo 3 = HA00 + HA06) (HSD de Tukey; $p < 0,05$).



En conjunto, mientras que con la *Diversidad* detectada en la comunidad acompañante de las AS propias de humedales (ASHA) resulta complejo establecer una diferenciación espacial, los valores de H' detectados en el interior de los humedales (HA) presentan un patrón de diferenciación espacial claro, con el siguiente gradiente de diversidad: HA02 = HA04 < HA01 = HA03 = HA05 < HA00 = HA06 = HA07.

Islas interiores (II)

El esfuerzo de muestreo realizado en las Islas interiores (II) fue inferior al realizado en Áreas someras perimetrales (AS) y Humedales (HA). En consecuencia, los valores obtenidos de *Diversidad* son valores probablemente subestimados. No obstante, los valores obtenidos en cada una de las campañas de muestreo para cada uno de los sectores de II, así como el valor de total registrado, quedan presentados en la Tabla 7.22.

Tabla 7.22. Diversidad (H' de Shannon-Weaver) detectada en cada una de las campañas y sectores establecidos en las Islas interiores (II) a la laguna.

II H' Sector	Verano 2002	Invierno 2003	Verano 2003	Otoño 2003	Invierno 2004	Primavera 2004
II00	--	--	1,34	--	1,61	--
II01	--	--	1,69	--	1,41	--
H'Promedio			1,50±0,25		1,51±0,14	
H'Total	--	--	1,76	--	1,78	

2.5. Uso y Selección de Hábitat de *Aphanius iberus* en el Mar Menor y su entorno.

2.5.1. Metodología de Análisis.

Unidades de Hábitat

La aproximación descriptiva realizada sobre los datos de abundancia y biomasa en los diferentes ambientes de muestreo (Epígrafe 2.3), nos ha permitido alcanzar una primera impresión sobre el *Uso de Hábitat* de la especie a una escala de macrohábitat. Con la finalidad de obtener resultados netos, al menos a dicha escala de trabajo, a continuación se analizan los datos en función de las siguientes *Unidades de Hábitat*: Humedales adyacentes (HA), Áreas someras perimetrales propias de estos humedales del entorno (ASHA), Áreas someras propias de la laguna excluidas las ASHA (AS*) y Áreas someras de la laguna conjuntamente (AS) [excluidas las Islas interiores (II) por decremento significativo en el esfuerzo de muestreo].

Variables indicadoras del Uso y Selección

Presencia – Ausencia

Con la finalidad de establecer el *Uso y Selección de Hábitat* se ha estudiado la *Frecuencia de aparición* (F_A) en las distintas *Unidades* (AS, AS*, ASHA y HA). Se han valorado los datos de *Presencia – Ausencia* como indicador del *Uso de Hábitat* por parte de la especie. Para el establecimiento de *Preferencias* en la selección de hábitat, se ha contrastado la *Frecuencia de aparición* (= *Hábitat ocupado*) frente a la *Frecuencia de hábitat muestreado* en función de las unidades aludidas (= *Hábitat disponible* para la especie).

El contraste estadístico entre *Hábitat disponible* y *Hábitat ocupado* se ha realizado mediante un análisis de independencia que utiliza la *Prueba de la χ^2* como estadístico de contraste (= *Tablas de contingencia, Crosstabs, Contingency Tables*) (Visauta 1998, Quinn & Keough 2002). La H_0 para esta prueba es la independencia entre el *Hábitat disponible* y *Hábitat ocupado* que equivale a *No selección* de categorías de hábitat disponible. En el caso de su rechazo, la interpretación es que la especie muestra *Selección* por una determinada categoría de la variable, es decir, selecciona el hábitat disponible. El valor del estadístico χ^2 nos permite aceptar o rechazar la H_0 , en realidad es un *Índice de Independencia* (*sensu* Visauta 1998). No obstante, para medir la intensidad de la relación entre las variables dependientes se ha utilizado el *Coefficiente de contingencia* (Cc). Éste es un índice de asociación o dependencia basado en χ^2 , con valores entre 0 y 1, próximos a 1 indican una alta relación entre las variables. El análisis de dependencia entre *Hábitat disponible* y *Hábitat ocupado* se ha realizado a nivel de sectores de muestreo ($n_{\text{Total}} = 146$) y a nivel de localidades de muestreo ($n_{\text{Total}} = 289$).

A una escala de hábitat menor, esta metodología de contraste es similar a la aplicada para *Aphanius baeticus* en un estudio realizado con pequeños cursos de agua del bajo Guadalquivir (Fernández-Delgado et al. 1999).

Abundancia y Biomasa

La valoración de la *Abundancia* y *Biomasa* de la especie mediante el uso de *Capturas por Unidad de Esfuerzo* (CPUEs; BPUEs para Biomasa) es una estima de densidad relativa adecuada (Nielsen 1983) para comparar las *Unidades de Hábitat* (AS, AS*, ASHA y HA). No obstante, con la finalidad de minimizar el efecto de datos extremos y marginales en CPUEs (o BPUEs), para el estudio comparativo de *Uso de Hábitat* hemos establecido un *Índice Relativo de Abundancia* (IR_A) y de *Biomasa* (IR_B) (modificado de Gutiérrez-Estrada et al. 1998). Además, estos IR_A y IR_B han sido estandarizados para poder realizar comparaciones entre los datos de CPUEs (o BPUEs) de AS con HA, y se han diseñado para trabajar con valores promedio.

Áreas someras (AS)	Humedales adyacentes (HA)	
Si CPUE = 0,00	Si CPUE = 0,00	IR _A = 0
Si 0,00 < CPUE < 0,50	Si 0,00 < CPUE < 0,20	IR _A = 1
Si 0,50 ≤ CPUE < 2,00	Si 0,20 ≤ CPUE < 1,00	IR _A = 2
Si 2,00 ≤ CPUE < 5,00	Si 1,00 ≤ CPUE < 3,00	IR _A = 3
Si 5,00 ≤ CPUE	Si 3,00 ≤ CPUE	IR _A = 4

Los valores de BPUEs para el establecimiento del IR_B han sido obtenidos de las relaciones CPUEs-BPUEs para la totalidad de localidades de muestreo a lo largo del periodo de estudio [AS: BPUEs = 0,18 + 0,19(CPUEs), R² = 88,8; HA: BPUEs = -0,12 + 0,73(CPUEs), R² = 88,9].

Áreas someras (AS)	Humedales adyacentes (HA)	
Si BPUE = 0,00	Si BPUE = 0,00	IR _B = 0
Si 0,00 < BPUE < 0,28	Si 0,00 < BPUE < 0,03	IR _B = 1
Si 0,28 ≤ BPUE < 0,56	Si 0,03 ≤ BPUE < 0,60	IR _B = 2
Si 0,56 ≤ BPUE < 1,13	Si 0,60 ≤ BPUE < 2,07	IR _B = 3
Si 1,13 ≤ BPUE	Si 2,07 ≤ BPUE	IR _B = 4

(Valoración del ajuste de los índices mediante Prueba de Correlación Ordenada de Spearman: CPUEs-IR_A R_s = 0,985 p < 0,001; BPUEs-IR_B R_s = 0,960 p < 0,001)

El análisis de *Uso de Hábitat* se ha realizado a nivel de sectores de muestreo (n_{Total} = 126; muestreos cuantitativos) y la determinación de diferencias estacionales y/o espaciales en los valores de IR transformados [Ln(x+1)] se ha probado mediante *Análisis de la Varianza de un Factor* (ANOVA) detectando diferencias significativas mediante pruebas de comparación de medias *HSD de Tukey* (Quinn & Keough 2002). En comparaciones dobles se ha utilizado la

prueba de la *t de Student*, que nos permite trabajar bajo la suposición de varianzas no homogéneas.

Con la finalidad de valorar el estatus poblacional, en función de la *Abundancia* y *Biomasa*, entre las distintas *Unidades de Hábitat* (AS, AS*, ASHA y HA), se ha realizado un análisis de residuos estandarizados o tipificados obtenidos de la regresión IR_A-IR_B para la totalidad de muestreos. Basándonos en índices que evalúan el reparto entre la abundancia y biomasa de una población como indicadores de su estatus [ej. Índice *Well-Being* (IWB *sensu* Hughes & Gammon 1987); Índice ABC (*sensu* Meire & Dereu 1990)], y de forma similar a los estudios de condición somática [ej. método de Jakob et al. (1996); Capítulo 6], la comparación relativa de los residuos aludidos puede utilizarse como indicador de un reparto coherente a nivel poblacional de la abundancia y biomasa.

De forma previa a la obtención de los residuos, la aplicación de los ANCOVAs se ha utilizado para comprobar efectos de factores espaciales (= Unidades de Hábitat) y temporales (= Estacionalidad o Periodos de Muestreo) sobre la relación IR_A-IR_B . Este análisis de estatus poblacional en el *Hábitat ocupado* se ha realizado a nivel de sectores ($n_{Total} = 126$; muestreos cuantitativos) y la determinación de diferencias espaciales en los valores residuales se ha probado mediante ANOVAs (Quinn & Keough 2002).

Estudio Integral: Técnicas de reducción de datos

La última aproximación para determinar la existencia de estimas o gradientes en el *Uso y Selección de Hábitat* de la especie, se ha realizado mediante *Técnicas de reducción de datos* (Underwood 1997, Quinn & Keough 2002). La técnica seleccionada ha sido el *Análisis de Componentes Principales* (ACP) sobre matrices de variables x sectores de muestreo con el método *Varimax* de rotación.

En su totalidad, las variables utilizadas han sido de carácter cuantitativo, requisito indispensable para el desarrollo de la técnica. El análisis se realizó con valores promedio y/o medidas de dispersión (Desviación estándar) a nivel de sector para la totalidad del periodo ($n_{Total} = 26$ sectores de muestreo en AS y HA). En una primera aproximación se ha incorporado una matriz de variables compuesta de forma exclusiva por indicadores de la comunidad acompañante (Epígrafe 2.4): *Riqueza específica* (S), Estacionalidad de S (= Desviación estándar de S para las 6 campañas), Diversidad (H' de Shannon-Weaver) y Estacionalidad de H' (= Desviación estándar de S para las 6 campañas). Una segunda aproximación se ha realizado estudiando la ordenación de los sectores en función de las variables propias de la especie, *Abundancia* (IR_A), Estacionalidad de IR_A (= Desviación estándar de IR_A para las 6 campañas), *Biomasa* (IR_B), Estacionalidad de IR_B (= Desviación estándar de IR_B para las 6 campañas), Persistencia poblacional en términos de abundancia (VT_A ; Epígrafe 2.3) y Persistencia poblacional en términos de biomasa (VT_B ; Epígrafe 2.3). Finalmente,

atendiendo a que los objetivos de este análisis consisten en determinar tendencias de ocupación o selección de hábitat, se han realizado ACPs con matrices de variables indicadores de la comunidad acompañante y propias de la especie conjuntamente.

En las técnicas de reducción de datos, se ha aplicado la prueba de Barlett (*Barlett's test*) para verificar si las matrices de correlaciones eran matrices de identidad. Este estadístico se obtiene a partir de la transformación X^2 del determinante de la matriz de correlaciones, y a mayor valor del estadístico (= menor grado de significación), mayor probabilidad de que la matriz no sea de identidad. En el supuesto de no rechazar la H_0 (= la matriz de correlación es igual a la matriz de identidad), se desaconseja proceder a la realización de un ACP (Visauta 1998). A su vez, como indicador relativo de la valía en la reducción de datos de los ACPs utilizados, se han tomado los valores KMO (*Kaiser-Meyer-Olkin*) que conforman un índice que compara los coeficientes de correlación de las variables y el determinante con las correlaciones parciales entre variables. Valores próximos a 1 de KMO nos indican que el ACP es un procedimiento adecuado, y valores de KMO < 0,5 implican que los ACPs deben ser considerados inaceptables o inadecuados (Visauta 1998).

Finalmente, la selección de hábitat se ha constatado, de forma multivariante, mediante la realización de *Regresiones Múltiples* (Método de pasos sucesivos) (Underwood 1997, Quinn & Keough 2002) con las variables descriptoras de las poblaciones de la especie (IR_A y IR_B) como dependientes y los indicadores de la comunidad acompañante como independientes.

2.5.2. Frecuencia de Uso y Selección de Hábitat: Análisis de *Presencia - Ausencia*

Frecuencia de Uso de Hábitat

El establecimiento de la frecuencia de uso de las *Unidades de Hábitat* estudiadas [Áreas someras perimetrales (AS), Áreas someras perimetrales propias de Humedales (ASHA), Áreas someras perimetrales excluidas las ASHA (AS*) y Humedales adyacentes (HA)] se ha afrontado con la *Frecuencia de aparición* (F_A), en función de los datos de *Presencia - Ausencia*.

En la Figura 7.9 se muestra la F_A obtenida para la totalidad del periodo en las diferentes unidades. En la aproximación descriptiva realizada con valores a nivel de sector de muestreo ($n = 146$), la F_A de la especie en HA ha resultado ser máxima ($F_A = 100\%$) y, por tanto, superior a la mostrada en AS ($F_A = 77,8\%$). Subdividiendo los sectores establecidos en el perímetro de la laguna entre AS* y ASHA, se observa un gradiente de presencia de la especie claro, desde el 100 %

de F_A detectada en HA, pasando por una alta presencia en ASHA ($F_A = 93,1\%$), hasta una mínima en AS* ($F_A = 63,7\%$) (Fig. 7.9).

El patrón de uso de hábitat expuesto presenta mayor contraste en la aproximación realizada con valores a nivel de localidad de muestreo ($n = 289$) (Fig. 7.9). Principalmente en varios sectores de AS, la presencia de *Aphanius iberus* fue constatada con capturas en una única localidad o punto de muestreo por sector, consecuentemente, en las AS la F_A a nivel de localidad decrece notablemente. Así, una vez subdivididas las AS, el gradiente decreciente queda mucho más marcado: HA ($F_A = 93,5\%$) > ASHA ($F_A = 79,5\%$) > AS* ($F_A = 28,7\%$) (Fig. 7.9).

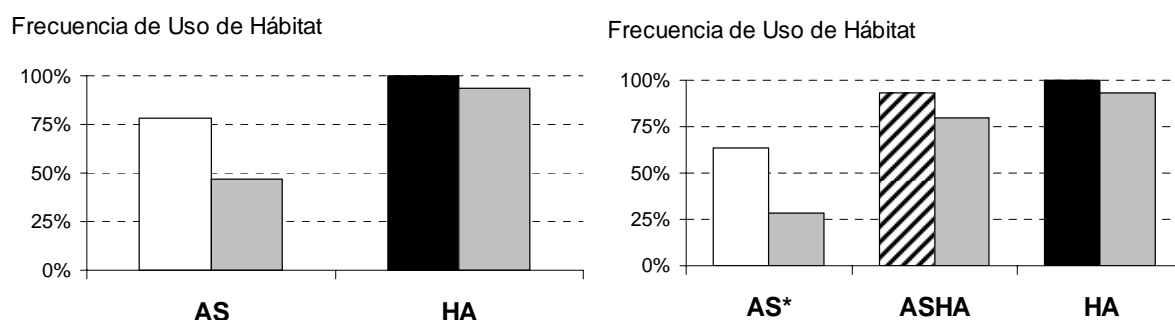


Figura 7.9. Frecuencia de Uso por *Aphanius iberus* (F_A) de las *Unidades de Hábitat* estudiadas en el Mar Menor y su entorno en el periodo de estudio. Descripción de las *Unidades de Hábitat* en el texto; F_A obtenidas a nivel de sector de muestreo ($n = 146$); F_A obtenidas a nivel de localidad de muestreo ($n = 289$) en histogramas grises.

En la Figura 7.10 se muestra la *Frecuencia de Uso* obtenida en cada campaña en las diferentes unidades de hábitat. La aproximación realizada con los valores obtenidos a nivel de sector muestra una continuidad temporal de la F_A máxima de la especie en HA ($F_A = 100\%$). Con los valores obtenidos a nivel de localidad de muestreo observamos una ligera variación temporal de la F_A en HA, con valores mínimos en las campañas invernales (Invierno-2002/03 $F_A = 88,8\%$; Invierno-2003/04 $F_A = 83,3\%$) (Fig. 7.10).

La aproximación descriptiva realizada con valores a nivel de localidad refleja mejor los cambios temporales en la F_A del resto de unidades de hábitat (Fig. 7.10). En las zonas perimetrales, AS y AS*, las presencias mínimas de la especie también han sido detectadas en los periodos invernales (AS: Invierno-2002/03 $F_A = 44,1\%$; Invierno-2003/04 $F_A = 37,7\%$; AS*: Invierno-2002/03 $F_A = 32,0\%$; Invierno-2003/04 $F_A = 27,3\%$) y los máximos en las estivales (AS: Verano-2003 $F_A = 57,8\%$; AS*: Verano-2002 $F_A = 45,8\%$; Verano-2003 $F_A = 46,1\%$), aunque con escasa diferencia con los valores obtenidos en Otoño-2003 y Primavera-2004. El patrón temporal de F_A detectado en las ASHA no ha mostrado cambios estacionales tan marcados como en el resto de unidades (Fig. 7.10).

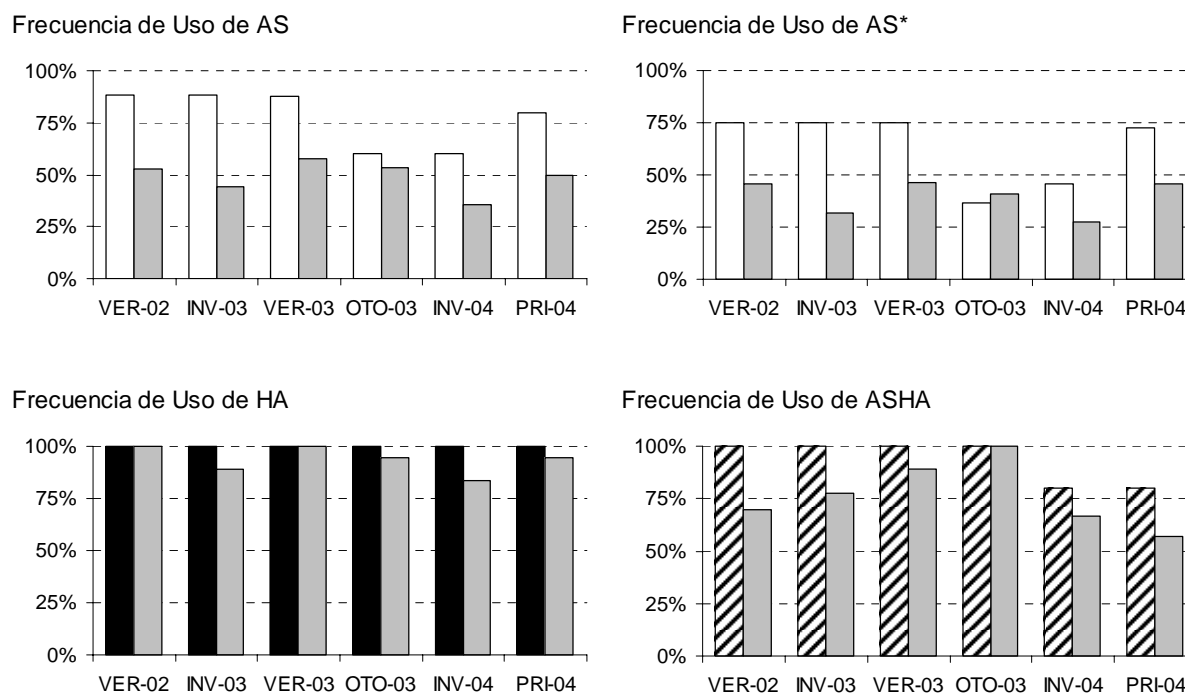


Figura 7.10. Frecuencia de Uso por *Aphanius iberus* (F_A) de las unidades de Hábitat estudiadas en el Mar Menor y su entorno en cada una de las campañas de muestreo (VER-02: Verano de 2002; etc.). Descripción de las Unidades de Hábitat en el texto; F_A obtenidas a nivel de sector de muestreo ($n = 146$); F_A obtenidas a nivel de localidad de muestreo ($n = 289$) en histogramas grises.

En conjunto, el *Uso de Hábitat* que *Aphanius iberus* realiza en el Mar Menor y su entorno muestra una clara preferencia por los HA con un gradiente decreciente $HA > ASHA > AS^*$. No obstante, y aunque existen diferencias entre ASHA y AS^* , a pesar de mostrar valores inferiores a los humedales, la presencia de la especie en la zona perimetral de la laguna es importante. A su vez, el patrón temporal de *Frecuencia de Uso* se presenta más claro en AS y AS^* , con frecuencias de aparición de la especie máximas en campañas estivales y mínimas en las invernales. Este decremento invernal se observa también en el patrón temporal que muestra la especie en HA, si bien, su presencia en estos ambientes es máxima prácticamente de forma continua. Las ASHA son las que han mostrado un patrón temporal menos relacionado con la variación estacional.

Preferencias o Selección de Hábitat

El establecimiento de *Preferencias o Selección de Hábitat*, se ha contrastado mediante pruebas de independencia entre el *Hábitat ocupado* (= *Frecuencia de aparición*) y el *Hábitat disponible* o porcentaje de cada una de las unidades de hábitat prospectado (= *Frecuencia de hábitat muestreado*). En la Tabla 7.23 se exponen los resultados de las pruebas estadísticas mencionadas con la totalidad de muestreos a lo largo del periodo completo de estudio.

Tabla 7.23. Valores de la *Prueba de Independencia* (Test de la χ^2) entre el *Hábitat disponible* y *Hábitat ocupado* por *Aphanius iberus* en las unidades de hábitat estudiadas en el Mar Menor y su entorno. Aproximaciones a nivel de sector y localidad de muestreo.

