

**Anexo I**

UNIVERSIDAD DE LAS PALMAS  
DE GRAN CANARIA

**D. José Manuel Vergara Martín, SECRETARIO DEL  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA DE LA UNIVERSIDAD DE  
LAS PALMAS DE GRAN CANARIA,**

**CERTIFICA,**

Que el Consejo de Doctores del Departamento en sesión permanente tomó el acuerdo de dar el consentimiento para su tramitación, a la tesis doctoral titulada "Contribución al seguimiento del arrecife artificial de Arguineguín (Gran Canaria, Islas Canarias)" presentada por el doctorando D. Yeray Pérez González y dirigida por el Doctor José Juan Castro Hernández.

Y para que así conste, y a efectos de lo previsto en el Artº 6 del Reglamento para la elaboración, defensa, tribunal y evaluación de tesis doctorales de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, firmo la presente en Las Palmas de Gran Canaria, a 19 de Noviembre de 2015.





UNIVERSIDAD DE LAS PALMAS  
DE GRAN CANARIA

**PROGRAMA DE DOCTORADO: ECOLOGÍA Y GESTIÓN DE RECURSOS VIVOS MARINOS  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA**

**CONTRIBUCIÓN AL ESTUDIO DE LA COMUNIDAD BIOLÓGICA ASOCIADA AL ARRECIFE ARTIFICIAL  
DE ARGUINEGUÍN (GRAN CANARIA, ISLAS CANARIAS) ENTRE 2002 Y 2010**

Tesis Doctoral presentada por D. Yeray Pérez González para la obtención del Doctorado en Medio Ambiente y Gestión de Recursos Marinos en la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria y dirigida por el Dr. José Juan Castro Hernández.

El Director,

El Doctorando,

Las Palmas de Gran Canaria, a 20 de noviembre de 2015





UNIVERSIDAD DE LAS PALMAS  
DE GRAN CANARIA

## TESIS DOCTORAL

---

---

Contribución al estudio de la comunidad biológica  
asociada al arrecife artificial de Arguineguín (Gran  
Canaria, Islas Canarias) entre 2002 y 2010

---

---

Yeray Pérez González

Doctorado en Programa: Ecología y Gestión de los Recursos Vivos Marinos

Facultad de Ciencias del Mar

Universidad de Las Palmas de Gran Canaria

2015



*Mide lo que se pueda medir, y lo que no se pueda,  
hazlo medible*

**Galileo Galilei  
1564-1642**



# Agradecimientos

En primer lugar agradecer a la Viceconsejería de Pesca y Aguas del Gobierno de Canarias, por la confianza depositada en la Sección de Pesca del Grupo de Investigación en Biodiversidad y Conservación de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, a la hora de encargar el seguimiento del arrecife artificial sujeto de este estudio.

Por otro lado, es de merecido agradecimiento la inestimable colaboración de las siguientes personas, Lorena Couce, José Luis Hernández, Ana Malheiro, Eduardo Almonacid, Gonzalo Santana Artiles, Aldo Solari, Concepción Cuyás Lazarich, Unay Gancedo, Vicente Hernández García, Cati, Ricardo Cuzcú, Vanesa, Alberto Crespo, Ana Santana y Trujillo. Y además, muy especialmente a JJ. Castro, pues su ayuda, enseñanza, consejos, momentos e insistencia, contribuyeron al desarrollo de los seguimientos desempeñados y a la realización de este doctorado.

También se merece un especial recordatorio, nuestro buen amigo D. Alejandro Medina, que nos guió con su experiencia y embarcación durante casi 4 años, y con el que aún a día de hoy comparto *historias o batallas pesqueras*. Algunas de las cuáles se vivieron durante las campañas realizadas con el equipo de submarinistas, D. Domingo Castro Arbelo, D. Antonio Betancor Alvarado (Ñito) y D. Miguel A. Hernández. A ellos, gracias, pues me guiaron en la ejecución de las actividades subacuáticas.

Durante la realización de este texto, no he parado de pensar en todo lo aprendido estos años en cuanto a mi desarrollo laboral y personal, en ello, he tenido buenos ejemplos, a los que en ocasiones, por su tenacidad, esfuerzo y colaboración, suelo imitar. Por ello, me gustaría agradecer a Ninoska y Beatriz Pavón, Alberto Bilbao y Leticia Calderín, su apoyo, risas y enseñanzas. También a otros compañeros, que soportan mis "estreses" ocasionales.

Me gustaría agradecer también, el apoyo mostrado por los amigos de siempre, bien relacionados con la facultad o el barrio, Alejandro Ortega, Alex Redondo,

Sandra, Gonzalo, Fito, Bibiana, Lola, Yurena, Nayra, ..., algunos lamentablemente ya no están, como Aarón y Juan Pedro. O los de la iglesia, ellos son tantos que abarcarían más de medio folio, gracias por aguantar mis nervios de estos últimos meses. Como representante de todos ellos, agradecer al Padre D. Agustín Álamo, por adoptarme como nieto durante algunos años, un abrazo. También me gustaría ofrecer un espacio a mis pocos amigos del instituto, dos de ellas han experimentado ser madre hace muy poco, para Jessica y Noe, gracias. Con la Dra. Fabelo comparto una hermandad de más de 20 años de conversación, normalmente telefónica, a ti, me gustaría agradecerte esa chispa, que sin querer, regalas.

Para ir terminando con este apartado, me gustaría agradecer a mi familia todo el apoyo y la ayuda que me ofrecen, a veces a empujones, pero siempre presente, pues sin la insistencia de mi madre, no hubiese acabado la licenciatura. Gracias a mi padre, a Luis, abuelos, algunos primos y tíos. Y por supuesto, reconozco que sin la fortaleza que de pequeño enseñé a mi hermano, y que de grande aprendí de él, quizás este trabajo no hubiese iniciado; pues como él suele predicar, la hermandad es eterna. A todos gracias. Por otro lado, agradecer a mi mujer por haber llevado las riendas la mayor parte de este último año, espero seguir tirando del carro contigo. A mis dos hijos, que sin saber que es una tesis doctoral, me han prestado su tiempo durante estos últimos dos meses, y espero devolverles este periodo con relevantes intereses, en forma de buenos momentos a compartir.

En último lugar, me gustaría dedicar esta tesis a dos de las personas que más me han acercaron al mar, Benigna Matos Santana y Francisco González Borges. La primera, una señora de hogar que se las sabía todas. Mi querida abuela paterna me llevaba de manos por la orilla de la Playa de las Canteras para coger caracoles y caminar, desde los 6 añitos, esos momentos se guardan en donde deben estar. Y a mi muy querido Francisco, a él especialmente dedico esta tesis. Él, nacido a comienzos del siglo veinte, se dedicó a la mar desde muy joven en su isla natal, Lanzarote. Mi abuelo materno, pescador artesanal que portaba unos antebrazos que hablaban por si solos sobre las fatigas de la pesca. De él, recuerdo con mucho cariño las conversaciones sobre tiburones y delfines, abuelo, ahora si te doy la razón, y como ves, aún sigo tu consejo, ¡estudia yeray! ¡A ellos y a Dios, Gracias!