Prueba AS - HA	valor	gl	p	Dependencia
χ^2 de Pearson	11,96	1	0,001	Cc = 0,29
Razón de verosimilitud	20,9	1	<0,001	n = 146 sectores
Prueba AS* - ASHA - HA	valor	gl	p	Dependencia
χ^2 de Pearson	18,80	2	<0,001	Cc = 0,34
Razón de verosimilitud	25,65	2	<0,001	n = 146 sectores
Prueba AS* - ASHA	valor	gl	p	Dependencia
χ^2 de Pearson	2,94	1	0,086	Cc = 0,19
Razón de verosimilitud	4,66	1	0,031	n = 102 sectores
Prueba AS - HA	valor	gl	p	Dependencia
χ^2 de Pearson	57,33	1	<0,001	Cc = 0,41
Razón de verosimilitud	69,92	1	<0,001	n = 289 localidades
Prueba AS* - ASHA - HA	valor	gl	p	Dependencia
χ^2 de Pearson	78,24	2	<0,001	Cc = 0,47
Razón de verosimilitud	88,45	2	<0,001	n = 289 localidades
Prueba AS* - ASHA	valor	gl	p	Dependencia
χ^2 de Pearson	16,44	1	<0,001	Cc = 0,29
Razón de verosimilitud	18,53	1	<0,001	n = 195 localidades

Los valores de χ^2 de Pearson incorporan correcciones por continuidad y/o de Yates en función de las necesidades. Cc: *Coefficiente de Contingencia* como indicador de dependencia.

A su vez, en la Figura 7.11 se representa de forma gráfica la frecuencia de *Hábitat disponible* y *Hábitat ocupado* por la especie en función de la aproximación realizada con valores a nivel de sectores (Fig. 7.11A) o con valores calculados a nivel de localidades (Fig. 7.11B).

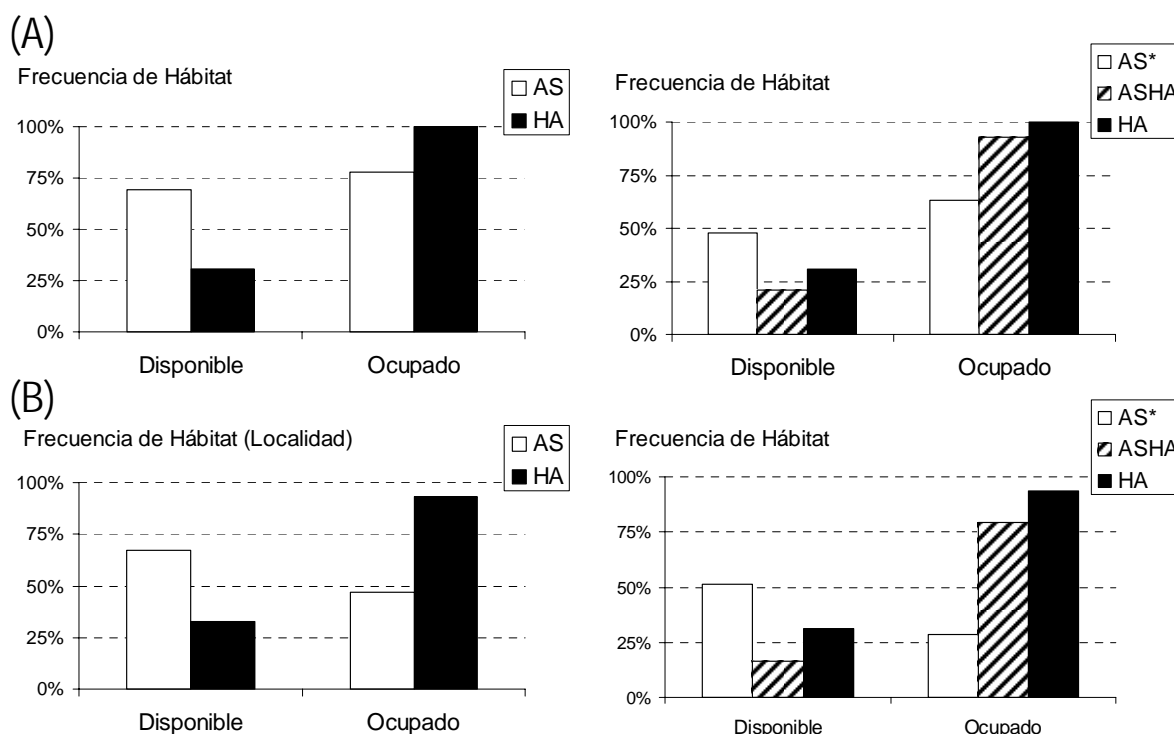


Figura 7.11. Frecuencia de *Hábitat Disponible* y *Ocupada* por *Aphanius iberus* en las unidades del Mar Menor y su entorno para la totalidad del periodo de muestreo. [Descripción de Unidades de Hábitat en el texto; Hábitat Disponible = Hábitat muestreado, Frecuencia de Hábitat Ocupado = Frecuencia de aparición en cada Unidad de Hábitat; (A) Cálculos realizados a nivel de sector de muestreo (n = 146), (B) Cálculos realizados a nivel de localidad de muestreo (n = 289)].



En conjunto, se detecta una preferencia o dependencia significativa de los HA por parte de las poblaciones de *Aphanius iberus* establecidas a nivel de sectores en el Mar Menor y su entorno. Ésta se muestra de forma más clara con los análisis a nivel de localidades de muestreo, ya que las ausencias de la especie, básicamente en las localidades de AS y AS* con una menor predilección para la misma, es notoria, pero el posible efecto no es tan marcado con datos evaluados a nivel de sector (mayor significación en los estadísticos; Tabla 7.22). A su vez, reflejando el *Hábitat ocupado* en función de la frecuencia de aparición de la especie para cada unidad de hábitat (Fig. 7.11), el contraste con el *Hábitat disponible* resulta más patente ya que se corrige en cierto grado el efecto provocado por no disponer de un esfuerzo de muestreo homogéneo entre las unidades de hábitat.

Finalmente, también hemos podido detectar una preferencia significativa por las localidades ubicadas en las ASHA frente al resto de zonas someras de la laguna (AS*) (Tabla 7.22). Es decir, en conjunto, *Aphanius iberus* en el Mar Menor y su entorno muestra un gradiente de preferencia o selección de macrohábitat HA > ASHA > AS*.

2.5.3. Uso y Selección de Hábitat: Análisis de *Abundancia* y *Biomasa*

Uso de Hábitat

En primer lugar, el análisis del *Uso de Hábitat* con datos de *Abundancia* y *Biomasa*, se ha afrontado mediante la comparación de los Índices Relativos IR_A e IR_B , establecidos a través de las estimas de densidad (CPUEs y BPUEs). En la Figura 7.12 se presentan los valores promedio obtenidos para el periodo de estudio en las distintas Unidades (AS, AS*, ASHA y HA). Esta aproximación ha sido realizada con los valores obtenidos a nivel de sector de muestreo ($n = 126$; únicamente sectores con densidades relativas).

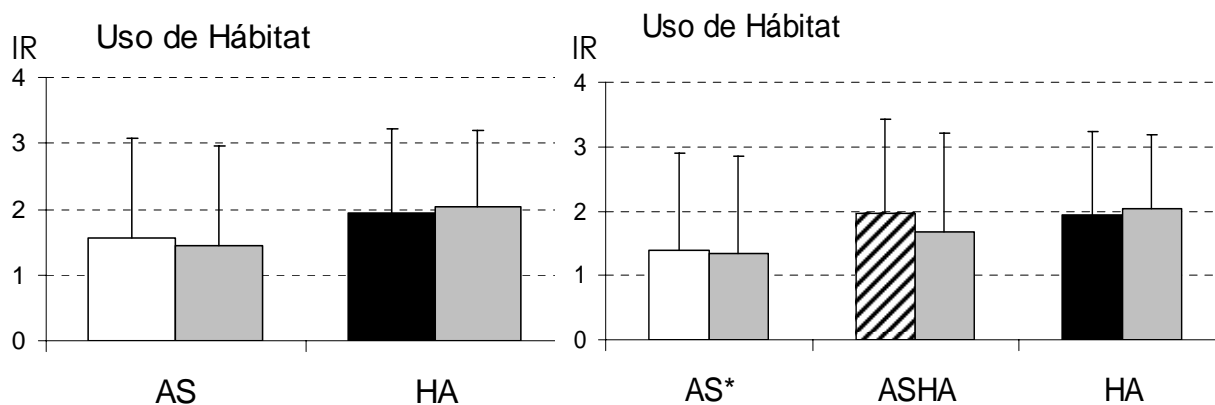


Figura 7.12. Uso de Hábitat realizado por *Aphanius iberus* en las unidades estudiadas en el Mar Menor y su entorno para la totalidad del periodo de estudio en función del IR_A (Índice relativo de Abundancia) e IR_B (Índice relativo de Biomasa). Descripción de las Unidades de Hábitat en el texto; IR_A promedio y Desviación estándar obtenidas con datos a nivel de sector de muestreo ($n = 126$); IR_B en histogramas grises).

En su totalidad, los valores de IR_A e IR_B obtenidos en HA son superiores de forma significativa, si bien, con abundancias ésta significación es de forma marginal [Prueba *t de Student* (Varianzas desiguales); $IR_A(HA) = 1,93 \pm 1,3$ $IR_A(AS) = 1,57 \pm 1,5$; $t = 1,85$ $p = 0,069$]; la diferencia obtenida con datos de biomasa muestra un mayor grado de significación [Prueba *t de Student* (Varianzas desiguales); $IR_B(HA) = 2,02 \pm 1,1$ $IR_B(AS) = 1,44 \pm 1,5$; $t = 2,99$ $p = 0,004$].

La comparación realizada con las AS subdivididos en función de su pertenencia a humedales, AS* y ASHA, también presentó diferencias significativas, tanto con valores de abundancia (ANOVA de un factor; $F(2,125) = 3,16$ $p = 0,046$), como con datos de biomasa (ANOVA de un factor; $F(2,125) = 3,86$ $p = 0,024$).

La utilización de los IR nos permite comparar los resultados obtenidos en AS y HA, a pesar de la metodología de captura diferente. No obstante, en determinados HA el esfuerzo de muestreo realizado ha sido significativamente inferior y, en consecuencia, el sesgo sobre los valores promedio puede ser importante. Para minimizar este efecto se han realizado las comparaciones estadísticas eliminando aquellos sectores de AS y HA que no presentaban muestreos en más de 3 campañas. Los nuevos ANOVAs realizados con los datos de IR no transformados han mostrado homogeneidad en las varianzas (Test de Levene; IR_A $p = 0,57$; IR_B $p = 0,07$) y diferencias significativas entre las *Unidades de Hábitat* (ANOVA de un factor; IR_A $F(2,111) = 5,39$ $p = 0,006$; IR_B $F(2,111) = 5,79$ $p = 0,004$). A su vez, se han podido establecer dos grupos homogéneos de forma significativa, idénticos tanto para datos de abundancia como de biomasa [HSD de Tukey; Grupo 1 = (AS*); Grupo 2 = (ASHA + HA)].

En la Figura 7.13 se representa el Uso de Hábitat obtenida en cada una de las campañas de muestreo en función de los valores promedio de los índices relativos de abundancia y biomasa (IR_A y IR_B).

La aproximación temporal realizada con los valores de la frecuencia de aparición de la especie mostraba un patrón caracterizado por disminuciones invernales y aumentos estivales (Fig. 7.10), mucho más marcado en las áreas perimetrales de la laguna (AS y AS*). Con los datos rectificados en función de IR_A y IR_B , dicho patrón queda mejor reflejado, incluso en las ASHA (Fig. 7.13). En HA, las últimas dos campañas presentan un esfuerzo inferior (únicamente fueron realizados muestreos en HA01 y HA02) y, en consecuencia, los datos cuantitativos reflejados en la gráfica muestran un sesgo positivo importante (Fig. 7.13).

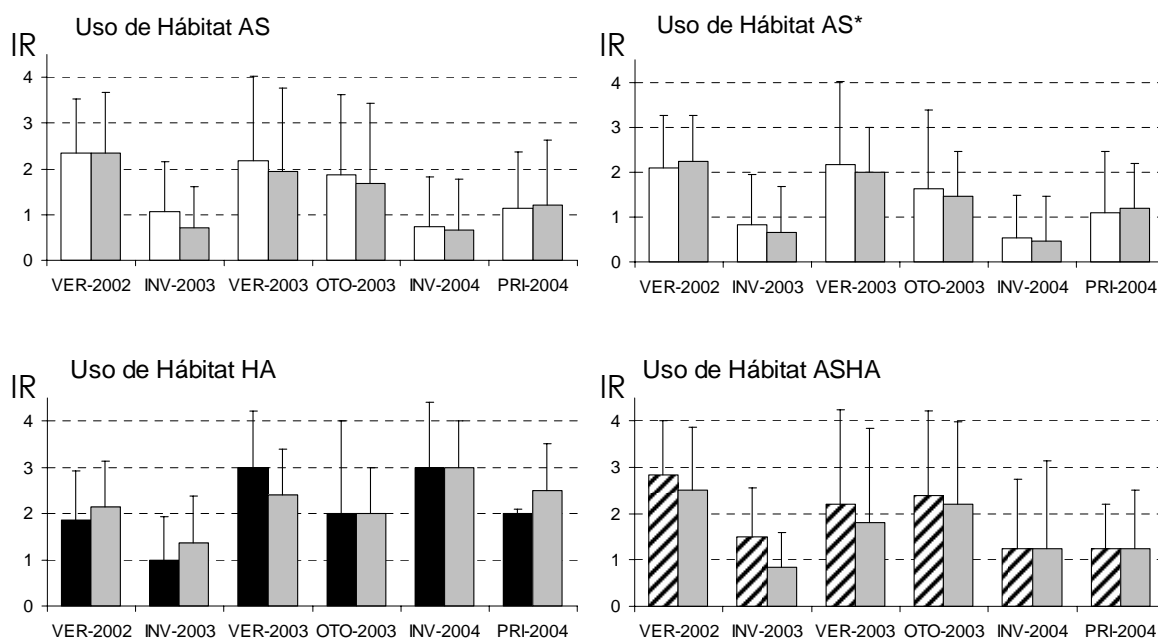


Figura 7.13. *Uso de Hábitat* en función de la *Abundancia* (IR_A) y *Biomasa* (IR_B) de *Aphanius iberus* en el Mar Menor y su entorno en cada una de las campañas de muestreo. (Descripción de las Unidades de Hábitat en el texto; IR_A promedio y Desviación estándar obtenidas con datos de sector de muestreo ($n = 126$); IR_B en histogramas grises).

Uso de Hábitat: Estatus poblacional

El estatus de las poblaciones locales de *Aphanius iberus* establecidas en las diferentes *Unidades de Hábitat* se ha comparado en función de las relaciones entre los valores de *Abundancia* (IR_A) y *Biomasa* (IR_B) obtenidos en las mismas.

Las regresiones IR_A-IR_B no han mostrado diferencias significativas entre los diferentes hábitats, es decir, el factor hábitat no ha mostrado efecto significativo sobre la relación (Tabla 7.24); tampoco se han obtenido efectos significativos del periodo de muestreo (= estacionalidad), ni de la interacción hábitat x estacionalidad (Tabla 7.24). El análisis fue realizado con los IR transformados $[\ln(x+1)]$ y excluidos los valores con abundancia igual a 0 ($n = 64$, datos de análisis).

Después de no detectar efectos positivos realizamos la comparación de los valores residuales estandarizados obtenidos de la relación IR_A-IR_B . No obstante, no se encontraron diferencias significativas de dichos residuos entre las distintas *Unidades de Hábitat* (ANOVA de un factor; $F(2, 62) = 1,77$ $p = 0,179$). La comparación exclusiva entre AS y HA tampoco mostró diferencias significativas (ANOVA de un factor; $F(1, 62) = 1,44$ $p = 0,235$).

En resumen, mediante los datos obtenidos de la relación IR_A-IR_B no ha sido posible determinar diferencias significativas en el estatus de las poblaciones de la especie en función de su localización en AS, AS*, ASHA y HA.

Tabla 7.24. Análisis preliminar de los efectos del hábitat y el periodo (estacionalidad) sobre la relación IR_A-IR_B de la población de *Aphanius iberus* establecida en el Mar Menor y su entorno (A: Análisis bifactorial; B y C: Análisis unifactorial). La variable dependiente (IR_A) y la covariable (IR_B) fueron transformadas mediante logaritmos (gl: grados de libertad).

(A)		ANCOVA		
Test de Interacción (Preliminar)	F	gl	p	
IR _A	63,50	(1,62)	< 0,001	
IR _A x Hábitat	1,43	(2,62)	0,249	
IR _A x Estacionalidad	1,59	(5,62)	0,183	
IR _A x Hábitat x Estacionalidad	0,49	(10,62)	0,888	
(B)		ANCOVA		
Test de Interacción (Preliminar)	F	gl	p	
IR _A	69,47	(1,62)	< 0,001	
Estacionalidad	1,64	(5,62)	0,165	
IR _A x Estacionalidad	1,25	(5,62)	0,299	
(C)		ANCOVA		
Test de Interacción (Preliminar)	F	gl	p	
IR _A	69,35	(1,62)	< 0,001	
Hábitat	1,78	(2,62)	0,179	
IR _A x Hábitat	1,45	(2,62)	0,243	

2.5.4. Tendencias de Uso y Selección de Hábitat: Estudio integral.

Finalmente, la posible presencia de gradientes en el *Uso y Selección de Hábitat* por parte de *Aphanius iberus* en el Mar Menor se ha analizado de forma integral, con variables indicadoras de la dinámica de abundancia y biomasa de la especie y los descriptores de la comunidad acompañante de forma conjunta.

Una primera aproximación se ha realizado mediante dos *Análisis de Componentes Principales* (ACPs), en el primero (ACP1) se ha incorporado a la matriz de variables x sectores los indicadores de la comunidad acompañante como variables activas [*Riqueza específica* (S), *Estacionalidad de S* en función de su *Desviación estándar* (DSS), *Diversidad de Shannon-Weaver* (H') y *Estacionalidad de H'* (DSH')], en el segundo (ACP2) las variables activas han sido las variables propias de la especie [*Abundancia* (IR_A), *Estacionalidad de IR_A* (DSIR_A), *Biomasa* (IR_B), *Estacionalidad de IR_B* (DSIR_B), *Persistencia poblacional* en *Abundancia* (VT_A) y *Biomasa* (VT_B) (Tabla 7.25 y Fig. 7.14).

En el ACP1, el primer eje (CP1: 61,47 % explicación) viene a ser reflejo de la diversidad y riqueza detectada en la comunidad acompañante en los sectores de muestreo (Tabla 7.25; Fig. 7.14A1). En su extremo negativo quedan localizadas dos de las poblaciones más importantes en abundancia y biomasa de la especie (HA01 y HA02; Fig. 7.14A2) pero caracterizadas por los mínimos de riqueza y diversidad en su comunidad. El segundo eje (CP2: 84,28 % explicación



acumulada), dado el bajo número de variables incluidas en estos análisis, refleja la variación temporal o estabilidad de las comunidades de peces (Fig. 7.14A1).

En función de las *Unidades de Hábitat* junto con la abundancia y biomasa detectada de la especie en cada sector (Fig. 7.14A2) resulta complicada la visualización de gradientes, únicamente podemos observar como los HA quedan distribuidos en la zona negativa de variación temporal de la comunidad, es decir, son las localidades donde se observa menor variabilidad de la riqueza y diversidad de peces acompañantes.

El ACP2 muestra de forma más clara las tendencias posibles en el *Uso de hábitat* de la especie (Tabla 7.25). En su primer eje (CP1: 55,63 % explicación) quedan los sectores de muestreo repartidos en función de la variación temporal de los parámetros de la especie, en su extremo negativo se localizan los sectores con menor variabilidad temporal o estacionalidad en su abundancia y biomasa que, a su vez, se correlacionan con una mayor persistencia poblacional (Fig. 7.14B1). En el segundo de los ejes (CP2: 84,28 % explicación acumulada) los sectores quedan ordenados, básicamente, en función de la mayor o menor abundancia y biomasa de la especie (Fig. 7.14B1).

Atendiendo también a las *Unidades de Hábitat*, podemos detectar como, prácticamente la totalidad de HA con importancia en términos de abundancia para la especie, quedan localizados en el cuadrante de valores negativos de CP1 y positivos de CP2; en este mismo cuadrante también quedan ubicadas las ASHA de mayores abundancias de la misma (Fig. 7.14B2). Además este cuadrante es el opuesto al que ubica a los sectores con mayor riqueza y diversidad de la comunidad acompañante (Fig. 7.14B2).

Tabla 7.25. Estadísticos referentes a los ACP1 y ACP2 y *Correlaciones de Pearson* de las variables pasivas y activas incluidas con los dos primeros componentes principales (CP1 y CP2). Bajo los CPs se indican los porcentajes de varianza acumulada y los coeficientes de las correlaciones (Descripción de las matrices variables x sectores en el texto).