## ÍNDICE

<b>Capítulo 1. Introducción general</b>	<b>1</b>
1.1. Antecedentes .....	1
1.2. Justificación e interés del estudio .....	5
1.3. Objetivos del estudio .....	7
<b>Capítulo 2. Material y método general</b>	<b>9</b>
2.1. Zona de estudio .....	9
2.2. Trabajo de campo .....	13
2.3. Herramientas estadísticas .....	14
2.3.1. Métodos univariantes .....	14
2.3.2. Métodos multivariantes .....	16
2.3.2.1. Elección de la medida de distancia o similitud o disimilitud .....	16
2.3.2.2. Análisis de correspondencia (CA) .....	19
2.3.2.3. Análisis de conglomerados y perfiles de similitud .....	20
2.3.2.4. Análisis multivariante de contraste de hipótesis .....	21
2.3.2.5. Análisis canónico de coordenadas principales (CAP) .....	23
<b>Capítulo 3. Análisis de los censos visuales</b>	<b>25</b>
3.1. Introducción .....	25
3.2. Material y método .....	29
3.2.1. Área de estudio .....	29
3.2.2. Descripción de los censos visuales .....	30
3.2.2.1. Censos visuales – método estacionario .....	30
3.2.2.2. Censos visuales – mediante filmación .....	33
3.2.3. Análisis estadístico .....	34
3.2.3.1. Diseño experimental .....	34
3.2.3.2. Análisis de los datos .....	34
3.2.3.3. Estadística descriptiva .....	35
3.2.3.4. Análisis estadístico: variables de estudio .....	35
3.2.3.5. Análisis estadístico: métodos univariantes y conceptos .....	36
3.2.3.6. Análisis estadístico: métodos multivariantes y conceptos .....	37
3.3. Resultados .....	39
3.3.1. Caracterización de los arrecifes artificiales y sistemas adyacentes .....	39
3.3.1.1. Riqueza y ocurrencia de especies .....	39
3.3.1.2. Densidad de especies .....	48

3.3.1.3. Biomasa estimada .....	60
3.4. Discusión .....	64
3.4.1. Valoración de la riqueza, densidad y biomasa registradas .....	64
3.4.2. Estructura de la comunidad ictiológica observada .....	68
3.5. Conclusiones .....	74
<b>Capítulo 4. Análisis de capturas con nasas</b>	<b>77</b>
4.1. Introducción .....	77
4.2. Material y métodos .....	80
4.2.1. Área de estudio .....	80
4.2.2. Descripción de las pescas .....	81
4.2.3. Asunciones realizadas en cuanto al uso de trampas .....	83
4.2.4. Diseño experimental .....	87
4.2.5. Trabajo de Laboratorio .....	88
4.2.6. Análisis de los datos .....	88
4.2.6.1. Estadística descriptiva .....	89
4.2.6.2. Análisis estadístico: variables de estudio .....	89
4.2.6.3. Análisis estadístico: métodos univariantes .....	90
4.2.6.4. Análisis estadístico: métodos multivariantes .....	91
4.3. Resultados .....	94
4.3.1. Evaluación de la ocurrencia de especies capturadas .....	95
4.3.2. Abundancia registrada en las capturas .....	101
4.3.3. Peso registrado en las capturas .....	109
4.3.4. Comparativa entre ambientes de estudio .....	112
4.3.4.1. Estudio descriptivos de las variables de analizadas .....	113
4.4. Discusión .....	131
4.4.1. Características de los datos registrados .....	131
4.4.2. Co-ocurrencia de especies capturadas .....	136
4.4.3. Comparativa entre los ambientes estudiados .....	139
4.5. Conclusiones .....	142
<b>Capítulo 5. Discusión general</b>	<b>145</b>
<b>Capítulo 6. Referencias bibliográficas</b>	<b>153</b>

## CAPÍTULO 1

# Introducción general

### 1.1. Antecedentes

Desde hace mucho tiempo el hombre ha observado que la pesca resulta más abundante en la proximidad de sustratos fijos, como arrecifes, rocas, algas, pecios, etc., ya que muchas especies de peces presentan un comportamiento de agregación entorno a estas estructuras más o menos complejas tridimensionalmente (Medina, 1992). También influye en ello la mayor estabilidad que presentan en comparación con otro tipo de sustratos, como son las arenas o los cantos rodados, al presentar características que favorecen el asentamiento de diversos organismos (Bohnsack, 1989; Hixon y Beets, 1993).

Esta capacidad de agregar peces probablemente haya determinado que el uso más habitual de los arrecifes artificiales sea el de buscar la mejora de los rendimientos de pesca (Seaman y Jensen, 2000). Así, en la India se lastran árboles para este cometido desde hace 18 siglos (Sanjeeva-Raj, 1996), y en el siglo XVII ya los pescadores japoneses depositaban piedras a escasa profundidad con objeto de incrementar las capturas (Grove y Sonu, 1985). No obstante, los arrecifes artificiales son estructuras que se utilizan con diversos fines (Seaman y Jensen, 2000), entre los que destaca el de ser una herramienta con aplicabilidad en ciertas estrategias de ordenación pesquera (Ogawa, 1973; Guerra-Sierra y Sánchez-Lizaso, 1998; Christian et al., 1998).

En general, un arrecife artificial está formado por unidades básicas o módulos, que se agrupan en estructuras más o menos complejas, los grupos o campos de arrecifes, que pueden estar contruidos con diversos tipos de materiales (Sherman et al., 2001; Seaman y Jensen, 2000).

En el marco de la ordenación pesquera, a grandes rasgos existen dos tipos de arrecifes: (i) los que actúan como atractores-agregadores, o de producción, que se utilizan con el objetivo de incrementar las capturas en su entorno, y (ii) los disuasorios o anti-arrastre cuya finalidad es proteger un determinado área de esta modalidad de pesca (Sánchez-Jerez & Ramos-Espla, 2000). El objetivo de los arrecifes de producción es conseguir la reducción de la mortalidad natural, mediante el ofrecimiento refugio a los juveniles o el aumento la disponibilidad de alimento (Stone, 1971; Kakimoto et al., 1998; Khailov et al., 1999).

Como medida de gestión pesquera, el efecto deseado sería incrementar la abundancia y la productividad de las especies pesqueras a largo plazo (Spanier et al., 2011). No obstante, cuando se crean hábitats artificiales se pueden producir tres tipos de efectos principales sobre la fauna local: (i) redistribución de la biomasa, (ii) agregación, lo que sólo logra aumentar la biomasa explotable, y (iii) un incremento de la biomasa total mediante el aumento de la producción (Polovina, 1991). La redistribución de biomasa asume un efecto mezclado, consistente en la emigración desde, o la inmigración hacia, el arrecife artificial, sin que exista una tendencia dirigida a uno de estos dos movimientos (Spanier et al., 2011). La hipótesis de atracción predice la agregación de organismos hacia el arrecife artificial, no implica nueva producción o reclutamiento en los hábitats naturales, desde los cuáles las especies emigraron al sistema artificial (Spanier et al., 2011). La hipótesis de producción predice la mitigación de la pérdida de fauna en el arrecife natural, por su migración a los artificiales, mediante la incorporación de nueva fauna al sistema natural, y también supone que este proceso de reclutamiento proviene en parte del arrecife artificial, lo que finalmente podría revertir una ganancia total a las poblaciones locales (Spanier et al., 2011).

De acuerdo con la hipótesis de producción, los arrecifes actúan como zonas cuyas poblaciones estables generan nueva biomasa hasta que se alcance la

---

capacidad de carga del sistema. Cuando esto sucede, teóricamente el excedente poblacional migrará paulatinamente hacia las áreas adyacentes al sistema arrecifal y ocupará zonas menos pobladas (similar al "efecto reserva"). De esta forma se pretende alcanzar, a partir de esta estrategia junto con otros planes de gestión y regulación pesquera, el establecimiento de un nivel de explotación de las áreas próximas a los arrecifes que permita una pesquería más sostenible. Sin embargo, es necesario que las áreas arrecifales se encuentren protegidas de esta actividad extractiva, en sus diversas variantes. Cuando esto no sucede, esta estrategia podría desencadenar ciertos problemas relacionados con las especies objeto de pesca y dejar el medio adyacente igual o en peores condiciones que antes de la instalación de los hábitats artificiales (véanse Bohnshack, 1997, Grossman, 1997).

Conocer qué hipótesis de las descritas describe mejor el funcionamiento de un arrecife artificial, en un momento dado, requiere de gran cantidad de información que ha de ser actualizada periódicamente, lo que justifica en gran medida la protección de estas estructuras frente a la incertidumbre del papel que cumplen en el entorno donde se ubican. El Reglamento 1380/2013 de la política pesquera comunitaria establece, en su artículo 8, la intención de reforzar la protección en zonas donde se pruebe la presencia de episodios importantes de reproducción, o presencia de juveniles. En este aspecto, ciertas estructuras artificiales diseñadas explícitamente para mejorar el reclutamiento podrían jugar un papel trascendental. Por ejemplo, los diseños empleados con el propósito de evaluar el reclutamiento de juveniles de langosta cumplirían este papel de áreas de reclutamiento (Spanier et al., 2011).

En España se han venido desarrollando programas de instalación de arrecifes artificiales a partir de la década de 1980, con el objetivo principal de aumentar la pesca y ayudar a la recuperación de la capacidad de producción de determinados caladeros. Por otro lado, los arrecifes también han sido destinados a la protección de zonas de interés ecológico y pesquero, y ayudar así en la repoblación natural de las áreas circundantes (Orden 11/5/82 del Ministerio de Agricultura y Pesca). Esta estrategia, dentro de un marco de gestión pesquera y medioambiental, se ha visto apoyada por el Reglamento de la Comunidad Europea 4028/86, de diciembre de

1986, relativo a las acciones comunitarias para la mejora y adaptación de las estructuras del sector pesquero y de la acuicultura (Ramos et al., 1992).

En el Archipiélago Canario, los primeros trabajos conocidos sobre los biotopos artificiales en Gran Canaria datan de finales de la década de 1980 (Castillo et al., 1987), en relación con una formación constituida por chatarra (fuselajes de aviones, neumáticos, etc.) depositada en la Bahía de Gando (costa este, T.M. de Telde; Gran Canaria, Islas Canarias), a principios de esta década, y que ocupaba un volumen de unos 150 m<sup>3</sup>. En este primer trabajo se realizó un censo de las especies vegetales, invertebrados y peces presentes en el entorno inmediato a las estructuras. Castillo et al. (1987) consideraron que este arrecife era altamente efectivo como atrayente de biomasa, especialmente de alevines de peces.

A partir de 1986 (Decretos 154 y 155; BOCAC 125 de 17 de octubre), el Gobierno de Canarias aplicó una primera medida orientada a regular la explotación pesquera y reducir el impacto de la misma sobre los recursos. Como consecuencia de lo anterior, el Gobierno de Canarias, de entre las diversas estrategias de recuperación de los recursos marinos objeto de la pesca, asociadas a la política local de gestión pesquera, destaca de forma importante la instalación de arrecifes artificiales en varias zonas del Archipiélago. Así, en la actualidad, en las islas existen seis campos de módulos arrecifales (Castro et al., 2007; Fig. 1.1). Los más antiguos se encuentran en el oeste de la isla de La Palma (T.M. de Tazacorte) y en el sur-oeste de Gran Canaria (Arguineguín, T.M. de San Bartolomé de Tirajana), mientras que los más modernos se ubican en el noreste de Lanzarote (Arrieta, T.M. de Haría) y sureste de Fuerteventura (Las Playitas, T.M. de Tuineje). Los dos restantes se ubican en el sureste de Lanzarote, frente a Puerto del Carmen (T.M. de Tías) y Caleta Larga (T.M. de Yaiza). En todos ellos predominan los módulos de atracción-agregación, y buscan incrementar la biomasa mediante la reducción de la mortalidad natural, al ofrecer refugio a alevines y juveniles, y aumentar la disponibilidad de alimento (Stone, 1971; Kakimoto et al., 1998; Johnson, 2001).

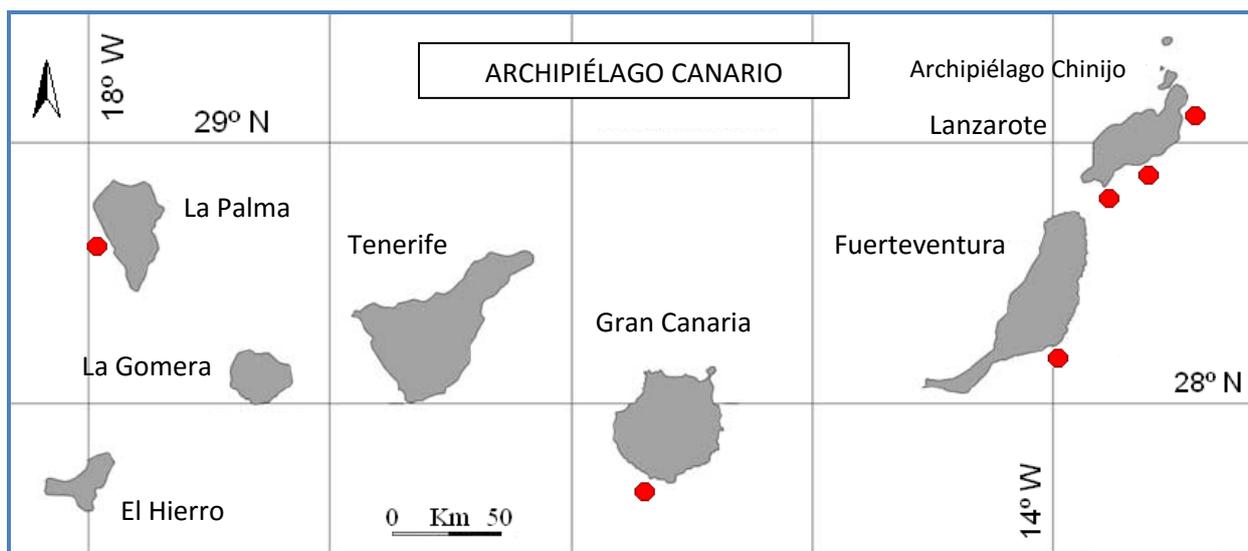


Figura 1.1. Ubicación de los campos de módulos arrecifales en Canarias.

## 1.2. Justificación e interés del estudio

La estrategia de ordenación basada en los arrecifes no debe finalizar con su instalación, sino que debe realizarse un programa de seguimiento de la evolución de la fauna y la flora en el entorno de los mismos, así como evaluar la biomasa agregada y los efectos producidos sobre el entorno ecológico y social más inmediato. En ello, debe nutrirse de fuentes de información relevante. De manera que este seguimiento ha de estar diseñado en un plazo de tiempo más o menos largo, con objeto de poder determinar todas aquellas variables que afectan al arrecife a escalas temporales diferentes (estacionales, anuales y si es posible de mayor periodo), de forma que permitan evaluar cual es la contribución real de los arrecifes a la recuperación de los recursos pesqueros de aguas someras de cada una de las islas.

Como parte del seguimiento de un arrecife artificial, el estudio de las asociaciones de especies en interacción que lo habitan, es decir, de su comunidad biológica (Molles, 2006), busca tanto la descripción de este ente ecológico, como la influencia de las características ambientales en la estructura de las comunidades (Molles, 2006). La estructura de una comunidad incluye atributos como el número de especies, la abundancia relativa y el tipo de especies que la constituyen (Molles,

2006). Por ello, gran parte del trabajo presentado se dedica a la descripción y la comparativa de estas características.