		ACP1		ACP2	
		CP1	CP2	CP1	CP2
ACP1	Varianza acumulada	61,47 %	84,28 %	55,63 %	82,17 %
<i>KMO</i> = 0,60	Variables				
$\chi^2 = 40,9$ $p < 0,001$	S (Riqueza)	0,87**	0,41*	0,14	-0,53**
	DSS (Estacionalidad)	0,11	0,88**	0,02	-0,25
ACP2	H' (Diversidad)	0,96**	0,08	0,22	-0,36*
<i>KMO</i> = 0,62	DSH' (Estacionalidad)	0,29	0,81**	0,20	-0,39*
$\chi^2 = 138,4$ $p < 0,001$	IR _A (Abundancia)	-0,34*	-0,28	0,25	0,95**
	DSIR _A (Estacionalidad)	0,05	-0,03	0,81**	0,21
	VT _A (Persistencia)	0,09	0,15	0,86**	0,24
	IR _B (Biomasa)	-0,38*	-0,33	0,17	0,97**
(*)= $p < 0,1$	DSIR _B (Estacionalidad)	0,31	-0,15	0,83**	0,06
(**)= $p < 0,05$	VT _B (Persistencia)	-0,02	0,09	0,82**	0,28

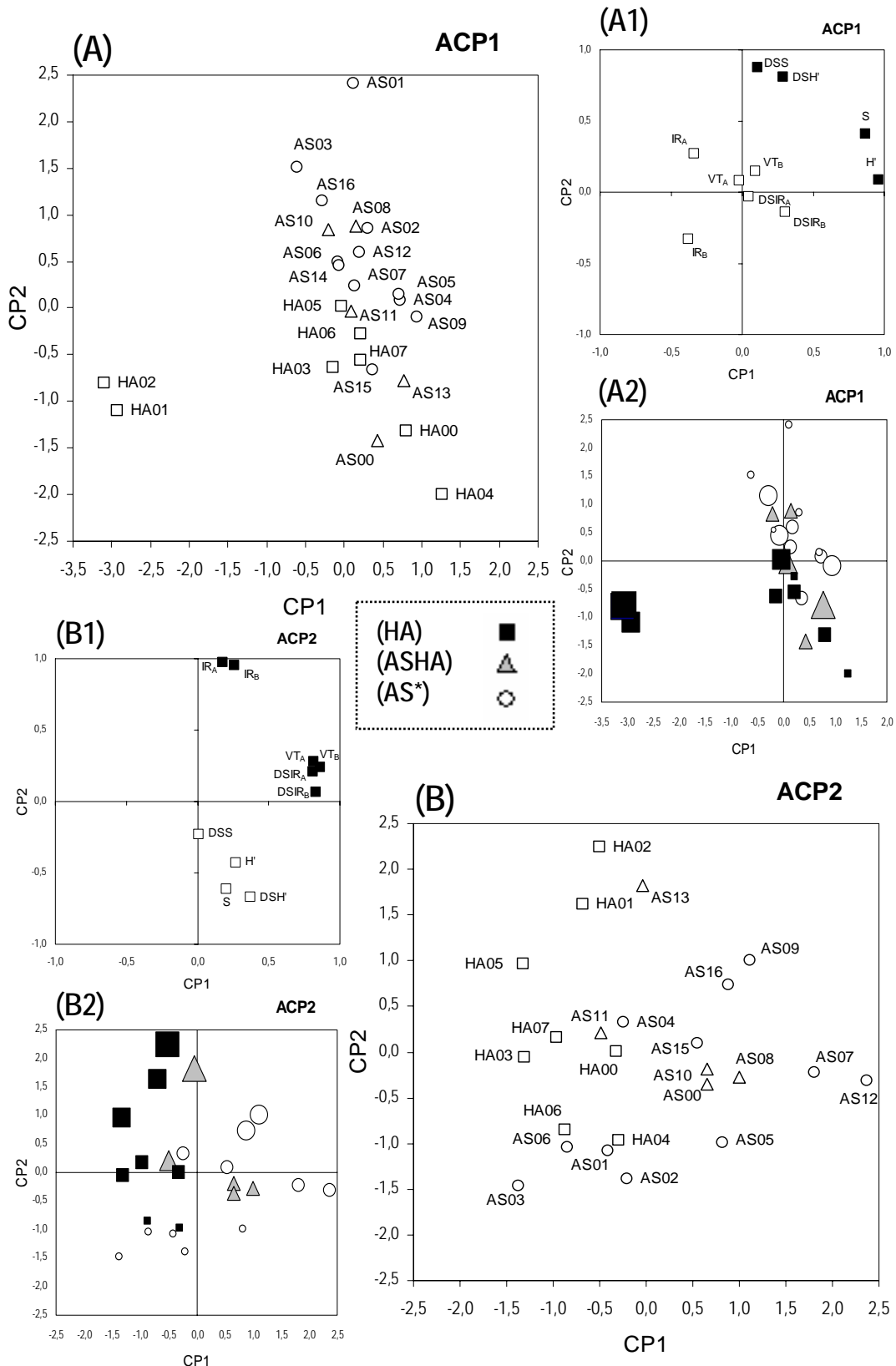


Figura 7.14. Representación en el plano definido por los dos primeros componentes (CP1 y CP2) obtenidos en los ACP1 (A) ACP2 (B) de los sectores de muestreo y variables activas (Cuadros negros A1 y B1) y Pasivas (Cuadros blancos A1 y B1). En A2 y B2 queda incorporada de forma gráfica la abundancia de la especie (Tamaño de las figuras relativas a HA, ASHA y AS* correlacionado con valores de IR_A) (Denominación de sectores, terminología de variables y descripción de las matrices variables x sectores en el texto).

La incorporación conjunta de variables indicadoras del estatus de la comunidad y de la dinámica en abundancia y biomasa de *Aphanius iberus* como variables activas en los ACPs, se ha realizado de forma escalonada. En el ACP3 se incorporan las variables referentes a la abundancia (IR_A , $DSIR_A$, VT_A), junto con los descriptores de la comunidad como activas. De forma análoga, el ACP4 incluye las variables relativas a la biomasa (IR_B , $DSIR_B$, VT_B) y las indicadoras de la comunidad como activas (Tabla 7.26 y Fig. 7.15).

En los ACP3 y ACP4, el primer eje (CP1: 39,17% explicación en ACP3; CP1: 40,11% explicación en ACP4) está claramente correlacionado con los indicadores de la comunidad (Tabla 7.26). No obstante, en este análisis no se detectan diferencias en función de las variables que describen la estacionalidad (Figs. 7.15A1 y B1). Es decir, este primer eje diferencia a los sectores en función del aumento en riqueza y diversidad conjuntamente con el incremento en su variación estacional. En ambos ACPs, prácticamente la totalidad de HA quedan en los cuadrantes negativos del CP1 (Figs. 7.15A2 y B2). La incorporación a los ACPs de los descriptores de la abundancia y biomasa conlleva que el segundo de los ejes (CP2: 65,22% explicación acumulada en ACP3; CP2: 63,96% explicación acumulada en ACP4) este correlacionado con dichas variables. Si bien, éste muestra una segregación de los sectores más acorde a los parámetros que definen la temporalidad de dichas variables poblacionales (DS y VT). De hecho, en ACP3 y ACP4 podemos observar como los sectores que se localizan en la zona más positiva del CP2 son de AS* y ASHA, donde aparecen importantes poblaciones, en términos de abundancia y biomasa de la especie, pero con mayor variabilidad temporal y, por tanto, menor persistencia (Figs. 7.15A2 y B2). Dicho de otro modo, las poblaciones localizadas en HA, más estables temporalmente, tienden a ubicarse en cuadrantes negativos del eje CP2 y, acorde a lo expuesto, también en cuadrantes negativos del CP1.

Tabla 7.26. Estadísticos referentes a los ACP3 y ACP4 y *Correlaciones de Pearson* de las variables pasivas y activas incluidas con los dos primeros componentes principales (CP1 y CP2). Bajo los CPs se indican los porcentajes de varianza acumulada y los coeficientes de las correlaciones (Descripción de las matrices variables x sectores en el texto).

		ACP3		ACP4	
		CP1	CP2	CP1	CP2
ACP3	Varianza acumulada	39,17 %	65,22 %	40,11 %	63,96 %
<i>KMO</i> = 0,60	Variables				
$\chi^2 = 61,9$ $p < 0,001$	S (Riqueza)	0,91**	-0,04	0,91**	0,09
	DSS (Estacionalidad)	0,64**	0,02	0,63**	-0,18
ACP4	H' (Diversidad)	0,76**	0,06	0,74**	0,29
<i>KMO</i> = 0,61	DSH' (Estacionalidad)	0,77**	0,06	0,73**	0,09
$\chi^2 = 61,8$ $p < 0,001$	IR_A (Abundancia)	-0,54**	0,60**	-0,61**	0,42**
	$DSIR_A$ (Estacionalidad)	0,02	0,84**	-0,03	0,72
	VT_A (Persistencia)	0,19	0,87**	0,07	0,87**
	IR_B (Biomasa)	-0,60**	0,48**	-0,67**	0,37*
(*) = $p < 0,1$	$DSIR_B$ (Estacionalidad)	0,14	0,70**	0,08	0,86**
(**) = $p < 0,05$	VT_B (Persistencia)	0,19	0,87**	-0,05	0,82

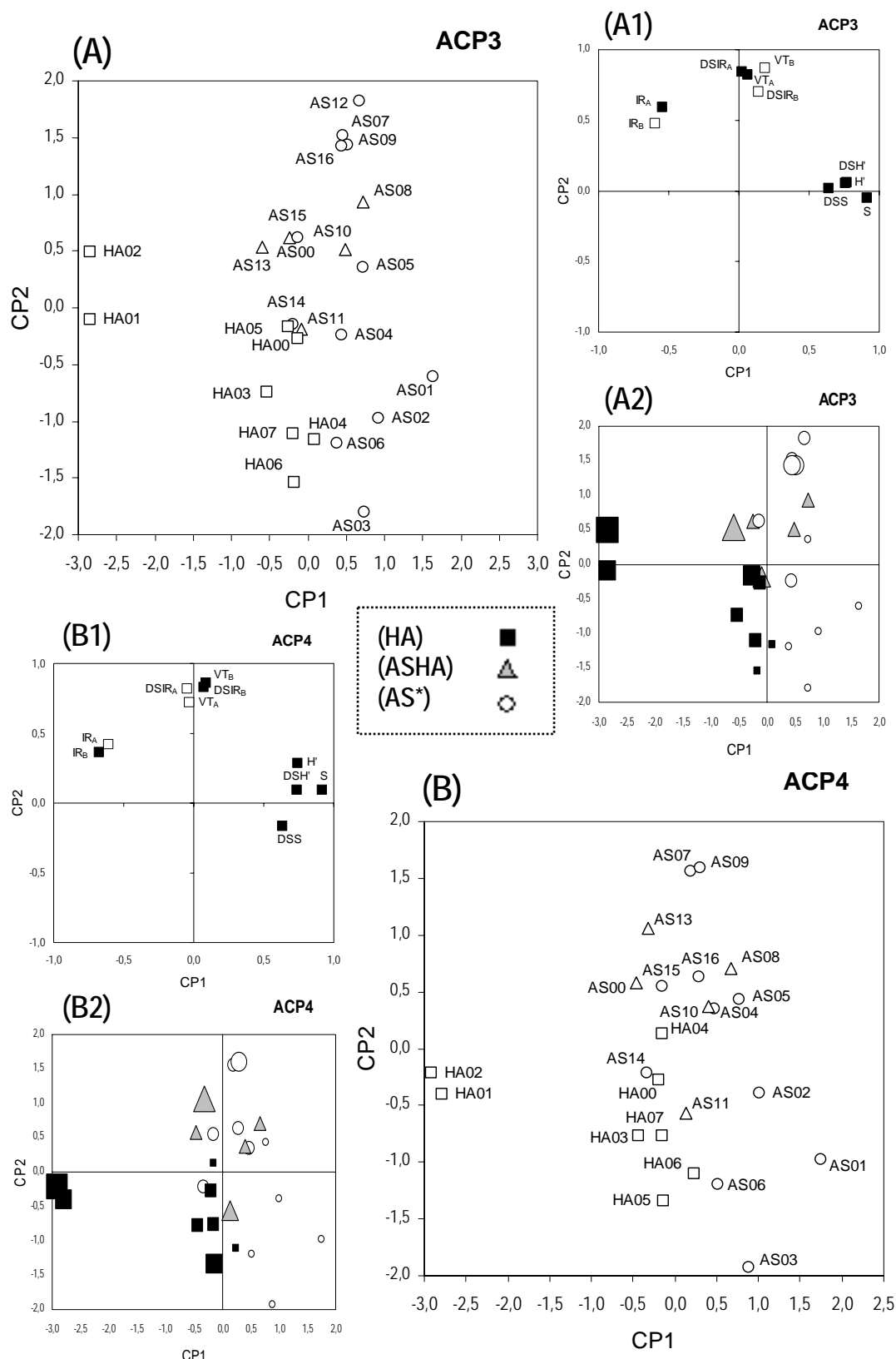


Figura 7.15. Representación en el plano definido por los dos primeros componentes (CP1 y CP2) obtenidos en los ACP3 (A) ACP4 (B) de los sectores de muestreo y variables activas (Cuadros negros A1 y B1) y Pasivas (Cuadros blancos A1 y B1). En A2 y B2 queda incorporada de forma gráfica la abundancia de la especie (Tamaño de las figuras relativas a HA, ASHA y AS* correlacionado con valores de IR_A) (Denominación de sectores, terminología de variables y descripción de las matrices variables x sectores en el texto).

En estos ACP3 y ACP4, también puede observarse como la mayoría de sectores con una abundancia baja de la especie, mayoritariamente localizados en AS* aunque también hay dos en HA, tienden a agruparse en las diferentes representaciones gráficas (Figs. 7.15A2 y B2).

Finalmente, en el ACP5 han sido incorporadas los dos tipos de variables como activas en el análisis (Tabla 7.27 y Fig. 7.16). Su primer eje (CP1: 61,47% explicación) muestra una clara distribución de los sectores en función de las variables indicadoras de variación temporal en la abundancia y biomasa de la especie. Es decir, este eje muestra en su sección positiva los sectores con mayor variabilidad temporal y menor persistencia poblacional (Fig. 7.16A1), lo que se traduce en una cierta tendencia a agrupar sectores con valores altos o medios de abundancia y biomasa detectados en las AS* (Fig. 7.16A2). Las poblaciones de la especie localizadas en ASHA también tienden a ubicarse próximas a la zona positiva de este CP1. El segundo de los ejes (CP2: 84,28% explicación) muestra un claro gradiente desde sectores caracterizados por una alta riqueza y diversidad de la comunidad, normalmente acompañados por una elevada estacionalidad de estos parámetros, hasta los sectores con mayores abundancias y biomasa promedio de la especie (Fig. 7.16A2).

En general, los análisis de ordenación realizados podrían ser mejorados filtrando algunos de los sectores de muestreo, aspecto que podría arrojar información adicional sobre las tendencias y/o agrupaciones del resto de sectores.

Tabla 7.27. Estadísticos referentes al ACP5 y Correlaciones de Pearson de las variables activas incluidas con los dos primeros componentes principales (CP1 y CP2). Bajo los CPs se indican los porcentajes de varianza acumulada y los coeficientes de las Correlaciones (Descripción de las matrices variables x sectores en el texto).

		CP1	CP2
ACP5	Varianza acumulada	34,80 %	65,34 %
<i>KMO</i> = 0,63	Variables		
$\chi^2 = 204,6$ $p < 0,001$	S (Riqueza)	0,08	0,89**
	DSS (Estacionalidad)	0,01	0,57**
	H' (Diversidad)	0,20	0,71**
	DSH' (Estacionalidad)	0,16	0,72**
	IR _A (Abundancia)	0,47**	-0,72**
	DSIR _A (Estacionalidad)	0,81**	-0,04
	VT _A (Persistencia)	0,90**	0,07
	IR _B (Biomasa)	-0,37*	-0,77**
(*) = $p < 0,1$	DSIR _B (Estacionalidad)	0,79**	0,10
(**) = $p < 0,05$	VT _B (Persistencia)	0,86**	-0,04

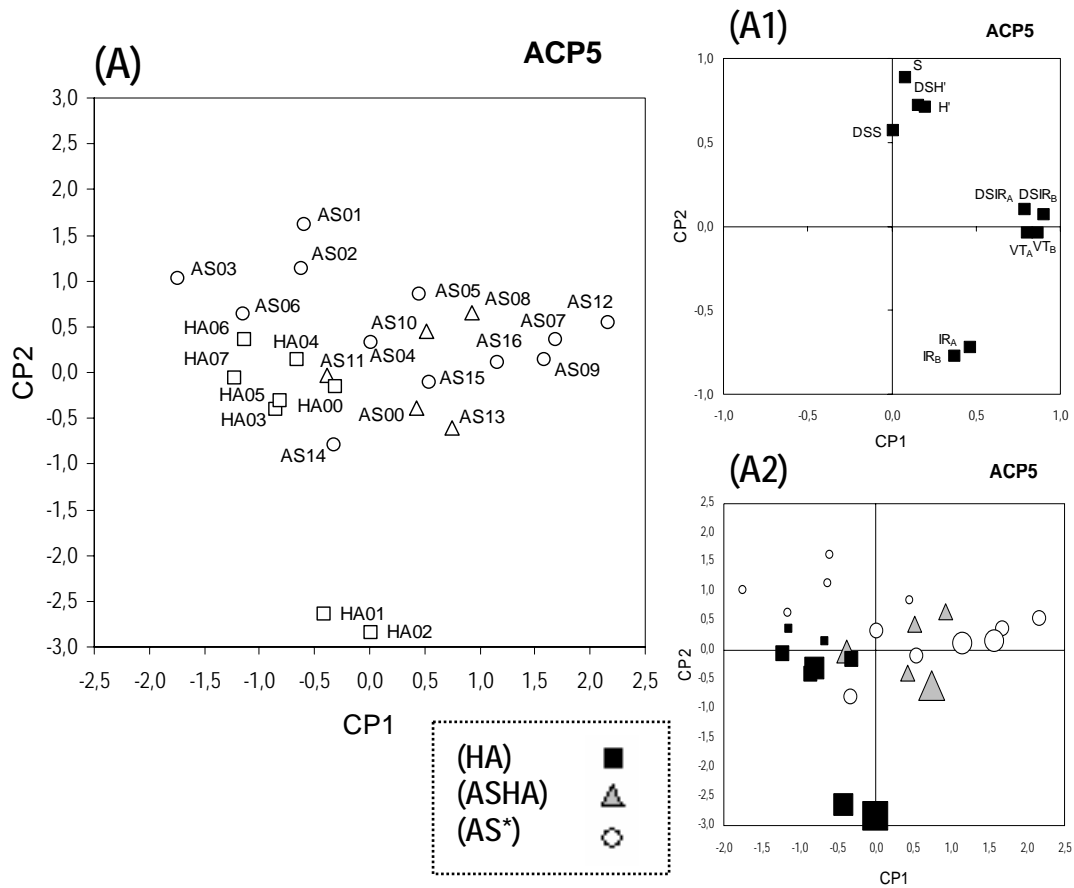


Figura 7.16. Representación en el plano definido por los dos primeros componentes (CP1 y CP2) obtenidos en el ACP5 de los sectores de muestreo (A) y variables activas (Cuadros negros A1). En A2 queda incorporada de forma gráfica la abundancia de la especie (Tamaño de las figuras relativo a HA, ASHA y AS* correlacionado con valores de IR_A) (Denominación de sectores, terminología de variables y descripción de las matrices variables x sectores en el texto).

En conjunto, queda constatada una tendencia en el *Uso de Hábitat* de la especie, en función de su abundancia y biomasa, hacia sectores con comunidades de peces acompañantes poco diversas. La mayor diversidad y riqueza de especies puede ser un indicador de un nivel mayor de interacciones competitivas, aspecto que condiciona las preferencias de hábitat de la especie. Los HA conforman los sectores que han mostrado una riqueza y diversidad inferior y, en consecuencia, son los que mejor se correlacionan con la abundancia y biomasa de la especie. También hemos podido constatar que los sectores establecidos en AS* o ASHA que presentan importantes poblaciones de la especie quedan agrupados en función de la variabilidad de la abundancia y biomasa de dichas poblaciones. Es decir, aquellas localidades de *Aphanius iberus* con una alta variabilidad y una baja persistencia poblacional son las que, mayoritariamente, quedan localizadas en AS* y ASHA. Finalmente, en prácticamente la totalidad de ACPs realizados, se puede observar que los sectores con menor abundancia y biomasa de la especie tienden a localizarse en AS* caracterizadas por una alta riqueza y diversidad de sus comunidades.

Las tendencias o preferencias en selección de unidades de macrohábitat descritas para la especie, han sido confirmadas también mediante el uso de regresiones múltiples a nivel de los sectores de muestreo. En relaciones con las variables descriptoras de la abundancia y biomasa de la especie (variables dependientes) y los indicadores de la comunidad, se ha podido detectar una relación significativa, de signo negativo, entre la riqueza de la especie y la abundancia o biomasa de *Aphanius iberus* (Tabla 7.28). Este resultado estaría en concordancia con la justificación resaltada con anterioridad, la riqueza de especies puede indicar un nivel mayor de interacciones competitivas que condicionan la abundancia de la especie objeto del presente trabajo.

Tabla 7.28. Estadísticos referentes a la *Regresión Múltiple* de las variables IR_A y IR_B (Dependientes) con las variables descriptoras de la comunidad (S, DSS, H' Y DSH') como independientes (Datos transformados Ln(x+1)); Descripción de las variables en el texto).

Variables dependiente	Ecuación de Regresión	R ² Ajustado	F	gl	p
Modelo 1					
Abundancia IR _A	IR _A = 1,84 - 0,40 S	0,17	4,52	(1, 24)	0,043
Modelo 2					
Biomasa IR _B	IR _B = 1,92 - 0,44 S	0,22	6,34	(1, 24)	0,019

3. *Aphanius iberus* en el Mar Menor y su entorno: ¿Estructura de tipo metapoblacional?

3.1. Estructura y Dinámica espacial de tipo *Metapoblacional*.

La dinámica y estructura espacial de las poblaciones ha sido un elemento clave en el nacimiento de conceptos y modelos sobre la ecología poblacional, genética poblacional y el estudio de la biología evolutiva (Hanski 1998). Diversos tipos de modelos poblacionales han sido sugeridos a lo largo del tiempo (especies *panmícticas*, especies con distribución continua, etc.) con la finalidad de explicar la variabilidad en la distribución de individuos y poblaciones. Desde hace unos cuarenta años, los aspectos teóricos en relación a la dinámica y estructura espacial de poblaciones se centraron mayoritariamente en dos grandes teorías, la *Teoría de Islas* (MacArthur & Wilson 1967) y la *Teoría clásica de Metapoblaciones* (Levins 1969 y 1970). El desarrollo de ésta última, especialmente en cuestiones relativas a la gestión y conservación de especies, ha reemplazado a la primera en las últimas dos décadas (Hanski 2001). A su vez, en el campo de la ictiología, la aplicación del modelo conceptual de *Metapoblación* está creciendo de forma exponencial (Smedbol et al. 2002), actualmente resulta muy común en trabajos relacionados con ecología y biología evolutiva de peces (Cooper & Mangel 1999, Gotelli & Taylor 1999, Lafferty et al. 1999, Kritzer & Sale 2004, entre otros).

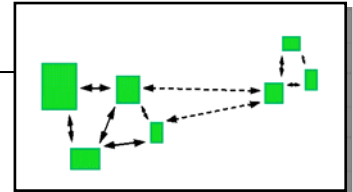
El concepto de *Metapoblación* es propuesto por Levins (1969 y 1970) (Cuadro 7.1), si bien, su escasa aplicabilidad inicial ha provocado que hayan surgido numerosas modificaciones. De acuerdo con Levins, una *Metapoblación* describe la dinámica espacial de un conjunto de unidades poblacionales interconectadas, poblaciones locales (*demes* o subpoblaciones según los autores) que muestran una probabilidad de extinción no nula a lo largo de la vida de la propia metapoblación. Consecuentemente, el concepto está íntimamente asociado a la dinámica y procesos de producción de las diferentes poblaciones locales. El grado de segregación entre estas unidades locales puede variar notablemente, y depende de una serie de factores concretos: distancia entre las áreas de hábitat óptimo, la magnitud de variación entre la calidad del hábitat entre áreas, características de la estrategia de vida y capacidad de dispersión de la especie (Hanski & Gilpin 1991, McCullough 1996).

Una *Metapoblación* no es únicamente una gran población estructurada espacialmente en diferentes unidades, es un sistema dinámico interconectado de poblaciones que están bajo procesos de colonización y extinción a una escala temporal inferior al periodo de persistencia de la propia *Metapoblación* (Smedbol et al. 2002). Es decir, las poblaciones locales deben mostrar una probabilidad de extinción significativa, y/o sufrir procesos de extinción local, durante el tiempo de vida de la *Metapoblación*. El énfasis mostrado en la presencia de extinciones locales, aunque ello conlleva dificultad de detección

en estudios empíricos, es reflejo de la importancia que tienen los procesos que operan a nivel de la metapoblación en las dinámicas locales. En modelos de poblaciones fragmentadas no del tipo metapoblacional (= *non-Levins systems*), la persistencia de las unidades poblacionales es dependiente de procesos locales e independiente, o poco dependiente, de procesos operativos a nivel de la metapoblación (Harrison & Taylor 1997).

Cuadro 7.1

Nacimiento de la población de poblaciones: El Concepto de Metapoblación



Hasta hace 40 años varios tipos de modelos poblacionales habían sido sugeridos con la finalidad de explicar la variabilidad en la distribución de especies. Desde modelos altamente simplistas, como la *Panmixia* donde cualquier individuo mostraba la misma probabilidad de unión con cualquier otro individuo de la especie, hasta modelos que incorporaban postulados relativos al hábitat o a la estrategia de vida de las especies. La característica común a prácticamente la totalidad de los mismos, era asumir la persistencia temporal de las poblaciones. Desde el momento en que la posibilidad de extinción y recolonización de poblaciones locales fue introducida, los modelos desarrollados son conocidos como modelos *Metapoblacionales* (Smedbol et al. 2002).

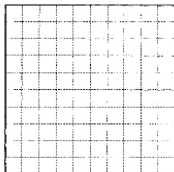
El concepto de *Metapoblación* surge en el campo de la ecología teórica como un intento de incorporar la importancia de los patrones de distribución espacial en la persistencia a largo plazo de las especies en hábitats fragmentados.

El *Modelo de Metapoblación* comparte algunos aspectos básicos con el *Modelo biogeográfico de Islas* (MacArthur & Wilson 1967), por ejemplo la capacidad de cambio de los procesos de extinción y recolonización a nivel local.

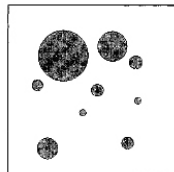
En sentido estricto, el término y el concepto de *Metapoblación* que utilizamos en la actualidad fue presentado por Levins (1969 y 1970).

Aproximaciones a la ecología espacial (*sensu* Hanski 1998)

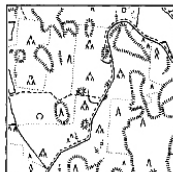
Ecología teórica



Ecología metapoblacional



Ecología paisajística



Levins lo describió como una *población de poblaciones*, en la que las poblaciones locales (*demes* o *subpoblaciones*) estaban sometidas a extinciones y recolonizaciones. En consecuencia, el modelo formalmente describe una dinámica espacial de un conjunto de unidades poblacionales interconectadas, cada una de ellas con una probabilidad de extinción mayor a cero durante el periodo de vida del conjunto de la metapoblación. El modelo matemático expuesto por Levins (1970) mostró tres asunciones: (i) las subpoblaciones eran equivalentes en tamaño y grado de aislamiento, (ii) la dinámica de cada una de las mismas es asincrónica y (iii) la tasa de intercambio de individuos entre subpoblaciones es demasiado baja para afectar a la dinámica local. Es obvio que *Metapoblaciones* que cumplan las asunciones de Levins son prácticamente inexistentes. Recientemente, Hanski & Simberloff (1997) contienden que el criterio esencial del modelo es la presencia de poblaciones locales de reproductores conectadas por individuos dispersantes. De acuerdo con Hanski & Gilpin (1991) y McCullough (1996) debe adicionarse que, al menos una de las poblaciones locales debe mostrar una probabilidad de extinción significativa o algún proceso de extinción a lo largo del periodo de vida de la metapoblación en su conjunto.

La inclusión de una probabilidad de extinción local como criterio imprescindible para la definición de los modelos de tipo *Metapoblacional* no es impedimento para que hayan sido definidos varios tipos (Meffe & Carroll 1997) (Fig. 7.17). Los tipos principales de modelos metapoblacionales pueden definirse en función de un gradiente continuo de tres características: tamaño de los *demes* o poblaciones locales, grado de aislamiento de las mismas y su probabilidad de extinción (Harrison & Taylor 1997, Hanski 2001).

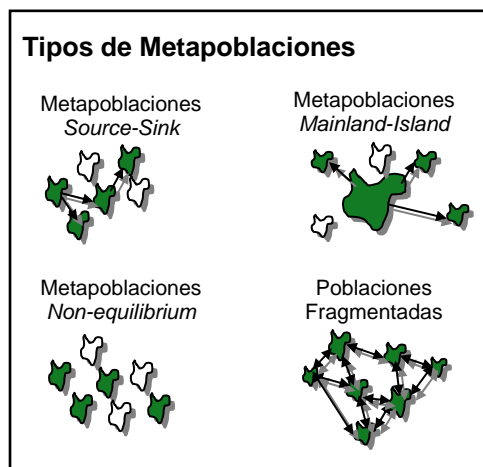


Figura 7.17. Esquemización de algunos de los modelos metapoblacionales descritos (Modificado de Harrison & Taylor 1997)

Entre los tipos más conocidos es el Modelo de poblaciones *Fuente-Sumidero* (*Source-Sink Models*) (Pulliam 1988), en éste una o más poblaciones locales estables con crecimientos positivos (*Fuentes*) proporciona los individuos dispersantes para poblaciones ubicadas en hábitats menos adecuados o subóptimos que, a una densidad baja y en ausencia de inmigración, exhiben crecimientos poblacionales negativos (*Sumideros*).

Estructuras metapoblacionales del tipo *Continente-Isla* (*Mainland-Island Models*) (Boorman & Levitt 1973), dónde una o varias (pero escasas en número) poblaciones de gran tamaño (*Continentes*), son las proveedoras de los dispersantes hacia pequeñas poblaciones satélite (*Islands*). Este modelo es próximo a la teoría biogeográfica sobre islas al suponer que un único elemento es la fuente permanente de los dispersantes.

Finalmente, otro de los más estudiados son las *Metapoblaciones en estado de no equilibrio* (*non-equilibrium*), cuya tasa de extinción a largo plazo es superior a la tasa de colonización o viceversa.

En un contexto más empírico, la mayoría de metapoblaciones estudiadas muestran realmente estructuras mixtas (Harrison & Taylor 1997), resulta complicado que se ajusten por completo a un tipo exclusivo. Los modelos son eminentemente teóricos, aunque tienen como objetivo la representación de situaciones observadas en estudios de campo (Burel & Baudry 2002). Con la finalidad de facilitar las aproximaciones no teóricas a Metapoblaciones en estado natural, Holyoak & Ray (1999) proponen un esquema para caracterizarlas relativamente simple: *una tipo de hipervolumen n-dimensional para Metapoblaciones*. Los ejes estructurales de dicho hipervolumen describen aspectos sobre las estructuras metapoblacionales (por ejemplo: conectividad entre poblaciones locales, diversidad de tamaños en éstas, variación en la calidad de hábitat que ocupan las poblaciones locales, etc.). El espacio definido por la estructura analizada en los ejes determina su potencial para exhibir una dinámica metapoblacional. En definitiva, esta propuesta de definición y trabajo con estructuras tipo metapoblacional enfatiza la importancia de analizar y estudiar los procesos descriptores de las mismas,

aunque se realice de forma aislada para cada uno de ellos. De este modo se eliminan los errores que pueden cometerse al *imponer* una tipología para clasificar estructuras poblacionales complejas de determinadas especies y, con ello, enmascarar mecanismos que pueden afectar notablemente su dinámica (Holyoak & Ray 1999).

Con la intención de mantener una consistencia con la bibliografía sobre esta temática, en el presente trabajo con el término *Metapoblación* hacemos referencia al grupo completo de poblaciones locales (*demes* o subpoblaciones). El término subpoblación lo hemos utilizado como sinónimo de población local que corresponderían con el conjunto de individuos que viven en un espacio o área local (hábitat), dónde encuentran todos los recursos necesarios para su persistencia, y que estaría aislada de otras subpoblaciones por espacios o hábitats desfavorables o no óptimos para su persistencia. La persistencia es entendida como el tiempo de vida o supervivencia, bien de una población local, bien del conjunto de la metapoblación, coincidiendo entonces con el tiempo necesario para la extinción de todas las poblaciones locales.

3.2. Dinámica poblacional de *Aphanius iberus* en el Mar Menor: Discusión.

Los Ciprinodóntidos en general, y la especie objeto de estudio (Capítulo 5), se caracterizan por presentar estrategias de vida de tipo *Oportunista* (*sensu* Winemiller & Rose 1992) (Capítulo 6). Es decir, dinámicas poblacionales que maximizan las capacidades de recolonización en ambientes fluctuantes y heterogéneos espacialmente, con modelos de reproducción explosivos en términos demográficos. Esta estrategia permite mantener densidades elevadas en hábitats marginales, subóptimos en determinados casos, y momentos puntuales.

3.2.1. Dinámica de Abundancia y Biomasa.

La dinámica de un ambiente se refleja de forma continua en cambios poblacionales de sus especies. La densidad de individuos, en función del tiempo, volumen o superficie, constituye un parámetro básico de las poblaciones. Determinados aspectos de la ecología, comportamiento y fisiología de una especie son dependientes de la densidad de individuos, parámetros *denso-dependientes* (Margalef 1980).

Los Ciprinodóntidos son habitantes de ambientes litorales y estuáricos caracterizados por la presencia de cambios extremos en sus condiciones (salinidad, nivel de agua, temperatura, etc.) (Garret 1982, Moyle & Cech 1982). En la Península, las especies del género *Aphanius* son capaces de habitar pequeñas lagunas de marismas litorales, tanto en el caso de *Aphanius iberus* (El

Alto Empordán, Marjal del Moro, Prat de Cabanes, etc.; Moreno-Amich et al. 1999a; Oliva-Paterna et al. 2006a), como *Aphanius baeticus* (Fernández-Delgado et al. 2000, Doadrio et al. 2002; Oliva-Paterna et al. 2006b). En éstas, durante procesos de inundación que conectan todos sus ambientes, se presentan fenómenos de recolonización masiva a partir de pequeños grupos poblacionales que han sobrevivido en los escasos cuerpos de agua permanentes (García-Berthou et al. 1999).

Moreno-Amich y colaboradores (1999b), clasifican los ambientes con presencia de *Aphanius iberus* en las Marismas del Ampurdán en dos tipologías, una primera compuesta por lagunas relativamente pequeñas pero permanentes y con escasas fluctuaciones, éstas mantienen las poblaciones estables. Un segundo tipo está conformado por aquellas lagunas con, al menos, un periodo estival de desecación completa y periodos de inundación que suelen interconectarlas con otras zonas del humedal. En este contexto de variación ambiental, la dinámica de la especie viene caracterizada por dos periodos: (1) Colonizaciones primaverales con las inundaciones de áreas del humedal normalmente inconexas que coinciden con la época reproductora; y (2) Mortalidades estocásticas con la desecación estival y supervivencia en los *Refugios de población* con inundación permanente (Moreno-Amich et al. 1999b y 2000). Una dinámica similar pudo presentar *Aphanius baeticus* en marismas andaluzas antes de la introducción de *Fundulus heteroclitus* (Fernández-Delgado 1987; Gutiérrez-Estrada et al. 1998).

De forma similar, aunque a una escala de hábitat superior, la dinámica de los grupos poblacionales o poblaciones locales de *Aphanius iberus* en el Mar Menor y su entorno, también puede estar caracterizada por tipologías de hábitat concretas con periodos de colonización-mortalidad de los individuos de la especie.

De acuerdo con el estudio descriptivo realizado sobre la abundancia y biomasa de la especie, se ha podido constatar un patrón estacional de dichos parámetros en los hábitats presentes en el área de estudio, principalmente en Áreas someras perimetrales (AS) y Humedales (HA). El patrón estacional detectado viene marcado por incrementos estivales y decrementos invernales, si bien, éste se muestra de forma más clara en las AS, ya que los valores medios en abundancia y biomasa de la especie en HA se han mostrado elevados también en campañas otoñales e invernales (Tablas 7.1 y 7.2; Figs. 7.5 y 7.6). Además, se ha podido observar como la variación temporal de las abundancias y biomasa total resulta mayor en AS que en HA.

A su vez, se han constatado diferencias espaciales entre los diferentes sectores estudiados en una misma *Unidad de Hábitat*. En términos de abundancia, puede destacarse los bajos valores detectados en sectores establecidos en áreas perimetrales del margen Este de la Laguna, principalmente correspondientes a playas propias de La Manga (AS01, AS02 y AS03; Tablas 7.3 y

7.4). Desde 1986, el plan para la creación de playas artificiales desarrollado en el Mar Menor (Pérez-Ruzafa et al. 2005a y 2005b), que ha conllevado el traslado de arenas sobre determinadas zonas someras del perímetro lagunar y su consolidación con escolleras de roca perpendiculares, ha afectado de forma predominante a las playas de La Manga (Fig.7.18). Cambios sobre el hábitat y las comunidades de peces de estas zonas han sido constatados mediante estudios recientes (Barcala 1999, Pérez-Ruzafa et al. 2005b), y es probable que las menores densidades de *Aphanius iberus* detectadas en esta zona oriental de la laguna estén relacionadas con las actuaciones mencionadas. No obstante, los posibles efectos de los cambios de hábitat sobre la especie van a ser discutidos en apartados posteriores.



Figura 7.18. Playas consolidadas mediante escolleras artificiales abundantes en las Áreas someras perimetrales de la zona este de la Laguna. (Fotografía: F.J. Oliva)

Entre los humedales del entorno del Mar Menor (HA), también se ha podido constatar diferencias en las abundancias y biomasa de *Aphanius iberus*; los *Humedales con salinas* (HA01: Salinas de San Pedro del Pinatar; HA02: Salinas de Marchamalo) muestran de forma significativa valores promedio mucho más elevados (Tablas 7.5 y 7.6) que se correlacionan con variaciones temporales inferiores. La importancia de las salinas tradicionales para la especie, en términos de su presencia, ha sido puesta de manifiesto en diversos trabajos (Moreno-Amich et al. 1999a; Torralva & Oliva-Paterna 2002). Su carácter tolerante a cambios drásticos en salinidad y temperatura (Sanz-Brau 1985, Oltra & Todolí 2000) es una de las características que le permite habitar en salinas y mantener poblaciones estables con elevada abundancia.

En términos de abundancia y biomasa, un segundo grupo en importancia estaría conformado por algunos de los *Criptomedales* que mantienen una lámina de agua permanente, como mejor ejemplo El Carmolí (HA05), y la única *Marisma pseudomareal* presente en el estudio, La Encañizada (HA00). En estos humedales, con presencia continua de la especie y abundancias aceptables, hemos podido observar mortandades locales, a nivel de pequeñas charcas que se secan en determinados periodos (Fig. 7.19A), y colonizaciones masivas por alevines en periodos de explosión demográfica de ambientes, *a priori*, no óptimos y efímeros (ej. pequeños charcos conformados en grietas de fango)(Fig. 7.19B). A su vez, también hemos constatado la supervivencia de la especie en charcas aisladas con condiciones extremas de salinidad y temperatura (ej. 80-90 ‰ de salinidad y 25-30 °C en periodo estival; Fig. 7.19C). La dinámica de la especie en estos humedales del entorno del Mar Menor puede resultar notablemente parecida, además a una escala de hábitat similar, que la descrita en el Ampurdán (García-Berthou et al. 1999, Moreno-Amich et al. 1999b y 2000). No obstante, resultaría interesante plantear trabajos específicos para poder confirmar esta hipótesis.



Figura 7.19. Variedad de charcas y pequeñas lagunas no permanentes presentes en Criptohumedales (A: El Carmolí; B: El Arsenal) y Marismas pseudomareales (C: La Encañizada) del entorno del Mar Menor. (Fotografías: F.J. Oliva)

La presencia de la especie en hábitats subóptimos (Fig. 7.19), evidencia su capacidad de colonización. De todos modos, la dinámica de la especie en los humedales limítrofes con la Laguna resulta conveniente interpretarla de forma conjunta con el resto de áreas someras de la laguna, aspecto que se va a desarrollar en otros apartados de este Capítulo.

Persistencia Poblacional

El estudio de la persistencia poblacional de *Aphanius iberus* en las *Unidades de Hábitat* se ha realizado mediante el análisis en tres escalas analíticas. La aproximación semicuantitativa realizada mediante ordenación de los sectores en función de su abundancia y biomasa, nos ha mostrado un reparto espacial estable en el tiempo de dichos parámetros poblacionales entre las distintas áreas perimetrales de la laguna (AS), aunque con una mayor persistencia poblacional en las campañas estivales y en los tránsitos desde éstas. En los Humedales (HA), el seguimiento temporal realizado no ha sido tan completo y, por tanto, únicamente se pudo constatar una persistencia significativa entre las dos primeras campañas de estudio.

La aproximación cuantitativa a la persistencia poblacional se realizó mediante la aplicación del Índice de Variabilidad Temporal (VT) sobre las abundancias y biomásas de la especie. Los cambios netos, tanto en AS como en HA, resultaron positivos en las transiciones temporales hacia el verano y negativos en el resto (Tablas 7.8 y 7.11). Acorde con la estrategia reproductora de la especie (Vargas & De Sostoa 1997, García-Berthou & Moreno-Amich 1999, Capítulo 6), las transiciones hacia el verano reflejan los cambios producidos tras el *bloom* poblacional (= explosión demográfica) característico de la época

reproductora, es decir, el notable incremento en efectivos se traduce en valores positivos de Log R (= cambio neto poblacional).

Los valores de VT deben evaluarse con cautela, pues los errores de este índice aumentan con la incorporación de abundancias y/o biomazas nulas para su cálculo. No obstante, su análisis comparativo entre las *Unidades de Hábitat*, AS (Tabla 7.8) y HA (Tabla 7.11), muestra una tasa de variabilidad promedio para las transiciones temporales notablemente superior en AS (Datos de Abundancia: $VT_{AS} = 0,254 \pm 0,192$; $VT_{HA} = 0,068 \pm 0,041$). Dicho de otro modo, la aproximación cuantitativa que evalúa la persistencia de las poblaciones de la especie, ha reflejado una variabilidad en sus abundancias de Áreas perimetrales de la laguna (AS) del orden de 3,7 veces la registrada en los humedales (HA). Se puede interpretar que la abundancia de la especie en AS muestra cambios temporales drásticos, aspecto que, aunque no tan claramente, también se refleja con los datos de biomasa (Datos de Biomasa: $VT_{AS} = 0,103 \pm 0,068$; $VT_{HA} = 0,049 \pm 0,038$).

Finalmente, la aproximación cualitativa realizada sobre la persistencia poblacional confirma los resultados anteriores. La presencia de la especie en Humedales (HA) es constante, por tanto, el *Índice de Jaccard* refleja estabilidad en sus poblaciones. Por el contrario, las transiciones temporales analizadas en Áreas someras perimetrales (AS) muestran un valor promedio del índice de 0,530 que, aplicando el criterio de Gauch (1982), se traduce en un cambio apreciable o inestabilidad poblacional.

En resumen, el análisis conjunto de los parámetros utilizados para evaluar la persistencia poblacional, muestra valores más elevados de la misma para las poblaciones locales de *Aphanius iberus* presentes en los Humedales adyacentes a la laguna (HA).

3.2.2. Comunidad de Peces acompañante.

Las lagunas costeras, y sistemas acuáticos adyacentes, conforman importantes zonas de transición con características que hacen que se consideren ambientes extremadamente dinámicos. De ahí que se encuentren entre los hábitats con mayor productividad biológica (Day et al. 1989, Alongi 1998, Mariani 2001). La elevada productividad, acompañada en ocasiones de una menor presión por depredadores producto del aislamiento que caracteriza a las lagunas costeras, conlleva que jueguen un importante papel en la ecología reproductora de gran variedad de peces (hábitats óptimos para la puesta y desove, áreas de cría, y áreas adecuadas para el crecimiento de juveniles), aspecto constatado para diversas lagunas mediterráneas (Malavasi et al. 2004, Koutrakis et al. 2005).

El Mar Menor y su entorno es un claro ejemplo, hasta la fecha se han citado más de 80 especies de peces (Pérez-Ruzafa 1989, Mas 1994, Barcala 1999, Rosique

2000, Pérez-Ruzafa et al. 2004 y 2005b; Oliva-Paterna 2005). Si bien, no más de 30 especies han sido consideradas como residentes.