Por otro lado y a una mayor escala espacial, la Directiva 2000/60/CE por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas (Directiva marco de Aguas, DMA), comprende en parte de su ámbito a las aguas costeras e incluye al arrecife artificial de Gran Canaria. La propuesta de seguimiento de las aguas costeras de Gran Canaria incluye la evaluación de la riqueza en poblaciones de macroalgas, y de los invertebrados encontrados en la infauna (Gobierno de Canarias, 2006). La masa de agua costera denominada ES70GCTII, incluye la zona de estudio del trabajo presentado (Gobierno de Canarias, 2006). Además, la Directiva 2008/56/CE por la que se establece un marco de acción comunitaria para la política del medio marino (Directiva marco sobre la estrategia marina, DMEM), basa la determinación del buen estado ambiental en la evaluación de 11 descriptores. Y de estos, el descriptor 1 se dedica a la biodiversidad de los diferentes grupos de especie (incluidos peces y cefalópodos) y el número 3 a las especies marinas explotadas.

A pesar que la DMEM no incluye las aguas costeras en su ámbito, el preámbulo de la Ley 41/2010 de protección del Medio Marino, expone que la DMEM podrá aplicarse en las aguas costeras, si la regulación derivada de la DMA no es suficiente para garantizar el buen estado ambiental de esta parte del medio marino. De hecho, en la propuesta diseñada para el seguimiento del estado ambiental en Canarias (MAGRAMA, 2014<sup>1</sup>), se contemplan los hábitats intermareales. Además, incluyen la valoración de la biodiversidad en ambientes bentónicos rocosos infralitorales, entre los que se encuentran los blanquizales.

Por lo tanto, como parte del seguimiento de arrecifes artificial, o como el aporte de información relacionada con los indicadores descriptores de biodiversidad y de las especies objeto de pesca, el presente estudio ofrece bastante información relacionada. Estas aportaciones pueden contribuir a elaborar los indicadores de

---

<sup>1</sup> <http://www.magrama.gob.es/es/costas/participacion-publica/Programas-seguimiento-EM.aspx>

---

estado ambiental, pues en el diseño de sus escalas de valores, se podrían establecer los necesarios límites locales de los indicadores (Diedrich et al., 2010), en función de los valores de riqueza y de los aspectos relacionados con la pesca, determinados entorno a la Bahía de Santa Águeda.

### 1.3. Objetivos del estudio

Objetivo General:

*Comprobar si el arrecife artificial de la Bahía de Santa Águeda presenta una fauna (peces y cefalópodos) semejante a la del arrecife natural cercano de la Baja de Pasito Blanco. De manera que la información aportada sobre estos sistemas y la pesca artesanal realizada en la zona de estudio contribuyan al seguimiento de la estructura artificial y a la aplicación local de indicadores relacionados con los descriptores de la Directiva Marco de Estrategia Marina.*

Objetivos específicos:

- ✓ *Evaluar los censos visuales realizados en el entorno del arrecife artificial de la Bahía de Santa Águeda, Arguineguín (T.M.: Mogán, Islas Canarias), en lo relativo a la riqueza, densidad de las especies y biomasa agregada, y comparar estos parámetros con otros ecosistemas próximos (un arrecife natural y un fondo arenoso).*
- ✓ *Analizar las capturas con nasas en el entorno al campo de arrecifes artificiales, en lo relativo a la riqueza de especies, abundancia y biomasa, y comparar estos parámetros con los obtenidos de otros ecosistemas próximos (un arrecife natural cercano y un fondo arenoso).*
- ✓ *Comprobar la eficacia de la aplicación de diferentes herramientas estadísticas, univariantes y multivariantes, ante ambos tipos de datos (censos y capturas), y combinar la información que ofrecen los análisis realizados para exponer información útil para la gestión pesquera local.*
- ✓ *Aportar información relevante, en cuanto los descriptores 1 y 3 de la Directiva Marco de Estrategia Marina. Estos se basan, respectivamente, en la biodiversidad de especies y en el seguimiento de las especies objeto de pesca.*



## CAPÍTULO 2

# Material y método general

### 2.1. Zona de estudio

La zona de estudio comprende a un área de aguas someras, de menos de 25 m de profundidad, en la Bahía de Santa Águeda, al suroeste de Gran Canaria (Islas Canarias, Fig. 2.1). En dicha bahía, a unas 2,2 millas de la costa (4,1 Kilómetros aproximadamente), se encuentra instalado un campo de arrecifes artificiales construido con módulos de hormigón armado (Herrera et al., 1995), cuyo establecimiento tuvo lugar en dos fases, en noviembre de 1990 y marzo de 1991 (Haroun et al, 1994).

Además de este ambiente artificial, se estudiaron dos zonas cercanas empleadas como hábitats control: un arrecife natural denominado "marisco de Montesdeoca" o "Baja de Pasito Blanco", frente al Puerto deportivo de Pasito Blanco (Fig. 2.1), situado al este del campo de arrecifes artificiales, y un fondo arenoso (arenal), situado a una distancia intermedia entre ambas formaciones arrecifales. El seguimiento de estas áreas próximas al arrecife artificial, resulta relevante, puesto que conocer como se ven afectados estos fondos por los sistemas artificiales, puede aportar información sobre el efecto que produce la estructura artificial (Osenberg, 2002). Además, la distancia entre las tres zonas es lo suficientemente amplia como para considerarlos sistemas independientes, lo que permitirá discernir entre los efectos debidos a factores que afectan a la comunidad biológica de tipo muy local de aquellos otros de carácter más mesoescalar (p.ej.: procesos de reclutamiento ligados a la estación del año, variaciones climáticas, etc.).

El campo de arrecifes artificiales está constituido por 84 módulos-unidades de hormigón que presentan cinco diferentes tipologías (Fig. 2.2). Aunque se disponen en un área rectangular, no lo hacen de manera diseminada, sino que se localizan en cinco conjuntos separados dentro de la zona de concesión (Haroun et al., 1994).