En las *Unidades de Hábitat* estudiadas (AS y HA) se han localizado un total de 45 especies que presentan individuos alevines, juveniles y/o adultos en las especies de pequeña talla. En su conjunto, la composición taxonómica detectada, con dominio de representantes de 6 familias, Sparidae, Syngnathidae, Gobiidae, Mugilidae, Blenniidae y Soleidae, es similar a la de otras lagunas litorales del área circunmediterránea (Mas 1994, Mariani 2001).

En general, las especies con un carácter residente en la laguna son las que se han detectado en un mayor número de puntos de muestreo. Junto con *Aphanius iberus*, los representantes de la familia Mugilidae, concretamente *Liza ramado*, *Liza saliens* y *Liza aurata*, han sido capturadas de forma prácticamente continua tanto en AS como en los HA con comunicación abierta con la laguna. *Atherina boyeri*, *Syngnathus abaster* y *Pomatochistus sp.* son los taxones que completan el grupo de los predominantes. La especificidad del muestreo de nuestro estudio es un importante sesgo a la hora de realizar comparaciones con trabajos referentes a la comunidad del conjunto de la laguna.

Las diferencias entre las composiciones específicas detectadas en las Áreas someras perimetrales de la propia laguna (AS) y en el interior de los Humedales adyacentes (HA) son notorias. Los HA muestran un significativo menor número de especies, aunque no albergan especies exclusivas.

Riqueza específica y Diversidad

En función del análisis conjunto de los sectores de muestreo, se ha podido constatar que la *Riqueza* (S) detectada a lo largo del periodo de estudio presenta un gradiente decreciente desde las Áreas someras de la Laguna (AS) > AS propias de Humedales (ASHA) > Humedales adyacentes (HA). En el interior de los HA se ha confirmado la presencia del 28,9% de las especies detectadas en AS. Este gradiente decreciente se ha confirmado con los datos de Riqueza promedio para las seis campañas de muestreo (Tablas 7.16 y 7.17). Los HA muestran una S_{Promedio} de, aproximadamente, 3 especies por campaña. Es decir, la comunidad acompañante de *Aphanius iberus* en los humedales está compuesta por un muy bajo número de especies. Atendiendo a los resultados exclusivos del interior de los HA, únicamente La Encañizada (HA00) ha mostrado unos valores de S elevados. Este humedal es la única marisma pseudomareal presente y conforma la comunicación natural entre la laguna y el Mar Mediterráneo, con el tránsito de especies que ello conlleva.

La posible segregación de la especie a hábitats refugio conformados por comunidades de peces escasas, o básicamente uniespecíficas, fue también puesta de manifiesto para las poblaciones de *Aphanius iberus* presentes en las Marismas del Ampurdán (Moreno-Amich et al. 1999b y 2000). En estos ambientes



es presumible que interacciones competitivas relacionadas con solapamiento trófico, con búsqueda de refugio, etc., se muestren en menor grado, y la segregación espacial de la especie este relacionado con ello (García-Berthou et al. 1999). En consecuencia, es posible que las poblaciones locales de *Aphanius iberus* ubicadas en el interior de los HA del Mar Menor pueden verse beneficiadas por disminución de la competencia interespecífica. Los procesos denso-dependientes, como por ejemplo la competencia y agresión con otras especies, son importantes factores que condicionan la supervivencia poblacional (Matthews 1998), si bien, también deben evaluarse los procesos de carácter intraespecífico (Wootton 1998).

La $S_{Promedio}$ detectada para los sectores establecidos en las AS es de, aproximadamente, 11 especies y se mantiene constante en la totalidad del área perimetral. Esta riqueza puede considerarse elevada en comparación con hábitats que ocupa la especie en otras zonas de la Península (Torralva & Oliva-Paterna 2002). No obstante, las zonas someras de orilla en sistemas lénticos son, en general, áreas de reproducción y reclutamiento (Matthews 1998), por tanto, los valores detectados entran dentro de los cánones esperados.

De forma contraria a lo que hemos comentado sobre los HA, la competencia interespecífica en las AS debe mostrar valores notablemente superiores. Por ejemplo, en poblaciones de Góbidos habitantes de áreas someras de lagunas costeras se han constatado diversos grados de competencia y predación inter e intraespecífica (Pampoulie et al. 2004) con claros decrementos en el estatus de las poblaciones (Verdiell-Cubedo et al. 2006a). Efectos sobre el estatus de condición poblacional producto de procesos de competencia intra e interespecífica, también han sido constatado para especies de la familia Gobiidae (*Pomatoschistus marmoratus* y *Gobius cobitis*) y Blenniidae (*Salaria pavo*) en las mismas áreas y periodo de estudio nuestro grupo de investigación (Verdiell-Cubedo et al. 2006a, 2000b y 2006c).

Además, mediante estudios recientes (Barcala 1999, Pérez-Ruzafa et al. 2005b), se han podido constatar cambios de hábitat y de las comunidades de peces producto de la regeneración artificial de playas en el Mar Menor. Miembros de las Familias Gobiidae y Blenniidae, como especies mejor adaptadas a ambientes rocosos, se han visto beneficiadas por la creación de pequeñas escolleras en gran parte de la zona este y noreste de la Laguna. El incremento de especies foráneas a la laguna (Pérez-Ruzafa & Marcos 2003) es otro factor que puede haber ampliado la presencia de especies competidoras.

En consecuencia, las poblaciones locales de *Aphanius iberus* presentes en las Áreas someras perimetrales del entorno del Mar Menor deben estar sometidas a unos niveles de competencia interespecífica elevados. En estas zonas, con una notable presencia de competidores y/o depredadores potenciales los individuos de la especie pueden estar soportando importantes niveles de estrés competitivo (Wootton 1998).

El gradiente decreciente observado entre las *Unidades de Hábitat* (AS > ASHA > HA) con la *Riqueza* se presenta, de igual modo, con los resultados totales de Diversidad de Shannon (H'). No obstante, con los valores medios para las campañas de estudio, la *Diversidad* promedio detectada en las Áreas someras de la laguna, incluidas o no en los límites de los humedales, se muestra significativamente superior a la detectada en el interior de los Humedales. Si bien, en el caso de áreas no incluidas en humedales (AS*), ésta ha resultado homogénea en el tiempo, mientras que en las áreas someras propias de humedales (ASHA) la variación temporal de la Diversidad ha resultado significativa, lo que puede indicar una menor estabilidad estacional de la comunidad.

De forma similar a la *Riqueza*, la *Diversidad* presenta un patrón espacial caracterizado por la ausencia de variación en las AS con una clara diferenciación con HA. La diversidad en los humedales se ve influenciada por las características de los mismos, principalmente por su grado de conexión con la propia laguna y su carácter de explotación salinera. Así, los humedales con menor diversidad han sido las Salinas de Marchamalo (HA02) y Salinas de San Pedro del Pinatar (HA01).

3.2.3. Uso y Selección de Hábitat.

Los Ciprinodóntidos viven en una enorme variedad de ambientes, desde zonas tropicales a templadas, regiones desérticas, ríos y lagos, sistemas dulceacuícolas o salobres, etc (Moyle & Cech 1982). Dentro de una misma región, son capaces de presentar poblaciones reproductoras en un amplio rango de tipologías de hábitat, arroyos fluctuantes, aguas con niveles notables de contaminación, grandes ríos, ciénagas e incluso una alta variedad de sistemas artificiales. La diversidad de hábitats utilizados por representantes de la familia es indicador de su tolerancia y de su alta capacidad adaptativa (Able 1990, Minckley & Deacon 1991, Smith & Able 1994, Moreno-Amich et al. 1999a). En términos genéricos, dos importantes características les proporcionan dicha capacidad: (i) Son buenos colonizadores, aunque no alcanzan la excelencia de los Poecílidos (Meffe & Snelson 1989) y (ii) Su amplitud en la tolerancia de temperaturas y salinidades, que les posibilita la capacidad de supervivencia temporal en hábitats subóptimos y/o su dispersión a través de condiciones extremas (Smith & Able 1994). Evidentemente, estas capacidades no son compartidas por todos los representantes del grupo y ello provoca que varias especies estén confinadas a hábitats específicos y bajo riesgo de extinción (Minckley & Deacon 1991).

En el presente trabajo de tesis, mediante variables cualitativas (*Presencia-Ausencia*) y cuantitativas (*Abundancia* y *Biomasa*) descriptoras de las poblaciones, e integrando éstas con indicadores de la comunidad acompañante (*Riqueza específica* y *Diversidad*), se ha analizado el *Uso* y

Selección de Hábitat de Aphanis iberus en el Mar Menor y su entorno a escala macrohábitat [Unidades: Humedales (HA), Áreas someras perimetrales propias de los Humedales (ASHA) y Áreas someras propias de la laguna excluidas las ASHA (AS*)]. Para profundizar en el conocimiento del uso y selección de hábitat por la especie, son necesarias aproximaciones a escala inferior que, a su vez, pueden proporcionar importantes resultados para mejorar su gestión.

Frecuencia de Uso y Selección de Hábitat (*Presencia-Ausencia*)

En función de la frecuencia de aparición de la especie, se ha podido constatar un gradiente decreciente en los porcentajes detectados en las localidades a lo largo del periodo de estudio, HA (93,5%) > ASHA (79,5%) > AS* (28,7%). A su vez, la especie presenta una selección significativa de las *Unidades de Hábitat* en un orden idéntico al que ha mostrado el gradiente de presencia, HA > ASHA > AS*.

Diferencias temporales en el uso del hábitat (Smith & Able 1994), e incluso en el tamaño del *home-range* (Lotrich 1975), han sido mostradas por otros Ciprinodóntidos. En la especie objeto de estudio, la frecuencia de aparición ha mostrado una estacionalidad que se manifiesta de forma más clara en las Áreas perimetrales de la propia laguna (AS y AS*; Fig. 7.10). Los humedales han mostrado una notable estabilidad temporal en su presencia (HA; Fig. 7.10), aunque también aquí se detectan decrementos invernales, probablemente condicionados por las mortandades post-reproductoras que caracterizan la dinámica de la especie (Vargas & De Sostoa 1997). Dentro de estos humedales, tal y como se ha expuesto, la especie se encuentra prácticamente en condiciones de no competencia. Además, un uso y selección de hábitats concretos debido a fenómenos de competencia ha sido puesto de manifiesto para la especie (García-Berthou et al. 1999) y, en relación con factores abióticos para otros Ciprinodóntidos (Smith & Able 1994).

Uso y Selección de Hábitat (*Abundancia y Biomasa*)

Con la finalidad de minimizar datos extremos el uso de hábitat se ha trabajado con *Índices Relativos de Abundancia* (IRA) y *Biomasa* (IR_B). Es posible que la conversión de los resultados obtenidos en *Capturas por Unidad de Esfuerzo* (CPUEs y BPUÉs) muestre algún tipo de desvío, bien producto de la distinta eficacia de captura o bien producto de la transformación al IR. No obstante, pensamos que esta transformación nos ha permitido un análisis de comparación entre hábitats con un mayor grado de objetividad.

La comparación absoluta realizada con abundancias y biomasa de la especie a lo largo del periodo de estudio, ha mostrado resultados similares a los detectados con la frecuencia de aparición. Existen diferencias significativas, y son los humedales (HA), junto con sus áreas someras (ASHA), las unidades de hábitat que presentan mayor abundancia y biomasa de *Aphanis iberus*.

La variación temporal de abundancia y biomasa detectada en cada uno de los hábitats (Fig. 7.13) refleja, mejor que la presencia, la estacionalidad de la especie, con importantes incrementos en las campañas estivales y decrementos en las invernales. Si bien, producto del posible efecto refugio que constituyen los humedales, los decrementos invernales en estos son menos conspicuos.

Mediante el análisis de la relación abundancia-biomasa no se han podido detectar efectos del hábitat sobre el estatus poblacional. No obstante, este tipo de análisis conjunto, realizado con el total de poblaciones locales, es difícil que resulte concluyente. Las evaluaciones del estatus poblacional es conveniente que se realicen con índices obtenidos de los individuos de cada población (García-Berthou & Moreno-Amich 1993, Vila-Gispert & Moreno-Amich 2003).

Tendencias de Uso y Selección de Hábitat (*Análisis integral*)

En la primera aproximación a la existencia de gradientes en el uso de hábitat, se ha podido constatar una tendencia de la especie a presentar poblaciones locales en mejor estatus en sectores de muestreo con una diversidad y riqueza de especies baja. Es decir, las poblaciones de *Aphanius iberus* con una mayor abundancia (o biomasa) y mayor persistencia son más comunes en aquellos hábitats que han presentado comunidades de peces menos diversas. A su vez, la tipología de hábitat también puede estar ejerciendo un efecto importante, ya que poblaciones de la especie localizadas en ambientes con valores similares en sus comunidades (*Riqueza y Diversidad* similares) muestran una segregación espacial probablemente en función del hábitat. Esta segregación se traduce en una mayor variabilidad de las poblaciones de la especie dependiendo de que estén localizadas en Áreas someras del perímetro lagunar o en el interior de humedales. Así, las poblaciones locales establecidas en Áreas someras no incluidas en humedales (AS*) presentan una tendencia a mostrar mayor variabilidad temporal en sus abundancias y biomásas, aspecto que se refleja en una menor persistencia poblacional.

3.2.4. Tipos de Poblaciones locales de la especie.

Del análisis conjunto de agrupación de sectores, junto con la evaluación de las tipologías de cada uno de los sectores, puede interpretarse la presencia de 4 grupos de poblaciones locales de la especie en el Mar Menor y su entorno (Fig. 7.20). En cierta medida, estos grupos pueden ser reflejo del estatus de dichas poblaciones en una probable estructura multipoblacional: Poblaciones locales con un estatus excelente, localizadas en hábitats prácticamente ideales para su dinámica (Grupo o Tipo I); Poblaciones en un estatus bueno, ubicadas en hábitats óptimos para la especie (Grupo o Tipo II); Poblaciones locales con un estatus medio que persisten en hábitats subóptimos (Grupo o Tipo III); y Poblaciones con un estatus malo que, probablemente por su alta capacidad

de colonización, están conformadas por pequeños *stocks* de individuos en hábitats no óptimos para la especie.

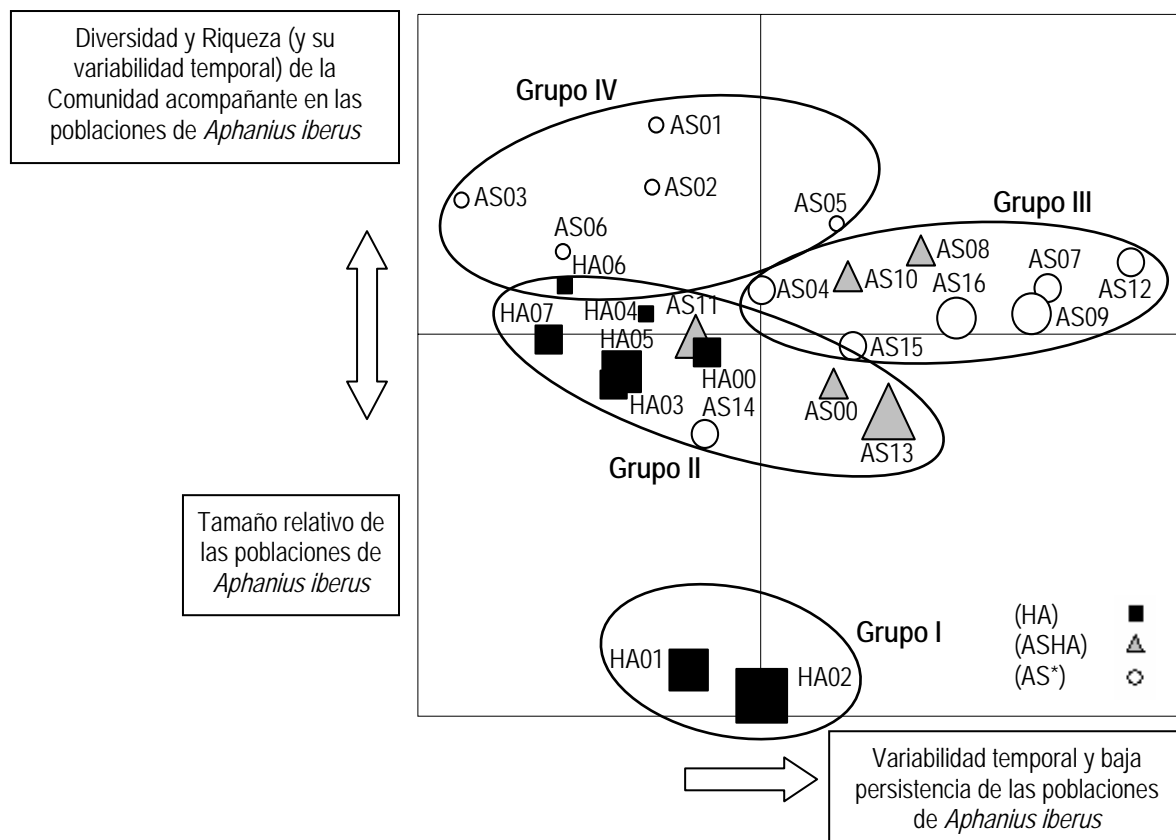


Figura 7.20. Representación en el plano definido por los dos primeros componentes (CP1 y CP2) obtenidos en el ACP5 de los sectores de muestreo (Epígrafe 2.5.4). El tamaño de las figuras incorpora la abundancia de la especie (IR_A); Indicadas las tendencias marcadas por los CPs; Descripción de los Grupos o Tipos de poblaciones locales en el texto.

El Grupo I (Fig. 7.20) (Cuadro 7.2) está conformado por las únicas poblaciones de la especie ubicadas en humedales con salinas en explotación (HA01 Salinas de San Pedro del Pinatar; HA02 Salinas de Marchamalo). Son las que presentan mayor valor en términos de abundancia (o biomasa) y persistencia poblacional. En éstas, la diversidad de la comunidad de peces presente es escasísima, aspecto que, en relación con posibles fenómenos de competencia interespecífica (García-Berthou et al. 1999), puede ser determinante para la presencia estable de *Aphanis iberus*. No obstante, otro tipo de factores abióticos, pueden estar condicionando el asentamiento de poblaciones de la especie en estos hábitats. Con otros Ciprinodóntidos, se ha comprobado que pequeños incrementos de temperatura durante el invierno, muy factibles en charcas aislados durante días soleados, reactivan notablemente el metabolismo que es una ventaja en relación con parámetros tróficos (Targett 1978). La ausencia de hidrodinamismo en ambientes cerrados también provoca que el

gasto energético de los individuos pueda ser inferior, aspecto que se ha comprobado con *Fundulus heteroclitus* (Smith & Able 1994).

También en relación con los recursos tróficos disponibles, *Aphanius iberus* se alimenta preferentemente de organismos acuáticos de la columna de agua pero en ambientes con abundante vegetación acuática (Alcaraz & García-Berthou 2006). Thorman (1982) (cf Vargas 1993) señala que en zonas litorales muchos invertebrados móviles dependen del aumento de macrovegetación, por lo que incrementan su número durante el verano o incluso al inicio de otoño. En invierno, muy condicionado por el descenso de temperaturas, la mayoría de ciclos biológicos entran en una etapa de reposo y menor actividad (Margalef 1983) lo que disminuye la disponibilidad de presas. A lo largo del presente trabajo de Tesis, hemos podido constatar que en las balsas acumuladoras de las salinas, aquellas con una salinidad inferior a 50 ‰ durante la mayoría del ciclo anual, muestran importantes variaciones temporales en el recubrimiento de macrófitos, aunque mantienen densidades importantes incluso en los meses invernales. Esta densidad de recubrimiento se traduce en mayor disponibilidad trófica, bien de macroinvertebrados que mantengan poblaciones invernales, bien de la propia materia vegetal que también conforma parte de la dieta de la especie (Vargas & De Sostoa 1999; Alcaraz & García-Berthou 2006).

Cuadro 7.2

Grupo o Tipo I (Estatus excelente)



Poblaciones locales de *Aphanius iberus* ubicadas en el interior de humedales con salinas en explotación (HA01 Salinas de San Pedro del Pinatar; HA02 Salinas de Marchamalo).

Frecuencia de Aparición: 100 % (Localidades)

Abundancia ($IR_{A\text{Promedio}} = 3,00 \pm 0,82$): Muy Común ($2 < IR \leq 3$) o Abundante ($IR > 3$)

Persistencia poblacional: $CV_{A\text{Promedio}} = 0,90$; $CV_{B\text{Promedio}} = 0,97$

Probabilidad de extinción local*: Nula o Muy Baja



S^a de San Pedro del Pinatar (HA01)

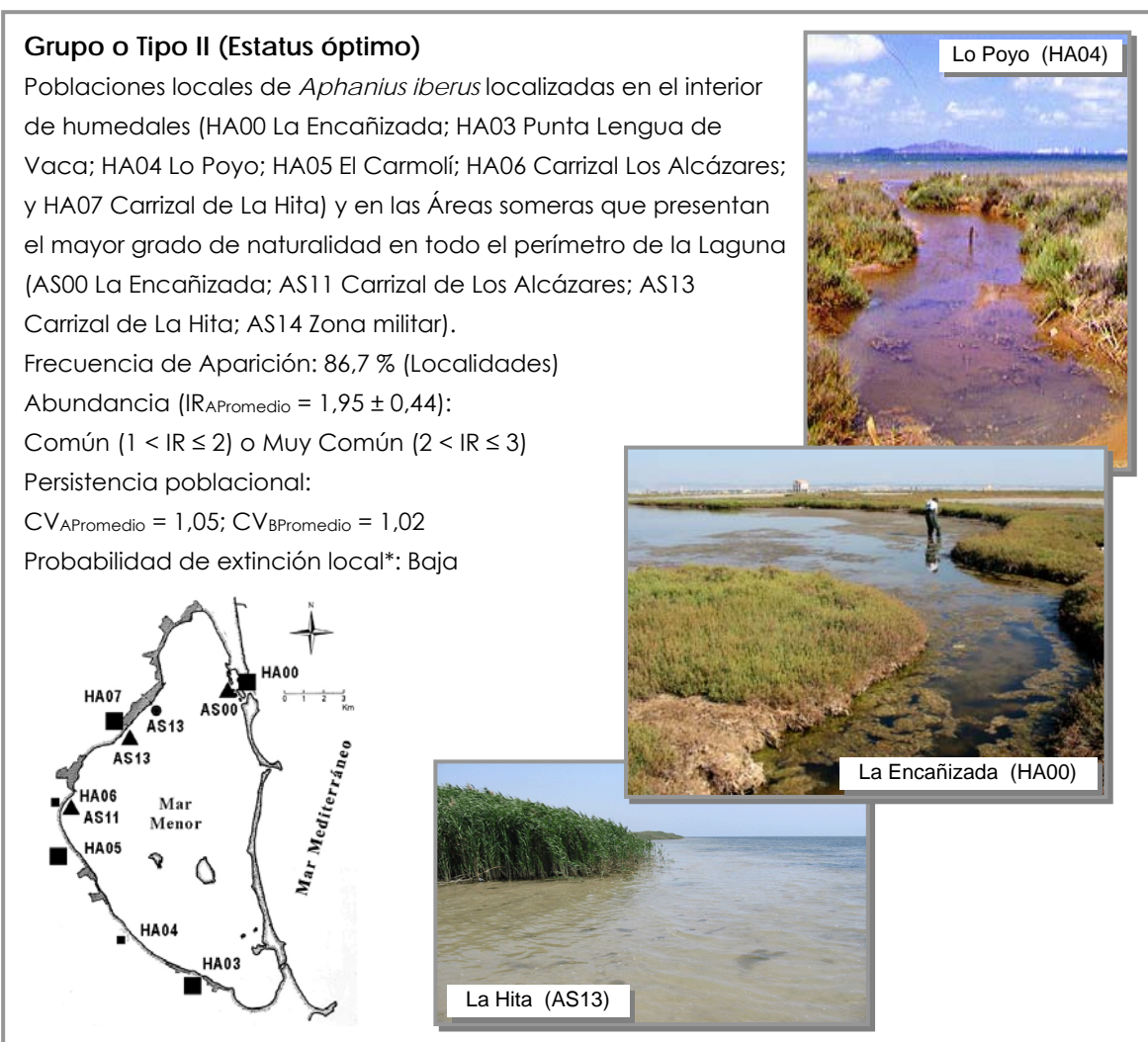
S^a de Marchamalo (HA02)

(*) Probabilidad de extinción local: Evaluación relativa en función de la valoración conjunta de la Frecuencia de Aparición, Abundancia (y Biomasa) Promedio y Persistencia Poblacional (Aplicado en los Cuadros 7.2 – 7.5).

El Grupo II (Fig. 7.20) (Cuadro 7.3) estaría conformado mayoritariamente por el resto de poblaciones que ocupan los humedales (HA00 La Encañizada; HA03 Punta Lengua de Vaca; HA04 Lo Poyo; HA05 El Carmolí; HA06 Carrizal Los Alcázares; y HA07 Carrizal de La Hita), también las Áreas someras propias de humedales (AS00 AS de La Encañizada; AS11 AS del Carrizal de Los Alcázares; y AS13 AS del Carrizal de La Hita) y por el sector AS14 conformado por las Áreas someras incluidas en la zona militar de la *Academia General del Aire* (San Javier). Es decir, son el resto de humedales que muestran una extensión o un estado de conservación inferior a los del Grupo I, junto con las Áreas someras con el mayor grado de naturalidad en todo el perímetro de la Laguna.

Aunque las poblaciones de los humedales de Lo Poyo (HA04) y Carrizal de los Alcázares (HA06) muestran una escasez notable de efectivos, al haber realizado un seguimiento temporal escaso sobre las mismas, nos hace ser cautelosos en su evaluación. Pueden ser incluidas en este grupo o incluso pasar al grupo IV debido al bajo estado de conservación que presentan estos humedales (Fig. 7.20). No obstante, sería preciso realizar seguimientos temporales más sostenidos en el tiempo para poder extraer conclusiones taxativas.

Cuadro 7.3



Los HA que albergan poblaciones del Grupo II se corresponden con *Criptomedales* con pequeñas charcas inconexas, o bien conectadas por pequeños canales con la propia laguna (HA05 El Carmolí). A su vez, las poblaciones de este grupo localizadas en AS lo hacen en las zonas que mejor estado de conservación presentan, conformadas por carrizales y saladares conectados con la propia laguna (AS00 La Encañizada, AS11 Carrizal de los Alcázares y AS13 Carrizal de La Hita). Estos hábitats muestran un grado de variabilidad superior a las salinas en explotación en factores condicionantes para la presencia de Ciprinodóntidos como el hidrodinamismo (Smith & Able 1994). Además, su riqueza de especies también es superior y, en consecuencia, fenómenos de competencia interespecífica también pueden afectar notablemente la dinámica de dichas poblaciones.

El Grupo III (Fig. 7.20) (Cuadro 7.4) está conformado por poblaciones con niveles medios de abundancia y biomasa de la especie pero con una alta variabilidad temporal. Esta mayor variabilidad puede incrementar las posibilidades de desaparición (= extinción local). Con la excepción de la población localizada en la zona oriental de la cubeta sur de la Laguna (AS04 La Manga), el resto de estas poblaciones han sido detectadas en la zona occidental y norte de la laguna.





En varios de los sectores que albergan las poblaciones del Grupo III (desde el AS07 al AS12), resulta fácil la localización de áreas someras de orilla con escasa circulación del agua, sustratos limosos o arenosos, con acumulo o *blooms* superficiales de algas clorofíceas (verdes) de los géneros *Enteromorpha* y *Chaetomorpha*, acompañadas en ocasiones de filamentosas (= diatomeas filamentosas en su mayoría). También resulta fácil la presencia de praderas, específicas o mixtas, de *Cymodocea* y *Caulerpa* (Lloret et al. 2005). En ocasiones, y principalmente en aquellas zonas de áreas someras de la laguna propias de humedales pertenecientes al Grupo III (AS08 y AS10), pero también al Grupo II (AS00, AS11 y AS13), pueden detectarse charcas intermareales que presentan periodos de aislamiento y en las que la presencia de la especie es habitual. En definitiva, en estas áreas se detectan extensiones puntuales de hábitats sub-óptimos para la especie, caracterizados por escasa circulación del agua, predominio de sustratos finos, acumulo de algas flotantes y presencia de manchas de recubrimiento de macrófitos, que en su conjunto conforman *Mesohábitats refugio* (*safe-patch habitats* en Matthews 1998).

Para la totalidad de Áreas someras del perímetro lagunar, se han detectado relaciones positivas de las abundancias de la especie con el recubrimiento de vegetación acuática y la disminución de la granulometría del sustrato (Oliva-Paterna et al. 2003b). Es probable que las extinciones poblacionales a nivel local sucedan de forma paralela a la desaparición o eliminación de la vegetación acuática. La temperatura suele tener un efecto notorio sobre el recubrimiento conformado por macrófitos, lo que se traduce en que patrones temporales en la densidad del recubrimiento sean comunes en zonas someras de lagunas

costeras (Day et al. 1989). En este sentido, un factor de variabilidad añadido es la mayor estacionalidad que puede registrarse en la vegetación acuática de estas zonas, en comparación con el interior de los humedales.

Cuadro 7.4

Grupo o Tipo III (Estatus subóptimo)
 Poblaciones locales de *Aphanius iberus* ubicadas en Áreas someras del perímetro lagunar, principalmente de la zona oeste y norte de la misma.
 Frecuencia de Aparición: 64,6 % (Localidades)
 Abundancia ($IR_{APromedio} = 1,86 \pm 0,43$):
 Común ($1 < IR \leq 2$) o Muy Común ($2 < IR \leq 3$)
 Persistencia poblacional:
 $CV_{APromedio} = 1,71$; $CV_{BPromedio} = 1,72$
 Probabilidad de extinción local*: Moderada

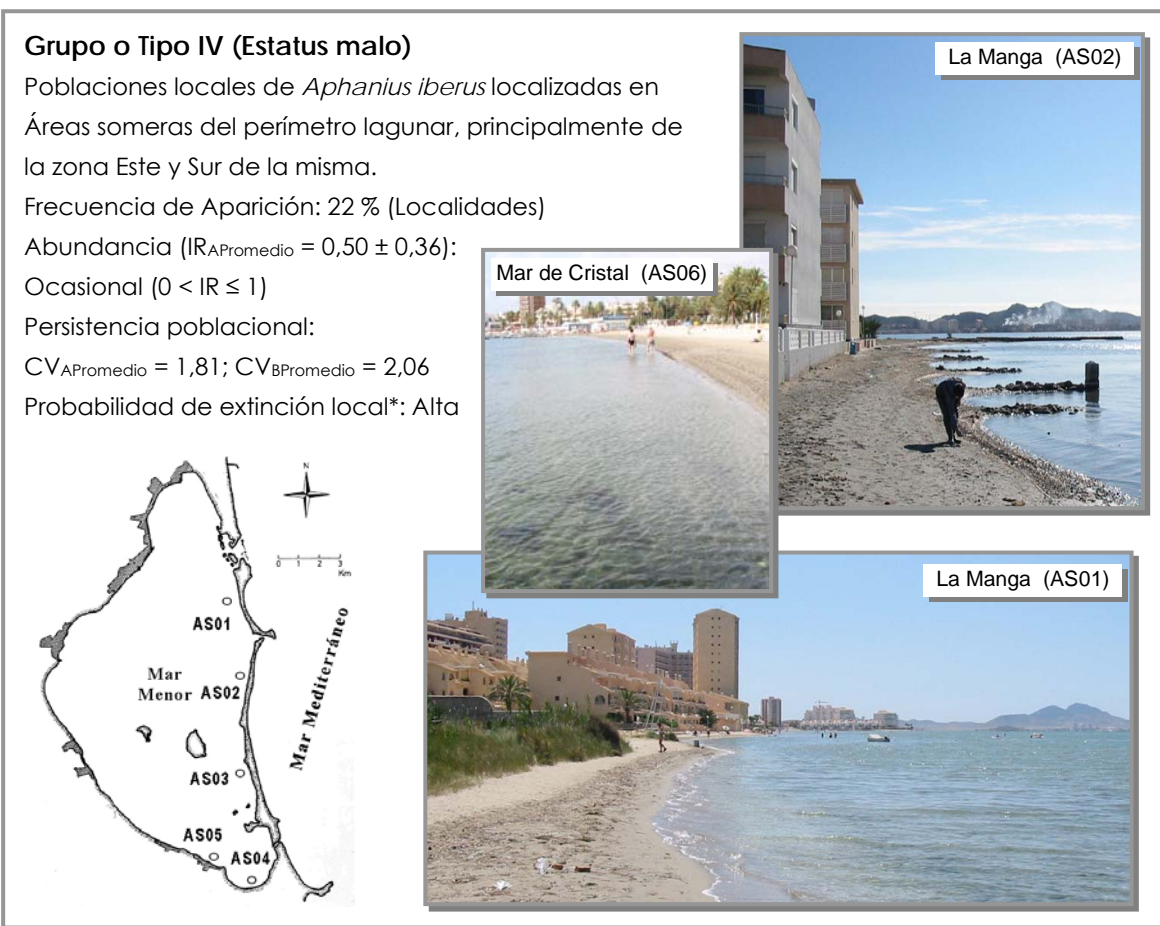
El Grupo IV (Fig. 7.20) (Cuadro 7.5), que hemos definido como poblaciones con un estatus malo conformadas por pequeños *stocks* de individuos en hábitats no óptimos, se han localizado principalmente en sectores de la zona oriental (AS01, AS02 y AS03), con un alto grado de influencia externa (Pérez-Ruzafa & Marcos 2003), y zona sur de la laguna (AS05 y AS06). Son las poblaciones que muestran densidades más bajas y en las que, aunque la extensión del periodo de estudio es baja, han sido detectadas desapariciones de las mismas en determinadas épocas del año (= extinciones locales). Estos sectores muestran una frecuencia de aparición de la especie a nivel de localidad baja (ej: 33 % de presencias en AS01; 9,1 % de presencias en AS02).

En estas zonas de la laguna, las praderas de *Cymodocea* y *Ruppia* (éstas últimas muy escasas en la actualidad) se han visto perjudicadas en las últimas décadas por las actuaciones de dragado y creación de escolleras para la mejora de

playas (Pérez-Ruzafa et al. 2005a). Además, estas actuaciones pueden haber provocado un incremento del posible efecto competitivo debido al efecto positivo de las escolleras en relación al incremento en densidad de especies típicas de sustrato rocoso, familias *Gobiidae* y *Blenniidae* principalmente (Pérez-Ruzafa et al. 2005b).

De acuerdo con varias observaciones de campo realizadas a lo largo del periodo de estudio, hemos apreciado que las actuaciones derivadas de la gestión periódica de las playas en las áreas con mayor densidad urbana (Zona oriental, La Manga), principalmente la limpieza de la vegetación acuática con maquinaria pesada, pueden ser un factor de impacto notable sobre las poblaciones de la especie y de la comunidad acompañante.

Cuadro 7.5



3.3. Modelado tipo *Metapoblacional* de *Aphanius iberus* en el Mar Menor.

Las *Metapoblaciones* no son únicamente grandes poblaciones estructuradas en unidades locales. Estas unidades deben estar interconectadas, normalmente con diferentes tasas de intercambio entre sí que se traducen en extinciones locales y recolonizaciones a una escala temporal apreciable (Armstrong 2004). La mayoría de modelos teóricos de estructuras y dinámicas metapoblacionales (Levins 1969, Hanski 1982, Gotelli & Kelley 1993) realizan aproximaciones cualitativas y/o cuantitativas entre la frecuencia de localidades ocupadas por una especie y la probabilidad de colonizaciones o extinciones locales. No obstante, a pesar de su popularidad, su confirmación con datos de campo resulta complicada (Hanski 2001). Documentar extinciones locales resulta complejo y controvertido por factores diversos: metodológicos relacionados con la eficacia de muestreo (Clark & Rosenzweig 1994), por disparidad en los criterios de extinción local o por el tiempo requerido para confirmarlas (Gotelli & Taylor 1999). En consecuencia, los estudios de campo sobre metapoblacionales precisan, además de un número adecuado de localidades, de series temporales extensas (Pfister 1998, Gotelli & Taylor 1999).

Hasta el momento, con los resultados obtenidos en la presente Tesis Doctoral no disponemos de suficientes y/o adecuados datos para modelados cuantitativos, que podrían confirmar la existencia real de una estructura metapoblacional de *Aphanius iberus* en el Mar Menor y su entorno. No obstante, de acuerdo con la propuesta de caracterización cualitativa de Holyoak & Ray (1999) (explicada con anterioridad), estamos en disposición de realizar una primera descripción de procesos y mecanismos, existentes en las poblaciones locales de la especie, que pueden cuadrar en los ejes estructurales que describen una *Metapoblación*.

3.3.1. Dinámica de los Grupos de Poblaciones: Ejes estructurales de la *Metapoblación*.

Con indiferencia del modelo o tipo de estructura metapoblacional, los mecanismos o procesos que caracterizan su dinámica suelen ser similares. Es decir, bajo el supuesto de la presencia de extinciones en Poblaciones locales de *Aphanius iberus* del Mar Menor y su entorno, la persistencia de una hipotética *Metapoblación* será posible si dichas extinciones locales son compensadas con flujos poblacionales positivos que acaben en colonizaciones exitosas. Estos dos procesos favorables son resultado de, al menos, 6 mecanismos interrelacionados propios de dinámicas poblacionales a escala espacial amplia (Holyoak & Ray 1999). La presencia de parámetros descriptores de estos mecanismos (= *Ejes Estructurales de la Metapoblación*), y el grado de expresión de los mismos, es el criterio que establecemos para poder concluir sobre la existencia de una estructura y dinámica metapoblacional entre las poblaciones de la especie en el Mar Menor.

(Eje I) Independencia Espacial

- *Una independencia entre las poblaciones locales, definida como una escasa correlación espacial entre los segmentos que conforman la Metapoblación (sensu Holyoak & Ray 1999).*

Las *Poblaciones locales* de *Aphanius iberus* en el Mar Menor cumplen en mayor o menor grado este criterio de *Independencia Espacial*. Varios de los grupos de poblaciones caracterizados muestran aislamiento entre ellos, bien producto de la presencia de barreras físicas (ejemplo: Humedales aislados temporalmente del perímetro lagunar), bien por la presencia de hábitats no óptimos para la especie (ejemplo: Áreas someras del perímetro de la laguna con ausencia de zonas propicias para la especie; Zonas profundas de la propia Laguna).

(Eje II) Dinámica de Extinción-Recolonización

- *Existencia de extinciones y recolonizaciones a nivel local que mantienen un equilibrio que desemboca en una tendencia no decreciente de localidades ocupadas por la especie.*

En el Mar Menor y su entorno existen hábitats, básicamente Áreas someras del perímetro lagunar, en los que aparecen *Poblaciones locales* de *Aphanius iberus* temporales (Tipo IV, principalmente) que presentan desapariciones, producto de extinciones locales, y reapariciones por recolonización posterior con efectivos procedentes de otras poblaciones. En cierta medida, la especie en el Mar Menor y su entorno presenta una *Dinámica de Extinción-Recolonización*.

(Eje III) Efecto Rescate

- *El Efecto Rescate es un proceso que reduce el riesgo de extinción local debido a la inmigración desde otras unidades o poblaciones locales (Hanski & Gyllenberg 1993, UICN 2003). El grado de efecto es dependiente del número y proximidad de las poblaciones fuente, así como de la variabilidad de dichas poblaciones y/o de las tasas de dispersión de sus individuos.*

El *Efecto Rescate* es el mecanismo más probable que debe estar permitiendo los procesos de recolonización de hábitats sub-óptimos presentes en Áreas someras perimetrales. La especie muestra un periodo reproductor prolongado en el área de estudio (Capítulo 6), carácter que amplía sus capacidades de recolonización (Hanski 2001). Además, salvando las diferencias impuestas por aspectos de la estrategia de vida (Able 1990), movimientos estacionales entre distintos hábitats de un mismo humedal litoral ya han sido mostrados para diversas especies de Ciprinodóntidos (Smith & Able 1994).

(Eje IV) Efectos derivados del Tamaño Poblacional

- *El efecto rescate se ejerce desde poblaciones de gran tamaño que, como consecuencia de su elevada abundancia, muestran tasas de extinción menores (= Poblaciones fuente). Es asumido que los mecanismos de extinción (ejemplo: Procesos demográficos de carácter estocástico) presentan mayor impacto sobre poblaciones pequeñas. Estos efectos se relacionan con el tamaño poblacional a nivel local, no con el número de*



poblaciones, aunque ambos efectos pueden presentar una covariación notable (Holyoak & Ray 1999).

Las *Poblaciones locales* de *Aphanius iberus* de los Tipos I y II, en función de su *Abundancia* y *Persistencia Poblacional*, muestran características típicas o adecuadas para conformar *Poblaciones fuente*. Aunque no se han estudiado tasas de extinción a nivel local, estas poblaciones muestran menor peligro de desaparición en función de su dinámica. A su vez, son las poblaciones que presentan mayor peso específico, en relación a la abundancia promedio, en las diferentes campañas de estudio (Fig. 7.21), aspecto que podría ser indicador de la capacidad de emigración y, en consecuencia, caracteriza a las *Poblaciones fuente* de una *Metapoblación*. Por lo contrario, principalmente el Tipo IV, pero también en cierta medida las del Tipo III, en relación con los parámetros analizados muestran características típicas de poblaciones dependientes de la inmigración, *Poblaciones sumidero*.

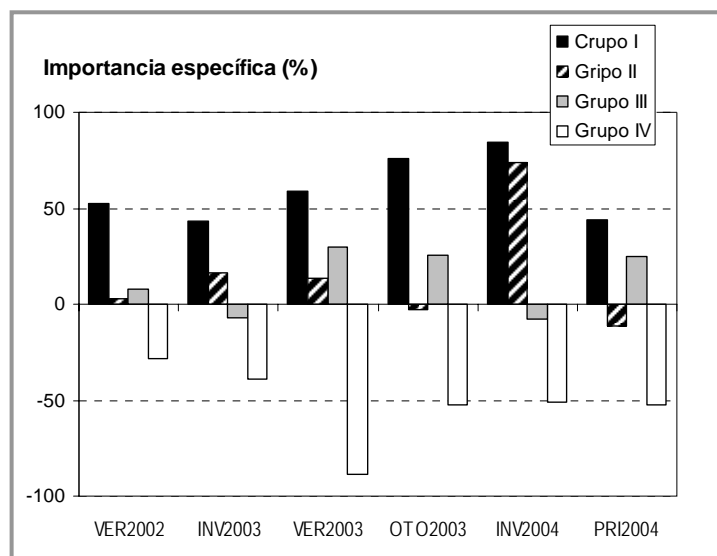


Figura 7.21. Importancia o Peso específico de los *Grupos o Tipos de Poblaciones* de *Aphanius iberus* en el Mar Menor y su entorno en cada campaña de estudio (VER2002: Verano de 2002, etc.) (Importancia específica en función de la tasa de incremento o decremento poblacional respecto a la Abundancia promedio por campaña).