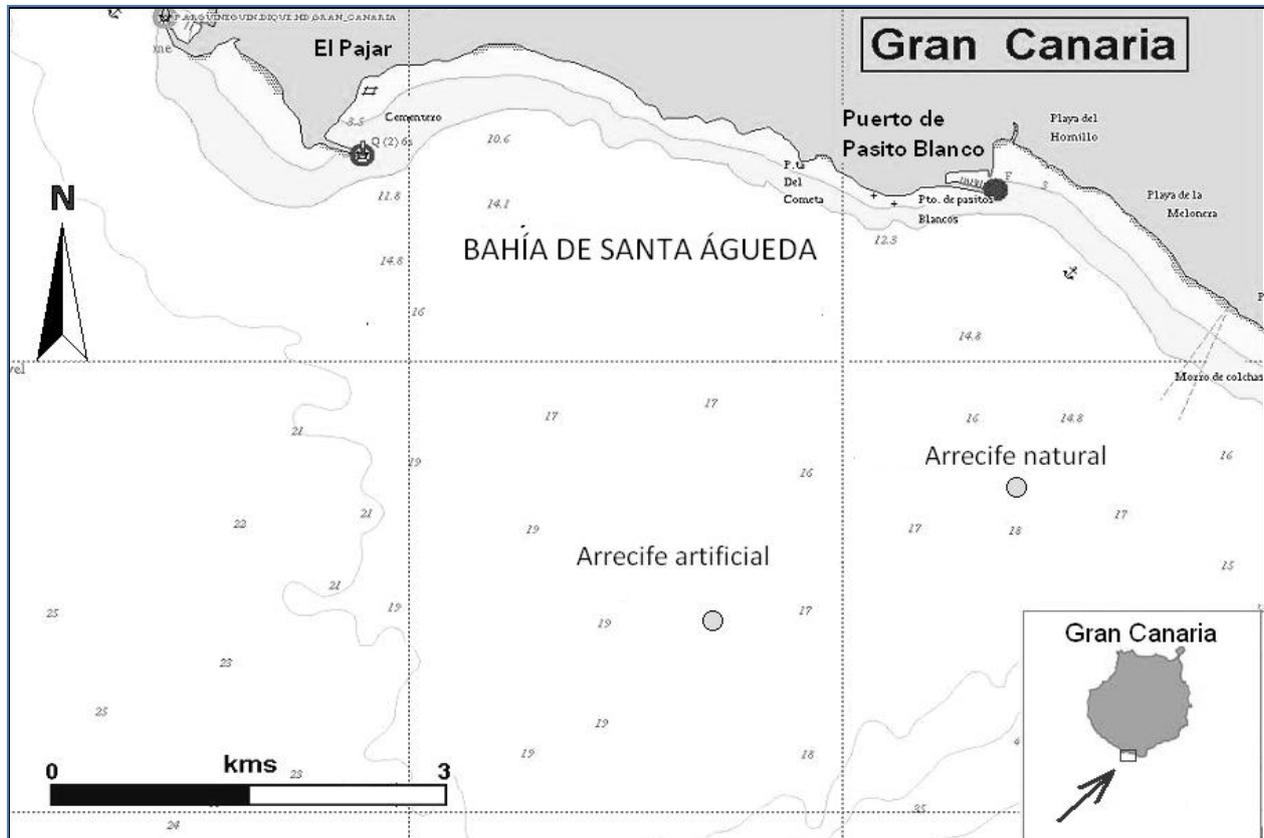


Figura 2.1. Área de estudio en la Bahía de Santa Águeda (suroeste de Gran Canaria).

Los conjuntos de módulos arrecifales presentan cinco tipologías de módulos diferentes. El grupo central (AA3, Tabla 2.1. y Fig. 2.3.), menos numeroso, posee 8 módulos (Fig. 2.2); mientras que los cuatro grupos que lo rodean están conformados por 19 módulos cada uno (Tabla 2.1. y Fig. 2.3.). El grupo central no posee módulos de tipo "antiarrastre" (Fig. 2.2), y consta de dos módulos C1, tres C3, dos T-C y un T6 (Fig. 2.2). Los grupos de 19 módulos presentan las cinco tipologías de módulos de hormigón (Fig. 2.2), cuatro módulos C1, cinco C3, cuatro T-C, dos T6 y cuatro antiarrastres (Fig. 2.2).

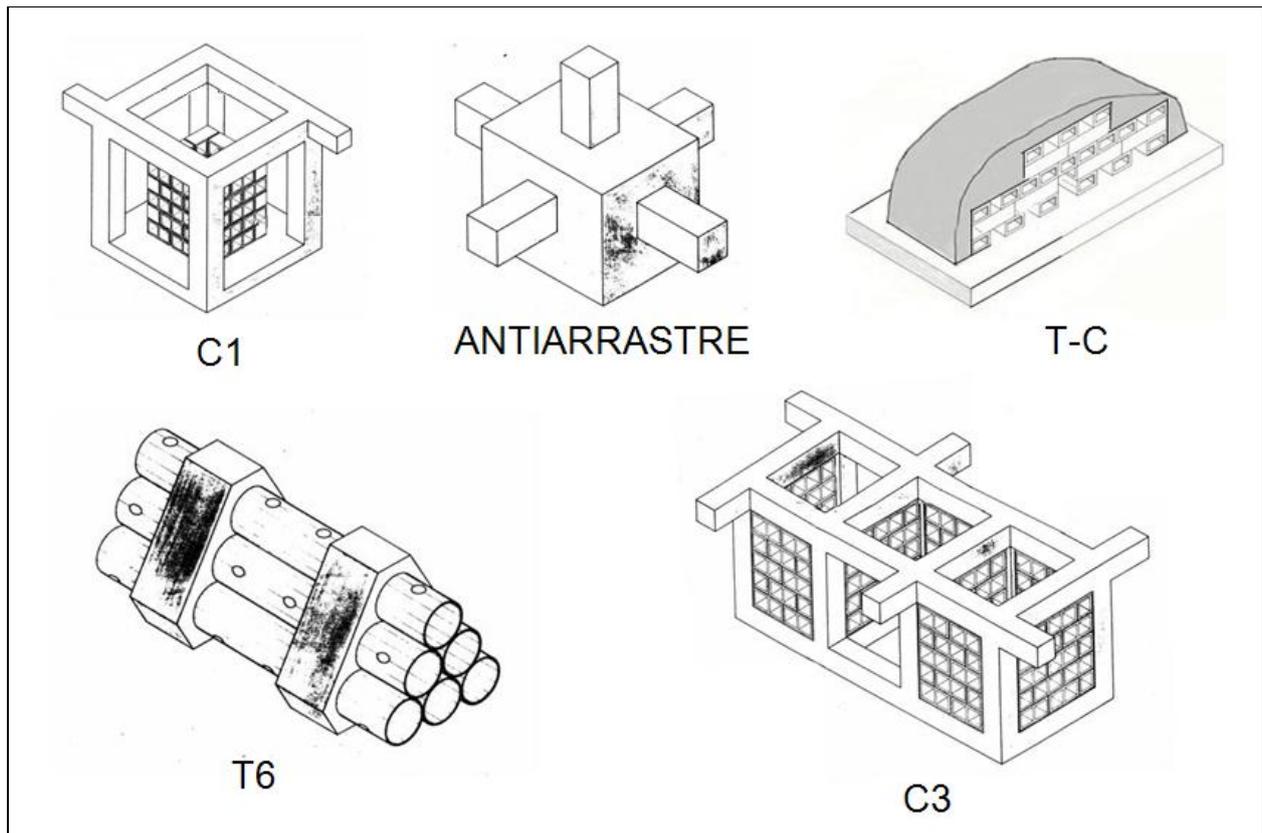
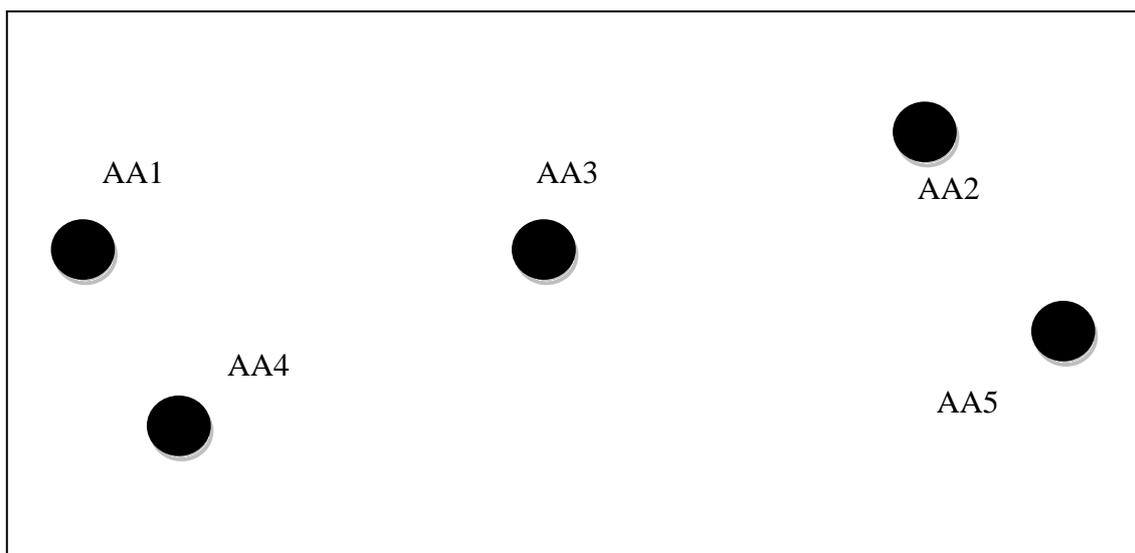


Figura 2.2. Tipología de los módulos que componen el arrecife artificial ubicado en la Bahía de Santa Águeda.

Tabla 2.1. Coordenadas de los conjuntos arrecifales (Sistema de referencia, de Picos de las Nieves o EPSG 4728).

NOMENCLATURA	LATITUD-N	LONGITUD-W
AA1	27° 42,957'	15° 39,026'
AA2	27° 43,034'	15° 38,761'
AA3	27° 42,972'	15° 38,863'
AA4	27° 42,837'	15° 38,956'
AA5	27° 42,891'	15° 38,711'



**Figura 2.3.** Esquema que muestra la posición relativa de los cinco campos de arrecifes artificiales (Bahía de Santa Águeda, Gran Canaria).

En cuanto a los hábitats de control, la Baja de Pasito Blanco es la única formación rocosa de dimensiones importantes, alcanzando aproximadamente 50x100 m<sup>2</sup> (Herrera-Pérez, 1998), y relativamente separada de la zona costera de la Bahía de Santa Águeda. La estructura rocoso-sedimentaria de este hábitat es obviamente diferente de la que presenta el arrecife artificial. Si bien la Baja de Pasito Blanco y cualquiera de los subgrupos periféricos del sistema artificial (con 19 módulos) ocupa una área del mismo orden, el arrecife artificial está compuesto por distintos módulos-unidades separados entre sí (entre 30 y 50 m) por espacios abiertos con fondo arenoso, la Baja es una estructura continua, muy horizontal en la parte superior, a modo de isla rodeada de arena, en cuyos bordes presenta diversos tipos de elementos que dan cobijo a múltiples especies (p.ej.: cornisas, rocas y cuevas).

Por otro lado, en cuanto al fondo sedimentario, aunque presenta una naturaleza relativamente llana. Estos aspectos son muy importantes, puesto que cualquier objeto (como las trampas para peces o los propios módulos), sufre un proceso de acumulación de sedimentos en la zona a resguardo de la corriente dominante y un proceso de desestabilización en la zona opuesta, que en algunos momentos puede colmatar la estructura y no hacerla viables para dar refugio a los diferentes organismos (ver Robichaud, 2000).

## 2.2. Trabajo de campo

El trabajo de campo se desarrolló mediante un equipo constituido por profesionales en actividades subacuáticas, la tripulación de una embarcación artesanal de pequeño calado y el personal investigador.

El principal método de muestreo empleado fue el censo visual mediante equipos de buceo autónomo. Previamente a la realización de los trabajos subacuáticos, hubo un periodo de formación, en el que los investigadores recibieron directrices necesarias para desarrollar las labores de manera segura. Igualmente, los submarinistas fueron entrenados, junto con los investigadores, sobre las técnicas asociadas al censo de especies marinas bento-demersales (identificación y cuantificación), encontradas en aguas Canarias.



**Figura 2.4.** Imagen de una nasa recién levada sobre la borda de la embarcación de trabajo.

Otro método empleado en el estudio han si las campaña de pescas experimentales en la que se emplearon trampas para peces (nasas, Fig. 2.4). La realización de las pescas experimentales fue siempre realizada por pescadores

---

profesionales de la zona. La contribución de ambas partes resultó imprescindible, pues el muestreo debía ser similar a la actividad profesional, a la vez que debía adaptarse a las asunciones del diseño experimental.

## 2.3. Herramientas estadísticas

De las variables de estudio, proveniente de los censos y las nasas, y relacionadas con la riqueza, la abundancia y el peso de las especies, se estimaron estadísticos descriptivos, como la media aritmética, la desviación estándar (D.E.) y el coeficiente de variación. También se determinó el intervalo de confianza de la media, la mediana y los percentiles del 10 y el 90%, para fijar el rango de valores de las variables de estudio que agrupó el 80 % de las cifras.

En relación a los gráficos, se emplearon todos aquellos que ayudasen a visualizar los datos, como los histogramas. Para los datos multivariantes (cada especie considerada una variable), se empleó el correlograma de ocurrencia nula entre especies (Züür et al., 2010). Este tuvo por objeto visualizar hasta que proporción no coinciden las especies en cada muestra (censo o nasa), muy relacionado con el problema de los dobles ceros (Clarke et al., 2006) y su implicación en los análisis de similitud (Legendre y Legendre, 2012), temas que se tratan en los siguientes apartados.

### 2.3.1. Métodos univariantes

Las variables a estudio se compararon mediante un análisis ANOVA de dos vías, para comprobar si había diferencias entre las cifras promedias de estos parámetros, según el diseño experimental adoptado. El método ANOVA es robusto a la falta de normalidad de los datos, e incluso heterogeneidad de la varianza cuando los diseños experimentales son quasi-equilibrados (número de muestras semejante) (Peña-Sánchez de Ribera, 2010). Se estimó la normalidad de las variables mediante la prueba de Kolmogorov-Smirnov, como información en cuanto al comportamiento de los datos (Peña-Sánchez de Ribera, 2010).

El ANOVA se realizó con el programa PERMANOVA (versión FORTRAM; Anderson, 2001, 2005), utilizado una única variable y la distancia euclídea (Anderson, 2005). Cuando los resultados fueron significativos, se realizaron pruebas posteriores de contrastes por parejas mediante el test de la t-student, para determinar dónde residían las diferencias halladas, de acuerdo con los factores del diseño experimental (p.ej.: los tipos de hábitats en el factor ambiente).

Cuando se realizan contrastes de hipótesis de manera múltiple, como en los t-student expuestos anteriormente, es necesario tener en cuenta el efecto que ello tiene sobre el nivel de significación, pues la probabilidad del error tipo 1 aumenta (Underwood, 1997; Martín-Andrés y Luna del Castillo, 1998). Esto equivaldría a afirmar que existen diferencias, cuando de hecho no las hay (falso positivo). Una solución ante este efecto sería aplicar la corrección de Bonferroni (Gotelli y Ellison, 2004; Martín-Andrés y Luna del Castillo, 1998). El nivel de significación escogido fue 0,01, en ANOVA, y la corrección de Bonferroni consiste en dividir esta cifra por el número de contrastes múltiples de hipótesis realizados (Gotelli y Ellison, 2004). No obstante, puesto que esta corrección suele ser muy conservativa (Gotelli y Ellison, 2004, Anderson, 2001), se buscó un criterio alternativo para los casos en que el número de contrastes era elevado.

PERMANOVA ejecuta sus funciones mediante el empleo de permutaciones de los datos. En este caso se emplearon 4999 permutaciones aleatorias en cada término del análisis, lo que permite, junto con la disposición real de los datos, un nivel de significación global de 0,01 (Manly, 1997). Con el propósito de ejecutar ANOVA de manera robusta frente a la falta de normalidad y homocedasticidad (igualdad de varianzas), se equilibró el diseño. De manera que según fuese el porcentaje de cifras a equilibrar, se optó por la sustitución de las muestras perdidas por el valor medio de las cifras más cercanas (anterior y posterior), o bien por la eliminación aleatoria, de manera que se alcanzase el mismo objetivo (Legendre y Legendre, 2012).