(Eje V) Demografía específica de hábitat

- *La capacidad de recolonización o efecto de rescate entre poblaciones locales está condicionada y/o promovida por la presencia de hábitats de diferente calidad. Es decir, el rescate de poblaciones sumidero localizadas en hábitats de inferior calidad se produce por individuos que, normalmente, provienen de poblaciones en hábitats de mayor calidad. Éste mecanismo resulta complejo pues la calidad de los hábitats puede verse afectada por la propia densidad poblacional de la especie. La dependencia de la dinámica poblacional de la calidad relativa entre hábitats es lo que se ha denominada Dinámicas Fuente y Sumidero (sensu Meffe & Carroll 1997).*

Aphanius iberus en el Mar Menor ha presentado una preferencia significativa por los Humedales, hábitats con menor variabilidad ambiental en factores como el hidrodinamismo, elevada presencia de vegetación acuática (= mayor disponibilidad de refugio y alimentación) y una menor riqueza y diversidad de la comunidad de peces acompañante (= inferior grado de interacción interespecífica). De forma contraria, también ha sido constatada inferior selección por parte de la especie de las Áreas someras perimetrales con características sub-óptimas o negativas (mayor variabilidad ambiental, baja presencia de mesohábitats refugio y mayor competencia interespecífica) para su presencia. Es decir, la existencia de un gradiente desde hábitats ideales o muy adecuados hasta sub-óptimos o negativos para las poblaciones de la especie en el Mar Menor ha sido confirmada. Por tanto, es lógico concluir que determinados parámetros descriptores de su demografía puedan estar

influenciados por una especificidad de hábitat (Meffe & Carroll 1997). Demografías condicionadas por gradientes de temperatura entre hábitats han sido constatadas en especies del género *Gambusia* (Meffe & Snelson 1989). En teoría, efectos denso-dependientes derivados de la competencia intra o interespecífica también pueden ser importantes factores que promuevan dispersión de individuos desde hábitats concretos (Matthews 1998).

(Eje VI) Demografía inducida por la producción del hábitat

- *La heterogeneidad de hábitat, así como los cambios temporales de los mismos, pueden generar nuevas oportunidades de colonización, pero también provocar extinciones locales "inesperadas" en poblaciones fuente, afectando a otros mecanismos metapoblacionales (ejemplo: limitación del Efecto rescate). El fenómeno de la sucesión puede provocar cambios de hábitat que afecten a la Demografía específica de Hábitat. En conjunto, la dinámica temporal del hábitat puede conllevar cambios importantes que desequilibren la tendencia favorable entre extinciones-recolonización que marca la viabilidad de una Metapoblación (Holyoak & Ray 1999).*

El patrón temporal de abundancia y biomasa de la especie muestra claros incrementos estivales en las *Poblaciones locales* de los Tipos III y IV, también en las del tipo II. Si bien, la estrategia *Oportunista* (*sensu* Winemiller & Rose 1992) de la especie fomenta la presencia estival de explosiones demográficas. Es obvio que los cambios temporales en la producción de los diferentes hábitats [ejemplo: explosiones estivales de vegetación acuática (= incremento trófico) en Áreas someras de la propia laguna] deben tener efectos sobre la demografía de la especie. Brown (1971) mostró en el género *Cyprinodon* que, en más de una ocasión por minuto, rastrean microgradientes locales de aguas cálidas y/o extremadamente calientes con la finalidad de maximizar sus áreas de alimentación.

Caughley (1994) exponía la tendencia existente entre los investigadores que trabajaban en dinámicas poblacionales de especies amenazadas, a centrarse en dos importantes paradigmas, el *paradigma de las poblaciones pequeñas* y el *paradigma de las poblaciones declinantes*, aunque resaltó la necesidad de alcanzar mayor grado de integración entre ellos. A escalas geográficas amplias, hay otros dos paradigmas relacionados, el *paradigma de la metapoblación* y el *paradigma del hábitat*, que obligatoriamente deben ser integrados para poder establecer directrices de gestión adecuadas (Armstrong 2004). No obstante, la inclusión de estos aspectos no es una tarea trivial. El presente trabajo es un ejemplo de ello, evaluar la importancia o potencial de los mecanismos presentes en la hipotética *Metapoblación* de *Aphanius iberus* del Mar Menor y su entorno, únicamente será posible si se analizan las carencias que muestra la primera aproximación realizada en esta Tesis Doctoral. Deben llevarse a cabo estudios que ajusten su posición en cada *Eje estructural*, es decir las coordenadas en el hipervolumen que la describe (Holyoak & Ray 1999). La aplicación de modelos teóricos cuantitativos realistas (Hanski 2001) también puede ser una herramienta para detectar y conocer los mecanismos que

controlan la viabilidad de esta hipotética *Metapoblación*. No obstante, a pesar del carácter eminentemente descriptivo de nuestra primera aproximación, proponemos un *Modelo Conceptual Hipotético (MCH)* de estructura y dinámica tipo metapoblacional de *Aphanius iberus* en el Mar Menor (Fig. 7.22).

Este *MCH* propone la presencia de, al menos, 8 *Poblaciones Fuente*, correspondientes con los Tipos I y II de *Poblaciones locales* (Cuadros 7.2 y 7.3). Estas poblaciones han mostrado la capacidad de presentar flujos positivos, una emigración que puede ser capaz de recolonizar aquellos hábitats sub-óptimos o negativos que se encuentran en zonas someras de la propia laguna y que albergan las denominadas *Poblaciones sumidero*. Estas últimas se localizan en zonas puntuales de escasa extensión, que hemos denominado *Mesohábitats refugio*, con características de hábitat que permiten el establecimiento temporal de *stocks* o grupos de reproductores, aunque la persistencia temporal de los mismos es baja o muy baja y, en consecuencia, muestran una probabilidad de extinción local elevada. La dinámica de extinción-recolonización a nivel local de este *MCH* puede presentar patrones estacionales, bien condicionados por la propia estrategia de vida de la especie (explosiones demográficas estivales), bien por cambios en características del hábitat (explosiones tróficas estivales en zonas someras de la propia laguna).

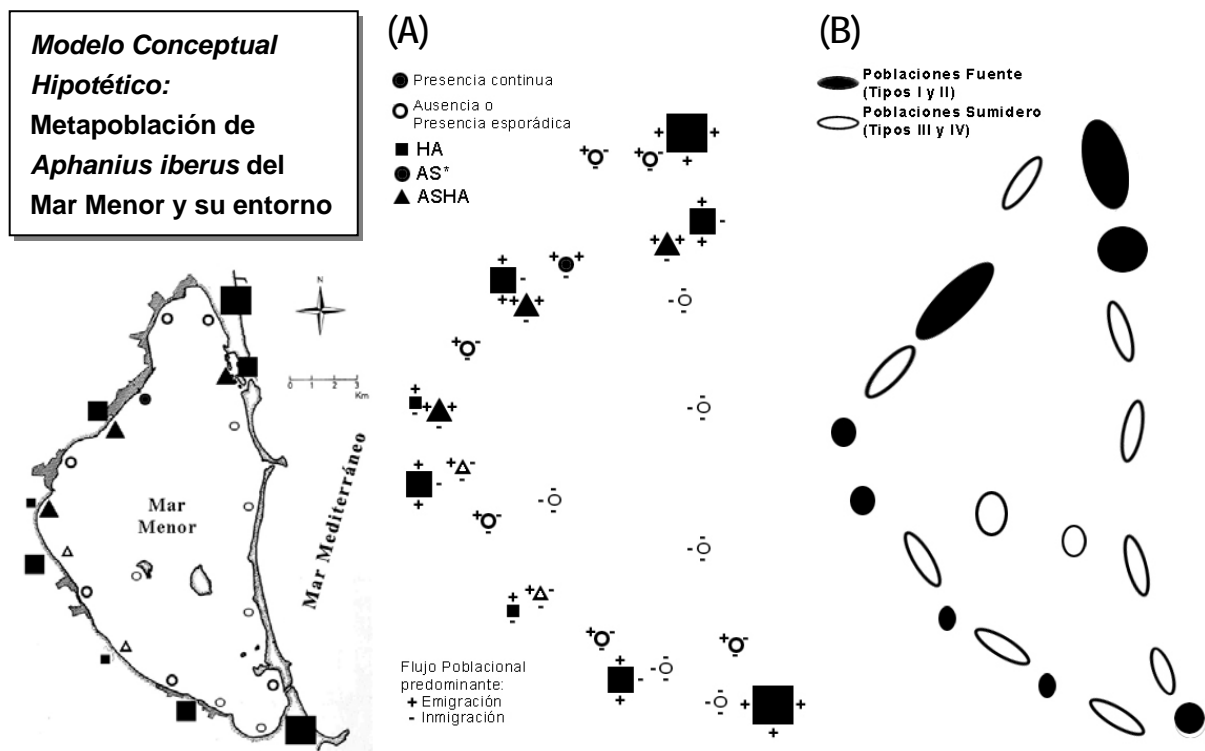


Figura 7.22. *Modelo Conceptual Hipotético* de estructura y dinámica tipo metapoblacional de la especie en el Mar Menor y su entorno. En (A) se presenta la tipología de hábitat en función de la localización de los sectores de muestreo (HA: Humedales adyacentes; ASHA: Áreas someras propias de la Laguna incluidas en humedales; AS⁺: Áreas someras propias de la Laguna excluidas las ASHA) y el flujo poblacional predominante en cada una de las mismas. En (B) se presentan de forma sintética las zonas con presencia de Poblaciones Fuente y Poblaciones sumidero en función de la caracterización de Tipos de poblaciones locales (Tipos I-IV, más información en el texto).

3.4. Conclusiones y Aplicaciones en la gestión de la especie.

La constatación de estructuras reticulares en la distribución de una especie amenazada es un indicador del aumento de dificultades en su gestión. Por ejemplo, cuando se comprueba la existencia de una *Metapoblación*, especialmente en las dinámicas del tipo *fuentes-sumidero* (Meffe & Carroll 1997), la abundancia en una *Población local* puede estar desconectada de parámetros específicos como la supervivencia o fecundidad a nivel local y mostrar mayor dependencia de la tasa de inmigración (Cooper & Mangel 1999). Es una característica que pueden perfectamente estar cumpliendo algunas de las poblaciones locales de *Aphanius iberus* estudiadas. Otro ejemplo, el tamaño de una población *sumidero* puede mostrarse relativamente estable en el tiempo por aporte continuo de la *fuentes*, pero en el momento que ésta desaparezca la población *sumidero* se extinguirá al unísono. Este escenario ha sido constatado con poblaciones de salmónidos (Cooper & Mangel 1999).

En definitiva, ignorar los mecanismos analizados en el presente capítulo puede provocar problemas importantes en la gestión de la especie. Se puede caer en graves errores ignorando la posible existencia de dinámicas metapoblacionales y atendiendo exclusivamente al seguimiento local de la especie.

Las conclusiones que pueden ser extraídas de la caracterización y análisis de la dinámica que presenta la especie en el Mar Menor y su entorno son las siguientes:

(1) La distribución actual de *Aphanius iberus* en la laguna del Mar Menor y su entorno está representada por la presencia de *Subpoblaciones* o *Poblaciones locales* aisladas (= Unidades o *stocks* de reproductores locales), caracterizadas en función de su dinámica de abundancia y biomasa, con diferentes comunidades de peces acompañantes y en tipologías de hábitat distintas.

(2) La *Abundancia* y *Biomasa* de la especie muestra un patrón estacional claro, marcado por incrementos estivales y decrementos invernales. Éste viene condicionado por efectos derivados de la tipología de hábitat, presenta mayor variabilidad en las Áreas someras perimetrales de la laguna que en el interior de los Humedales.

(3) La especie también muestra un patrón espacial significativo en su *Abundancia* y *Biomasa*. Las poblaciones de Áreas someras de la laguna presentan los valores más bajos de estos parámetros en el margen Este, zonas con un elevado impacto derivado de la gestión turística (creación de playas artificiales, limpieza de playas, conexiones artificiales con el Mediterráneo, etc.). La *Abundancia* y *Biomasa* de



Aphanius iberus también muestra diferencias significativas entre los Humedales del entorno, se constata la importancia de las salinas en explotación para su viabilidad: Las Salinas de San Pedro del Pinatar y las Salinas de Marchamalo han presentado los valores más elevados y la menor variabilidad temporal en dichos parámetros.

(4) No obstante, la especie presenta una *Abundancia* y *Biomasa* destacable en, prácticamente, la totalidad de Humedales, así como en las Áreas someras de la propia laguna muy relacionados con éstos. Aunque las Áreas someras pueden conformar hábitats sub-óptimos, la especie ha mostrado una alta capacidad para colonizarlos.

(5) La *Persistencia poblacional* a nivel local de la especie se ve afectada por la tipología de hábitat. En función de distintas aproximaciones – cualitativa, semicuantitativa y cuantitativa – los valores más elevados se muestran en poblaciones localizadas en el interior de los Humedales, presentando los valores inferiores en las Áreas someras propias de la Laguna.

(6) Se han localizado individuos alevines, juveniles y/o adultos de un total de 45 especies que conforman la comunidad acompañante de la especie en el conjunto del área de estudio. Las Familias dominantes en dicha comunidad, Sparidae, Syngnathidae, Gobiidae, Mugilidae y Blenniidae, coinciden con las detectadas en otras lagunas litorales del área circunmediterránea.

(7) La *Riqueza* y *Diversidad* de especies detectada en la comunidad acompañante muestra un gradiente decreciente en función de la tipología de hábitats: Áreas someras de la Laguna > Áreas someras de la laguna propias de humedales > Humedales adyacentes. El interior de Humedales ha mostrado únicamente un 28,9% de la *Riqueza* total.

(8) En las Áreas someras de la laguna, la comunidad acompañante ha presentado un patrón espacial con escasas o nulas diferencias de carácter cuantitativo en su *Riqueza* y *Diversidad*. Sin embargo, los Humedales muestran importantes diferencias, en las Salinas en explotación se han detectado valores significativamente inferiores.

(9) Mediante aproximación cualitativa (*Presencia–Ausencia*), se ha constatado un gradiente significativo de *Uso y Selección de Hábitat* por la especie a escala de macrohábitat: Humedales adyacentes > Áreas someras de la laguna propias de humedales > Áreas someras de la Laguna externas a los humedales. Además, una estacionalidad en el

Uso de Hábitat, caracterizada por disminuciones invernales en la frecuencia de aparición de la especie, se muestra de forma más clara en Áreas someras de la Laguna, incluidas o no en los Humedales. La presencia en Humedales es prácticamente continua a lo largo de las estaciones de estudio.

(10) La aproximación cuantitativa (*Abundancia* y *Biomasa*) sobre el *Uso y Selección de Hábitat*, confirma los resultados obtenidos cualitativamente. De forma significativa, los Humedales adyacentes y Áreas someras de la laguna propias de éstos, muestran mayor *Abundancia* y *Biomasa* de la especie que las Áreas someras de la laguna no incluidas en humedales. Estas últimas corresponden, mayoritariamente, con zonas de mayor impacto derivado de la gestión turística. También se ha constatado una estacionalidad significativa de la abundancia y biomasa de la especie con importantes incrementos estivales y decrementos invernales en las Áreas someras de la laguna. Si bien, producto del posible efecto refugio para la especie que ejercen los Humedales, en éstos los decrementos invernales son poco significativos.

(11) El análisis de tendencias en el *Uso y Selección de Hábitat* muestra una propensión de la especie a localizar sus *Poblaciones locales* en zonas con una *Riqueza* y *Diversidad* de la comunidad acompañante baja. Las Poblaciones locales de *Aphanius iberus* con mayor *Abundancia*, mayor *Biomasa* y mayor grado de *Persistencia poblacional* tienden a localizarse en hábitats con una menor riqueza de alevines, juveniles o adultos de peces de pequeña talla. Esta tendencia puede estar relacionada con la posible disminución de interacciones competitivas. Si bien, la tipología de hábitat también muestra efectos a valorar, ya que poblaciones localizadas en zonas con *Riqueza* y *Diversidad* de la comunidad acompañante similar, muestran diferencias entre aquellas presentes en Humedales, con valores más altos de persistencia, y las localizadas en Áreas someras de la laguna no incluidas en humedales, con los valores más bajos de persistencia.

(12) Del análisis conjunto con los parámetros descriptores de las poblaciones y de la comunidad, junto con las tipologías de hábitat, puede interpretarse la existencia de, al menos, 4 *Tipos o Grupos de Poblaciones locales* de *Aphanius iberus* en el Mar Menor y su entorno: (Tipo I) Poblaciones con un estatus excelente, localizadas en hábitats prácticamente ideales para su dinámica; (Tipo II) Poblaciones en un estatus bueno, ubicadas en hábitats óptimos; (Tipo III) Poblaciones con un estatus medio que persisten en hábitats subóptimos; y (Tipo IV)

Poblaciones con un estatus malo conformadas por pequeños grupos de individuos con una persistencia baja en hábitats no óptimos.

(13) El Grupo I está conformado por las dos únicas poblaciones localizadas en *Humedales con salinas en explotación* (San Pedro del Pinatar y Marchamalo). Estos hábitats, *a priori*, presentan condiciones abióticas y bióticas ideales para su dinámica a nivel local. En consecuencia, la probabilidad de desaparición o extinción local de la misma, en relación a su dinámica poblacional, debe considerarse nula o muy baja.

(14) El Grupo II está conformado mayoritariamente por el resto de poblaciones localizadas en Humedales adyacentes y las Áreas someras con mayor grado de naturalidad del perímetro lagunar [La Encañizada, Punta Lengua de Vaca, Lo Poyo, El Carmolí, Humedal y Carrizal litoral de los Alcázares, Humedal y Carrizal de la Hita, Zona litoral de la Academia General del Aire (San Javier)]. Estos hábitats muestran condicionantes abióticos con mayor variabilidad y bióticos que reflejan mayores niveles de competencia interespecífica, que deben afectar su dinámica poblacional a nivel local. No obstante, en función de los resultados sobre dicha dinámica, conforman o albergan hábitats óptimos y, por tanto, la probabilidad de desaparición o extinción local de la especie debe considerarse baja.

(15) El Grupo III, con la excepción de una subpoblación ubicada en la zona Sur-oriental de la laguna, está conformado por poblaciones detectadas exclusivamente en Áreas someras de la zona occidental y Norte de la laguna. Presentan niveles medios de *Abundancia* y *Biomasa* pero con una *Persistencia poblacional* baja. Éstas áreas conforman hábitats subóptimos para la especie (= *Mesohábitats refugio*) que tiende a localizarse en zonas puntuales aisladas entre sí. Están caracterizados por escasa circulación de agua, predominio de sustratos finos (limosos o arenosos) y acumulo superficial de algas o presencia de pequeñas manchas de recubrimiento de macrófitos acuáticos. La probabilidad de extinción local de la especie en relación a su dinámica poblacional, aumenta en comparación con los Grupos I y II, en consecuencia, debe considerarse moderada.

(16) El Grupo IV presenta las poblaciones con el peor estatus, localizadas en Áreas someras de la propia laguna de la zona oriental y Sur. Son zonas con presencias ocasionales o los menores niveles de *Abundancia* y *Biomasa*, es decir, un nivel de *Persistencia poblacional* muy bajo que se traduce en la presencia de extinciones a nivel local.

Muestran ausencia o baja presencia de *Mesohabitats refugio* y los impactos derivados la gestión turística de la laguna son máximos; además son las zonas con mayores niveles de competencia interespecífica potencial producto de la mayor diversidad de especies acompañantes. La probabilidad de desaparición o extinción local de la especie, en relación a su dinámica poblacional, debe considerarse alta.

(17) Los *Tipos de Poblaciones locales* de *Aphanius iberus* en el Mar Menor y su entorno cumplen, en mayor o menor grado, criterios cualitativos que confirman la hipótesis de una *Estructura y Dinámica Metapoblacional* de la especie en el área de estudio. De acuerdo con Holyoak & Ray (1999), los criterios aludidos son: (I) Independencia espacial entre las Poblaciones locales detectadas; (II) Determinadas Poblaciones locales de *Aphanius iberus* del Mar Menor y su entorno presentan procesos de extinción local y recolonizaciones posteriores; (III) Presencia de *Efecto rescate* (*sensu* UICN 2003) como el proceso más probable para explicar las recolonizaciones; (IV) Las *Poblaciones* locales muestran efectos en su dinámica derivados de su tamaño; (V) Presencia de una *Demografía Específica de Hábitat* (*sensu* Meffe & Carroll 1997); y (VI) Dinámica entre las poblaciones locales inducida por variaciones temporales en la productividad de los distintos hábitats.

(18) En función del cumplimiento de los criterios expuestos en el punto anterior, se propone un *Modelo Conceptual Hipotético (MCH)* de *Estructura y Dinámica tipo Metapoblacional* para *Aphanius iberus* en el Mar Menor y su entorno. Este *MCH* propone la presencia de un total de 8 Poblaciones Fuente para el área de estudio.

Referencias Bibliográficas

- Able KW. 1990. Life history patterns of New Jersey salt marsh killifishes. *Bulletin of the New Jersey Academy of Science* 35: 23-30.
- 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.
- Alongi DM. 1998. Coastal Ecosystem Processes. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- 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.
- Arias AM & P Drake 1990. Estados juveniles de la Ictiofauna de los caños de las Salinas de la Bahía de Cádiz. Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Cádiz.
- Armstrong DP. 2004. Integrating the Metapopulation and Habitat Paradigms for Understanding Broad-Scale Declines of Species. *Conservation Biology* 19: 1402-1410.
- 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.
- 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.
- Barcala E. 1999. *Estudio ecológico de la fauna ictiológica del Mar Menor*. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- Bauchot ML & A Pras. 1993. *Guía de los Peces de Mar de España y de Europa*. OMEGA SA (Eds). Barcelona.
- Boorman SA & PR Levitt. 1973. Group selection on the boundary of a stable population. *Theoretical Population Biology* 4: 85-128.
- Burel F & J Baudry. 2002. *Ecología del Paisaje*. Mundiprensa (Ed). Barcelona.
- Calvín JC (Ed). 2003. *Fondos marinos de Murcia: Tipos, paisajes, flora y fauna, estado de conservación y mejores inmersiones*. Novograf, S.A. Murcia.
- Casado S & C Montes. 1995. *Guía de los lagos y humedales de España*. J M Reyero (Ed). Madrid.
- Caughley G. 1994. Directions in conservation biology. *Journal of Animal Ecology* 63: 215-244.
- Clark CW & ML Rosenzweig. 1994. Extirpation and colonization processes: parameter estimates from sporadic surveys. *American Naturalist* 143: 583-596.
- Cooper AB & M Mangel. 1999. The dangers of ignoring metapopulation structure for the conservation of salmonids. *Fishery Bulletin* 97: 213-226.
- Corbera J, A Sabatés & A García-Rubies. 1993. *Peces de Mar de la Península Ibérica*. Planeta SA (Eds). Barcelona.
- Day JW, CAS may, WM Kemp & A Yáñez-Arancibia. 1989. *Estuarine Ecology*. John Wiley & Sons (Eds). New York.
- De Sostoa A. 1986. *La Comunidad de peces del Delta del Ebro*. Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona. Barcelona.
- Doadrio I (Ed.). 2002. *Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España*. CSIC y Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- 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.
- 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, M Torralva, FJ Oliva-Paterna & R Pintos. 1999.** Caracterización ecológica del hábitat del fartet (*Lebias ibera*, Valenciennes, 1846) en una pequeña cuenca hidrográfica del bajo Guadalquivir. En: *Peces Ciprinodóntidos Ibéricos: Fartet y Samaruc. Monografía*. Planelles M (Coord). Generalitat Valenciana. Valencia.
- Fernández-Delgado C, P Drake, A Arias & D García. 2000.** *Peces de Doñana y su entorno*. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente (Ed). Madrid.
- Galzin R. 1987.** Structure of fish communities of French Polynesia coral reefs. I Spatial scales. *Marine Ecology Progress Series* 41: 129-136.
- García-Berthou E. 1990.** *Ecología del Fartet Aphanis iberus (Cyprinodontidae), als Aiguamolls de l'Alt Ampordà*. Tesis de licenciatura, Universitat Autònoma de Barcelona. Barcelona.
- García-Berthou E & R Moreno-Amich. 1992.** Age and growth of an Iberian cyprinodont, *Aphanis iberus* (Cuv. & Val.), in its most northerly population. *Journal of Fish Biology* 40: 929-937.
- García-Berthou E & R Moreno-Amich. 1999.** Ecología y Conservación del Fartet (*Lebias ibera*) en las Marismas del Ampurdán (Cataluña). En: *Peces Ciprinodóntidos Ibéricos: Fartet y Samaruc. Monografía*. Planelles M (Coord). Generalitat Valenciana. Valencia.
- 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, C Fernández-Delgado, Q Pou, D Boix & R. Moreno-Amich. 1999.** Edad y Crecimiento del Fartet, *Lebias ibera* 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-Charton JA. 1999.** *Estructura espacial, dinámica temporal y hábitat del doblamiento de peces litorales mediterráneos*. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia. Murcia.
- Gaston KJ. 2003.** *The structure and dynamics of geographic ranges*. Oxford University Press (Ed). London.
- Garret GP. 1982.** Species specificity in the mating systems of *Cyprinodon variegatus* and *Cyprinodon Bovinus*. *Proceedings of the Desert Fishes Council* II: 54-59.
- Gauch HG. 1982.** *Multivariate analysis in community ecology*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Gergel SE, MG Turner, JR Miller, JM Melack & EH Stanley. 2002.** Landscape indicators of human impacts to riverine systems. *Aquatic Science* 64: 118-128.
- Gilpin ME & I Hanski. 1991.** *Metapopulation Dynamics: Empirical and Theoretical Investigations*. Academic Press, San Diego.
- González-Bernáldez F. 1989.** Ecosistemas áridos y endorreicos españoles. En: *Zonas áridas en España*. Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales (Ed). Madrid.
- Gotelli NJ & WG Kelley. 1993.** A general model of metapopulation dynamics. *Oikos* 68: 36-44.
- Gotelli NJ & CM Taylor. 1999.** Testing metapopulation models with stream-fish assemblages. *Evolutionary Ecology Research* 1: 835-845.



- Gutiérrez-Estrada JC, J Prenda, FJ Oliva-Paterna & C Fernández-Delgado. 1998.** Distribution and Habitat Preferences of the Introduced Mummichog *Fundulus heteroclitus* (Linnaeus) in the South-western Spain. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 46: 827-835.
- Hammer UT. 1986.** *Saline lakes ecosystems of the world*. Monographic Biologicae. Vol. 59. Dr. W. Junk Publishers (Ed). Dordrecht.
- Hanski I. 1982.** Dynamics of regional distribution: The core and the satellite species hypothesis. *Oikos* 38: 210-221.
- Hanski I. 1998.** Metapopulation Dynamics. *Nature* 396: 41-49.
- Hanski I. 2001.** Spatially realistic theory of metapopulation ecology. *Naturwissenschaften* 88: 372-381.
- Hanski I & ME Gilpin. 1991.** Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. En: *Metapopulation Dynamics: Empirical and Theoretical Investigations*. Gilpin ME & I Hanski (Eds). Academic Press, San Diego.
- Hanski I & M Gyllenber. 1993.** Two general metapopulation models and the core-satellite species hypothesis. *American Naturalists* 142: 17-41.
- Hanski I & ME Gilpin (Eds). 1997.** *Metapopulation biology: ecology, genetics and evolution*. Academic Press. San Diego.
- Hanski I & D Simberloff. 1997.** The metapopulation approach, its history and conceptual domain, and application to conservation. En: *Metapopulation Dynamics: Empirical and Theoretical Investigations*. Gilpin ME & I Hanski (Eds). Academic Press, San Diego.
- Harrison S & A Taylor. 1997.** Empirical evidence for metapopulation dynamics: a critical review. En: *Metapopulation biology: ecology, genetics and evolution*. Hanski I & ME Gilpin (Eds). Academic Press. San Diego.
- Harrison TD, AEL Ramm & EC Cerff. 1986.** A low-cost effective trap for use in sampling aquatic fauna. *Aquaculture* 58: 145-149.
- Hickman CP, LS Roberts & A Larson. 2002.** *Principios Integrales de Zoología*. McGraw-Hill Interamericana Editores, S.A. España.
- Holyoak M & C Ray. 1999.** A roadmap for metapopulation research. *Ecology Letters* 2: 273-275.
- Hughes RM & JR Gammon. 1987.** Longitudinal changes in fish assemblages and water quality in the Willamette River, Oregon. *Transactions of the American Fishery Society* 116: 196-209.
- UICN. 2003.** *Directrices para emplear los criterios de la Lista Roja de la UICN a nivel regional: Versión 3.0*. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido.
- Jakob EM, SD Marshall & GW Uetz. 1996.** Estimating fitness: a comparison of body condition indices. *Oikos* 77: 61-67.
- Kendall AW, EH Ahlstrom & HG Moser. 1984.** Early life history stages of fishes and their characters. En: *Ontogeny and Systematics of Fishes*. Moser HG, W Richards, DM Cohen, MP Fahay, AW Kendall & SL Richardson (Eds). American Society of Ichthyologists and Herpetologists. La Jolla. California.
- Kritzer JP & PF Sale. 2004.** Metapopulation ecology in the sea: from Levins' model to marine ecology and fisheries science. *Fish and Fisheries* 5: 131-140.
- Koutrakis ET, AC Tsikliras & AI Sinis. 2005** Temporal variability of the ichthyofauna in a Northern Aegean coastal lagoon (Greece). Influence of environmental factors. *Hydrobiologia* 543: 245-257.
- Lafferty KD, CC Swift & RF Ambrose. 1999.** Extirpation and Recolonization in a Metapopulation of an Endangered Fish, the Tidewater Goby. *Conservation Biology* 13: 1447-1453.
- Levins R. 1969.** Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America* 15: 237-240.

- Levins R. 1970.** Extinction. En: *Some Mathematical Problems in Biology*. Desternhaber M (Ed). American Mathematical Society. Providence.
- Lloret J, A Marin, L Marin-Guirao & J Velasco. 2005.** Changes in macrophytes distribution in a hypersaline coastal lagoon associated with the development of intensively irrigated agriculture. *Ocean & Coastal Management* 48: 828-842.
- López-Bermúdez F, L Ramírez & P Martín de Agar. 1981.** Análisis integral de medio natural en la planificación territorial: el ejemplo del Mar Menor. *Murcia* VII: 11-18.
- MacArthur RH & EO Wilson. 1967.** The Theory of island biogeography. Princento University Press, Princenton, New Jersey.
- Malavasi S, R Fiorin, A Franco, P Franzoi, A Granzotto, F Riccato & D Mainardi. 2004.** Fish assemblages of Venice Lagoon shallow waters: an analysis based on species, families and functional guilds. *Journal of Marine Systems* 51: 19-31.
- Margalef R. 1980.** *Ecología*. Ediciones Omega SA. Barcelona.
- Margalef R. 1983.** *Limnología*. Ediciones Omega SA. Barcelona.
- Mariani S. 2001.** Can spatial distribution of ichthyofauna describe marine influence on coastal lagoons? A central Mediterranean case study. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 52: 261-267.
- Martínez J, MA Esteve, F Robledano, MT Pardo & MF Carreño. 2005.** Aquatic birds as bioindicators of trophic changes and ecosystem deterioration in the Mar Menor lagoon (SE Spain). *Hydrobiologia* 550: 221-235.
- Mas J. 1981.** Notas sobre la situación actual de localidades de ciprinodóntidos y familias afines en el levante de la Península Ibérica. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía* 6: 215-221.
- Mas J. 1994.** *El Mar Menor. Relaciones, diferencias y afinidades entre la laguna costera y el Mar Mediterráneo adyacente*. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid.
- Matthews WJ. 1998.** *Patterns in Freshwater Fish Ecology*. Chapman & Hall. New York.
- McCullough DR. 1996.** Introduction. En: *Metapopulation and Wildlife Conservation*. McCullough DR (Ed). Island Press. Washington.
- Meffe GK & CR Carroll (Eds). 1994.** *Principles of Conservation Biology*. Sinauer Associates, INC. Sunderland, Massachusetts.
- Meffe GK & CR Carroll (Eds). 1997.** *Principles of Conservation Biology* (2nd Edition). Sinauer Associates, Inc. Sunderland, Massachusetts.
- Meffe GK & FF Snelson (Eds). 1989.** Ecology and Evolution of Livebearing Fishes (Poeliliidae). Prentice-Hall International. Englewood Cliffs, New Jersey.
- Meire PM & J Dereu. 1990.** Use of the Abundance/Biomass comparison method for detecting environmental stress: some considerations based on intertidal macrozoobenthos and bird communities. *Journal of Applied Ichthyology* 27: 210-213.
- Minckley WL & JE Deacon. 1991.** *Battle against Extinction. Native Fish Management in the American West*. W.L. Minckley & J.E. Deacon, Editors. The University of Arizona Press. Tucson, Arizona.
- Moreno-Amich R, M Planelles, C Fernández-Delgado & E García-Berthou. 1999a.** Distribución Geográfica de los ciprinodontiformes en la Península ibérica. En: *Peces Ciprinodóntidos Ibéricos: Fartet y Samaruc. Monografía*. Planelles M (Coord). Generalitat Valenciana. Valencia.
- Moreno-Amich R, Q Pou, X Quintana & E García-Berthou. 1999b.** Efecto de la Regulación Hídrica en la conservación del Fartet (*Lebias iberica*) en Aiguamolls de l'Empordà: Importancia de los refugios de población. En: *Peces Ciprinodóntidos Ibéricos: Fartet y Samaruc. Monografía*. Planelles M (Coord). Generalitat Valenciana. Valencia.
- Moreno-Amich R, Q Pou, X Quintana & E García-Berthou. 2000.** Ecología y Conservación del Fartet (*Lebias iberica* = *Aphanius iberus*) en las Marismas del Ampurán (Cataluña): Efecto de la regulación hídrica e importancia de los refugios de población. X Congreso de la AEL y II Ibérico de Limnología. Junio de 2000. Valencia.



- Moyle PB & JJ Cech. 1982. *Fishes: An Introduction to Ichthyology*. Prentice Hall, Inc. Englewood Cliffs, New Jersey.
- Nielsen L. 1983. Variation in the catchability of yellow perch in a Otter trawl. *Transaction of the American Fishery Society* 112: 53-59.
- Nikolsky GV. 1963. *The Ecology of fishes*. Academic Press (Ed). London and New York.
- Oliva-Paterna FJ, A Andreu, PA Miñano, D.Verdíell, A Caballero, A Egea, JA de Maya, A Ruiz-Navarro & M Torralva. 2003a. Ictiofauna de zonas someras del Mar Menor (SE Península Ibérica): Especies con presencia de alevines y juveniles. *Anales de Biología* 25: 206-208.
- Oliva-Paterna FJ, A Andreu, D Verdíell, A Caballero, A Egea, JA de Maya, PA Miñano & M Torralva. 2003b. La comunidad íctica de la zona intermareal de la laguna del Mar Menor (SE, España): Abundancia y Biomasa de estados alevines y juveniles. XV Biental de la Real Sociedad Española de Historia Natural, Septiembre de 2003. La Coruña.
- Oliva-Paterna FJ, A Andreu, PA Miñano, D Verdíell, A Egea, JA de Maya, A Ruiz-Navarro, J García-Alonso, C Fernández-Delgado & M Torralva. 2005. YOY fish species richness in the littoral shallows of the meso-saline coastal lagoon (Mar Menor, Mediterranean coast of the Iberian Peninsula). *Journal of Applied Ichthyology* 21.
- Oliva-Paterna FJ, M Torralva & C Fernández-Delgado. 2006a. Threatened Fishes of the World: *Aphanius iberus* (Cuvier & Valenciennes, 1846) (Cyprinodontidae). *Environmental Biology of Fishes* 75: 307-309.
- Oliva-Paterna FJ, I Doadrio & C Fernández-Delgado. 2006b. Threatened Fishes of the World: *Aphanius baeticus* (Doadrio, Carmona & Fernández-Delgado, 2002) (Cyprinodontidae). *Environmental Biology of Fishes*. Aceptado en Prensa.
- Oltra R & R Todolí. 2000. Reproduction of the endangered killifish *Aphanius iberus* at different salinities. *Environmental Biology of Fishes* 57: 113-115.
- Pampoulie C, K Lindström & CM Mary. 2004. Have your cake and eat it too: male and sand gobies show more parental care in the presence of female partners. *Behavioral Ecology* 14(2): 199-204.
- Pérez-Ruzafa A. 1989. *Estudio ecológico y bionómico de los poblamientos bentónicos del Mar Menor*. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia. Murcia.
- Pérez-Ruzafa A & C Marcos. 1993. La teoría del confinamiento como modelo para explicar la estructura y zonación horizontal de las comunidades bentónicas en las lagunas costeras. *Publicaciones Especiales del Instituto Español de Oceanografía* 11: 347-358.
- Pérez-Ruzafa A & R Aragón. 2002. Implicaciones del uso y la gestión de las aguas subterráneas en el funcionamiento de la red trófica de una laguna costera. En: *Conflictos entre el desarrollo de las aguas subterráneas y la conservación de los humedales: litoral mediterráneo*. Fórnés JM & MR Llamas (Eds). Fundación Marcelino Botín – Mundiprensa. Madrid.
- Pérez-Ruzafa A & C Marcos. 2003. El Mar Menor. En: *Los Recursos Naturales de la Región de Murcia: Un Análisis Interdisciplinar*. Esteve MA, M Llorés & C Marínez (Eds). Servicio de Publicaciones de la Universidad de Murcia. Murcia.
- Pérez-Ruzafa A, C Marcos, I Pérez-Ruzafa & JD Ros. 1987. Evolución de las características ambientales y de los poblamientos del Mar Menor (Murcia, SE España). *Anales de Biología* 12: 53-65.
- Pérez-Ruzafa A, JD Ros, C Marcos, R Ballester & I Pérez-Ruzafa. 1989. Distribution and Biomass of the macrophyte beds in a hypersaline coastal lagoon (the Mar Menor, SE Spain), and its recent evolution following major environmental changes. En: *International Workshop on Posidonia beds, 2*. GIS Posidonie, Marseille.
- Pérez-Ruzafa, A, S Navarro, A Barba, C Marcos, MA Cámara & F Salas. 2000. Presence of pesticides throughout trophic compartments of the food web in the Mar Menor Lagoon. *Marine Pollution Bulletin* 40: 140-151.

- Pérez-Ruzafa, A, J Gilabert, JM Gutiérrez, AI Fernández, C Marcos & S Sabah. 2002.** Evidence of a planktonic food web response to changes in nutrient input dynamics in the Mar Menor coastal lagoon, Spain. *Hydrobiologia* 475/476: 359-369.
- Pérez-Ruzafa A, JI Quispe-Becerra, JA García-Charton & C Marcos. 2004.** Composition, structure and distribution of the ichthyoplankton in a Mediterranean coastal lagoon. *Journal of Fish Biology* 2: 202-218.
- Pérez-Ruzafa A, C Marcos & J Gilabert. 2005a.** The Ecology of the Mar Menor Coastal Lagoon: A Fast Changing Ecosystem under Human pressure. En: *Coastal lagoons. Ecosystem processes and modelling for sustainable use and developments*. Gönöncü IE & JP Wolflin (Eds). CRS Press. Boca Raton.
- Pérez-Ruzafa A, JA García-Charton, E Barcala & C. Marcos. 2005b.** Changes in benthic fish assemblages as a consequence of coastal works in a coastal lagoon : The Mar Menor (Spain, Western Mediterranean) *Marine Pollution Bulletin*.
- Pérez-Ruzafa A, AI Fernández, C Marcos, J Gilabert, JI Quispe & JA Charton. 2005c.** Spatial and temporal variations of hydrological conditions, nutrients and chlorophyll *a* in a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, Spain). *Hydrobiologia* 550: 11-27.
- Pfister CA. 1998.** Extinction, colonization, and species occupancy in tidepool fishes. *Oecologia* 114: 118-126.
- Pineda FD, JM de Miguel, MA Casado & J Montalvo (Eds). 2002.** *La Diversidad Biológica de España*. Pearson Educación SA. Madrid.
- Pou Q. 2004.** Ecología demogràfica de la Perca Americana (*Micropterus salmoides*) a l'Estany de Banyoles. Tesis doctoral. Universitat de Girona. Girona.
- Primack RB. 1998.** *Essentials of Conservation Biology*. Sinauer Associates (Ed). Sunderland, Massachusetts.
- 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.
- Pulliam HR. 1988.** Sources, sinks, and population regulation. *American Naturalists* 132: 652-661.
- Quinn GP & MJ Keough. 2002.** *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Rabinowitz D, S Cairns & T Dillon. 1986.** Seven forms of rarity and their frequency in the flora of the British Isles. En: *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Soule ME (Ed). Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Massachusetts.
- Rahel FJ. 1990.** The hierarchical nature of community persistence: a problem of scale. *American Naturalist* 136: 328-344.
- Ramírez-Díaz L, MA Esteve, Robledano F & V Hernández. 1992.** *La Naturaleza de Murcia*. Repsol SA (Ed). Madrid.
- Ramos C & A Pérez-Ruzafa. 1985.** Contribución al conocimiento de la ictiofauna bentónica del Mar Menor (SE de España) y su distribución bionómica. *Anales de Biología (Biología Ambiental 4)*: 49-55.
- 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.
- Rosique MJ. 2000.** *Recopilación y Análisis de los trabajos existentes sobre el Mar Menor*. Documento Técnico. Centro Oceanográfico de Murcia. Instituto Español de Oceanografía. San Pedro del Pinatar.
- Sanz-Brau A. 1985.** Límites de hiperhalinidad de los ciprinodóntidos ibéricos. *Doñana, Acta Vertebrata* 12 (1): 166-170.
- Schaller G (Ed). 1993.** *The last Panda*. University of Chicago Press. Chicago.
- Semdbol RK, A McPherson, MM Hansen & E Kenchington. 2002.** Myths and moderation in marine "metapopulations"? *Fish and Fisheries* 3: 20-35.



- Smith KJ & KW Able. 1994.** Salt-Marsh Tide Pools as Winter Refuges for the Mummichog, *Fundulus heteroclitus*, in New Jersey. *Estuaries* 17(1B): 226-234.
- Stearns SC. 1976.** Life-history tactics: a review of the ideas. *O. Review in Biology* 51(1): 3-47.
- Sutherland WJ. 2000.** *The Conservation Handbook. Research, Management and Policy.* Blackwell Science. United Kingdom.
- Targett TE. 1978.** Respiratory metabolism of temperature acclimated *Fundulus heteroclitus* (L.): Zones of compensation and dependence. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 32: 197-206.
- Thiel R, H Cabral & MJ Costa. 2003.** Composition, temporal changes and ecological guide classification of the ichthyofaunas of large European estuaries – a comparison between the Tagus (Portugal) and the Elbe (Germany). *Journal of Applied Ichthyology* 19: 330–342.
- 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.
- Underwood AJ. 1997.** *Experiments in Ecology.* Cambridge University Press. Cambridge.
- 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. 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.
- Vargas MJ & A De Sostoa. 1999.** Ecología Trófica del Fartet, *Lebias iberica*, en el Delta del Ebro. En: *Peces Ciprinodóntidos Ibéricos: Fartet y Samaruc. Monografía.* Planelles M (Coord). Generalitat Valenciana. Valencia.
- Verdiell-Cubedo D, FJ Oliva-Paterna & M Torralva. 2006a.** Condition of *Salaria pavo* in the Mar Menor coastal lagoon (SE Iberian Peninsula): Potential influence of environmental variables on juveniles. *Journal of Applied Ichthyology* 22: 1-7.
- Verdiell-Cubedo D, FJ Oliva-Paterna & M Torralva. 2006b.** Condition of *Gobius cobitis* (Pallas, 1811) juveniles in the Mar Menor coastal lagoon (SE Iberian Peninsula): Effects of inter- and intraspecific fish competition. *Scientia Marina: Aceptado en Prensa.*
- Verdiell-Cubedo D, FJ Oliva-Paterna & M Torralva. 2006c.** The effects of competitors on fitness of marbled goby *Pomatoschistus marmoratus* (Pisces: Gobiidae) in the Mar Menor coastal lagoon (SE Iberian Peninsula). *Italian Journal of Zoology.* Aceptado en Prensa.
- 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.
- Visauta B. 1998.** *Análisis estadístico con SPSS para Windows.* McGraw-Hill. Madrid.
- Whitehead PJP, ML Bauchot, JC Hureau, J Nielsen & E Tortonese. 1984.** *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean. Volume I, II and III.* UNESCO, París.
- Williamsom M. 1984.** The measurement of population variability. *Ecological Entomology* 9: 239-241.
- 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.
- Wootton RJ. 1998.** Ecology of Teleost Fishes. Chapman & Hall (Ed). London. pp 386.