### 2.3.2. Métodos multivariantes

En los siguientes apartados se describe la utilidad, y detalles de las herramientas multivariantes empleadas. Los detalles de sus usos se encuentran en los capítulos relacionados, dedicados a la descripción de los censos visuales y de las nasas.

#### 2.3.2.1. Elección de la medida de distancia o similitud o disimilitud

Uno de los principales objetivos de este estudio consistió en comparar las comunidades de peces y cefalópodos (p.ej.: *Octopus vulgaris* y *Sepia officinalis*). Entendiendo por comunidad, una población mixta constituida por individuos de diferentes especies que viven en un espacio continuo, delimitado de manera convencional (Margalef, 1986), o una asociación entre poblaciones (Ricklefs y Miller, 1999). No obstante, y puesto que no se han comprobado las posibles relaciones entre especies, esta comparativa se refirió más a la co-ocurrencia de especies encontradas que a las comunidades (Legendre y Legendre, 2012). A pesar de ello, es posible que se mencionen también las asociaciones, las especies co-ocurrentes o comunidad, de forma indistinta a lo largo del texto.

Para este propósito se emplearon medidas de semejanza (Legendre y Legendre, 2012), entre las que destacan las medidas de similitud o disimilitud (Piñol y Martínez-Vilalta, 2006). Estas medidas permiten conocer si las muestras tomadas en cada lugar de estudio son más semejantes (similitud) o más diferentes (disimilitud), entre sí, que cuando se comparan, por ejemplo, entre diferentes zonas (Quinn y Keough, 2002; Anderson, 2001). Por ello, se emplearon en la comparación de los diferentes ambientes y resto de características, detalladas en los correspondientes capítulos.

El empleo de elementos multivariantes, en los que cada especie representa a una variable, permite distinguir las diferencias entre comunidades, o la co-ocurrencia (asociación) de especies, en la medida que las muestras presenten especies coincidentes en una proporción más o menos similar. Por ello, a partir de las bases de datos brutos creadas durante el estudio se obtuvieron diversas matrices de similitud, entre muestras (modo Q) o entre especies (modo R), según

---

la herramienta multivariante empleada (Legendre y Legendre, 2012). Este suele ser de los primeros pasos del análisis multivariante en estudios biológicos, pues de la matriz de similitud parte la secuencia de etapas que constituyen numerosos análisis de este tipo (se remite a Quinn y Keough, 2002; Anderson, 2001; Clarke, 1993).

Por otro lado, puesto que en el conjunto de datos analizados la similitud entre especies fue considerada una estimación de la similitud de las especies en el área estudiada (ver Leps y Smilauer, 2003), de forma análoga, la similitud entre especies capturadas se consideró también una estimación de la similitud en las capturas profesionales que tienen lugar en los diferentes ambientes de estudio (sensus Singh et al., 2011).

Como dentro de los índices de semejanza, existe un grupo de medidas específicas para la evaluación de la dependencia entre especies, es decir, para la identificación de asociaciones biológicas, y además, estas son susceptibles de emplearse en tests estadísticos (Legendre y Legendre, 2012), fue necesaria una revisión que ayudase a la correcta elección, según los análisis a realizar. Por ello, los análisis estadísticos empleados ofrecen la elección de estandarizaciones y transformaciones de datos, a la vez que permiten escoger las medidas de semejanza. Se empleó R (R Development Core Team, 2015) y PERMANOVA (Anderson, 2005).

Antes de escoger las medidas de similitud (o disimilitud), se tuvo presente el problema de los dobles ceros. Este tiene su origen en que si en la comparación de la similitud entre dos muestras hay una misma especie que está ausente (dobles ceros), aunque sea por causas de diferente naturaleza, aumenta la similitud entre muestras por causas que podrían ser totalmente diferentes, con lo que la información resulta poco útil (Legendre y Legendre, 2012). La proporción de ceros en los datos de la composición de una comunidad, generalmente se incrementa con la variabilidad de las condiciones ambientales entre los lugares muestreados y la inclusión de estos dobles ceros daría lugar a altos valores de similitud, pues comparten la semejanza aportada por esos ceros. A mayor proporción de dobles ceros, mayor sería la similitud entre muestras lo que no provee una evaluación correcta de la situación (Legendre y Legendre, 2012). A este fenómeno, se lo

---

conoce como el problema de los dobles ceros (Clarke et al., 2006; Zuur et al., 2010; Legendre y Legendre, 2012). Un problema similar sucede también, cuando se estima la similitud entre especies (se remite a Zuur et al., 2010).

Para evitar el problema de los dobles ceros, fue necesario emplear una medida de similitud que tuviese en cuenta este problema. No es posible emplear la distancia euclídea (la empleada en el análisis de la varianza) en muestras con alta ocurrencia de ceros (Legendre y Legendre, 2012). Por ello, se emplearon análisis multivariantes alternativos, que tratan la ocurrencia de dobles ceros de una manera diferente (Legendre y Legendre, 2012), pues se basan en medidas de similitud asimétricas que tienen en cuenta el problema de los dobles ceros, como el índice de disimilitud Bray-Curtis (Legendre y Legendre, 2012).

En el estudio realizado, se planteó el cálculo del índice de asociación de Whittaker (1952) en las evaluaciones de co-ocurrencia de especies, la distancia de la Chi-cuadrado, para el análisis de correspondencia y Bray-Curtis (1957) para el método de ordenación escogido, según los detalles expuestos en los siguientes apartados.

El índice de Whittaker (1952) incluye una transformación previa a su cálculo, del tipo estandarización entre variables denominada "perfiles de especies" (Legendre y Legendre, 2012). Es necesario estandarizar la abundancia de especies, debido a su variación en abundancia y su implicación en el cálculo, pues el exceso de importancia de una especie muy abundante podría influir con mucho peso en los cálculos (Gotelli y Ellison, 2004; Somerfield y Clarke, 2013) y enmascarar el efecto de una especie menos abundante.

Cuando se trabajan con datos de abundancia relativa de especies (lo que sucede tras transformar mediante los perfiles de especies), la distancia de Bray-Curtis (o de Steinhaus, según Legendre y Legendre, 2012) coincide con el índice de asociación de Whittaker, o de correlación de especies (SC) (Legendre y Legendre, 2012). Por ello, se trabajó con la acción combinada de la transformación de perfiles de especies y la disimilitud de Bray-Curtis.

Para escoger las especies a incluir o excluir del análisis resulta útil emplear la frecuencia de ocurrencia (Somerfield y Clarke, 2013). Para este estudio se emplearon a aquellas especies con una ocurrencia mínima del 5%. Esta proporción abarca un mínimo de muestras aceptable en este estudio.

#### 2.3.2.2. Análisis de correspondencia (CA)

El análisis de correspondencia (CA) es un método estadístico, que habitualmente se utiliza para representar posibles asociaciones existentes entre las diferentes clases de varias variables categóricas (p.ej.: la clase de la variable ambiente serían los tipos de hábitats, mientras que la variable especies contendría la abundancia de cada una de las especies contempladas). El objeto de esta comparación es establecer patrones o estructuras en los datos obtenidos (p.ej.: ocurrencia de especies según el ambiente de estudio) (García-Pérez, 2006). Es un análisis de tipo exploratorio y complementario de otros análisis de tipo inferencial (García-Pérez, 2006), empleado en la representación de datos cualitativos multivariantes, determinando coordenadas que permiten representar las clases de las variables de estudio en un gráfico conjunto (Hair et al., 2004). En esta representación gráfica es posible determinar que los valores más cercanos sean los más relacionados (García-Pérez, 2006). Estos hechos determinan que el CA haya sido durante mucho tiempo una de las herramientas favoritas para el análisis de datos de presencia-ausencia de especies o de abundancia (Borcard et al., 2011).

En general, el CA puede aplicarse a cualquier tipo de tabla de datos que sea dimensionalmente homogénea, lo que implica que las dimensiones físicas de todas las variables observadas sean la misma, para lo que se emplean transformaciones (Legendre y Legendre, 2012). Los datos de frecuencia poseen estas características y por ello CA se emplea usualmente en el análisis de tablas de contingencia (tablas de valores de frecuencias, donde se cruzan las diferentes clases de dos variables) (Legendre y Legendre, 2012; Hair et al., 2004).

El CA fue empleado en este estudio para comprobar la interdependencia entre las especies y los ambientes evaluados, mediante la aplicación de un test de chi-cuadrado (García-Pérez, 2006; Hair et al., 2004, Quinn y Keough, 2002).

Varios autores han aplicado el CA para analizar matrices de especies por sitios (muestreos), que contienen tanto datos de presencia/ausencia como de abundancia (Legendre y Legendre, 2012). De hecho, el método es muy recomendado cuando los datos contienen gran cantidad de ceros, pues se emplea una medida de distancia, la chi-cuadrado, que excluye el problema de los dobles ceros en la estimación de la semejanza (Borcard et al., 2011). Esta distancia también da importancia a las especies poco frecuentes, lo que hace apropiado un análisis CA al determinar si son precisamente estas especies las que contribuyen más a las diferencias entre ambientes (sensus Cao y Larsen, 2001).

Su principal aplicación aquí será evidenciar si existe o no una dependencia de la ocurrencias de las especies de acuerdo con el ambiente de estudio. Para ello, se usó una tabla de contingencia con dos únicas variables, la variable ambiente (columnas), con 3 niveles, y la variable especie, con tanto niveles como especies fueron seleccionadas para el análisis, de acuerdo con su frecuencia de ocurrencia mínima del 5 %.

El CA se realizó mediante la función "corresp" del paquete MASS (Ripley et al., 2015) del programa R (R Development Core Team, 2015).

#### 2.3.2.3. Análisis de conglomerados y perfiles de similitud

Los ecólogos están a menudo interesados en descubrir las formas de clarificar las relaciones que existen en sistemas ecológicos complejos (McGarigal et al., 2000), lo que obliga a encontrar la manera de reducir el número de "entidades muestrales" a una cantidad manejable. En este sentido, los métodos de ordenación y clasificación, como el análisis cluster que corresponde a estos últimos métodos, pueden ser de gran ayuda (Clarke, 1993; McGarigal et al., 2000).

En el presente estudio, el análisis de clasificación fue utilizado solamente para determinar la similitud entre grupos de especies censadas o capturadas (análisis de tipo R, Legendre y Legendre, 2012), no de muestras (análisis tipo Q, Legendre y Legendre, 2012), según su abundancia y ocurrencia. Para ello, se empleó el índice de asociación de Whittaker (1952), con el propósito de comprobar la co-ocurrencia de especies en censos y nasas. Esta co-ocurrencia no es absoluta. Es decir, no

---

todas las especies asociadas en un grupo compartirían el 100 % de las muestras, si no que coinciden en una proporción importante y considerada significativa por las herramientas estadísticas.

Con la ayuda del programa R (R Development Core Team, 2015), se probaron cuatro métodos cluster de tipo jerárquico, pues habitualmente se emplea este enfoque en el estudio de la asociación de especies (Singh et al., 2011). Estos métodos fueron: el promediado, el simple, el completo y el método de Ward (para los detalles matemáticos de cálculo ver Legendre y Legendre, 2012), y se seleccionó aquel método que presentó mayor distancia cofenética, de acuerdo con lo descrito por Borcard et al. (2011).

Para comprobar que los grupos encontrados fuesen estadísticamente significativos, y no fruto de la mera casualidad del cálculo (Clarke et al., 2008), se empleó el método de los perfiles de similitud que se encuentran en una herramienta denominada SIMPROF (Clarke et al., 2008) del programa informático PRIMER-E (PRIMER-E. Ltd, Plymouth; [www.primer-e.com](http://www.primer-e.com)).

SIMPROF es uno de los posibles métodos que pueden dedicarse a la comprobación de la significación estadística de los grupos hallados en un análisis de clasificación (Singh et al., 2011). Al menos hasta 2013, SIMPROF no se había empleado para establecer la significación estadística de la similitud entre especies (modo R), pero resulta ideal para ello (Sommerfield y Clarke, 2013), por lo que se ha incorporado a la batería de herramientas utilizadas.

Los análisis cluster se realizaron mediante las funciones "decostand" (realiza la transformación de perfiles de similitud), "vegist" (calcula la similitud) y "hclust" (realiza análisis de conglomerados del tipo jerárquico), todos forman parte de de la librería vegan (Oksanen et al., 2015). Por otro lado, SIMPROF fue ejecutado en el estudio mediante las funciones "simprof" y "simprof.plot", del paquete clustsig (Whitaker y Christman, 2014). Ambas herramientas, "vegan" y "clustsig" se implementan en el programa R (R Development Core Team, 2015).

#### 2.3.2.4. Análisis multivariante de contraste de hipótesis

Con el propósito de comparar un grupo de variables cuantitativas (p.ej.: abundancias de distintas especies) según el efecto de una o varias variables grupo, o factores (p.ej.: tipo de ambiente), se escogió un análisis multivariante de contrastes de hipótesis. Como los datos de abundancia o biomasa de multiespecies, o ecológicos en general, no satisfacen casi nunca las asunciones de este método (normalidad o varianzas y covarianzas similares) (Petraitis et al., 2001; Anderson, 2005; Claudet et al., 2006), no es posible emplear el análisis multivariante de la varianza (MANOVA).

Ante esta situación, las aproximaciones a la aleatoriedad (“randomization approaches”) pueden ser una buena alternativa respecto a los métodos paramétricos más tradicionales (Petraitis et al., 2001). Estas pruebas son llevadas a cabo tomando las observaciones (datos de cada muestra) aleatoriamente y recalculando el estadístico apropiado muchas veces (mediante permutaciones). De esta forma se genera una distribución de posibles resultados, suponiendo que la hipótesis nula es cierta (Petraitis et al 2001). Contra esta distribución se compara el verdadero valor del estadístico y así se estima un valor de probabilidad de significación estadística (Clarke, 1993, Anderson, 2005).

Por ello, se empleó el análisis multivariante de la varianza, no paramétrico (Anderson, 2001), conocido como PERMANOVA, que permite realizar un análisis multivariante de la varianza en el que se pueden incluir el efecto de hasta nueve factores distintos y en el que los datos no están obligados a seguir ningún tipo de distribución (Anderson, 2001, 2005). El método de permutación empleado fue “*permutation of residuals under a reduce model*”, ya que ofrece la mayor potencia y la mayor precisión del error de tipo I en los diseños más complejos, en las mayor parte de las circunstancias (Anderson y Legendre, 1999; Anderson y Ter Braak, 2003 en Anderson, 2005).

Las pruebas tipo ANOVA de distribución libre (datos no necesariamente normales), como PERMANOVA (Anderson, 2005) y ANOSIM (Clarke, 1993), son sensibles a la heterogeneidad de varianzas entre los grupos a comparar (Anderson, 2001 y 2005). Aunque a diferencia de ANOVA, estas pruebas no evalúan diferencias

---

en los valores medios de los grupos contrastados, sino que comparan si la distancia promediada entre muestras (obtenida mediante algún índice de similitud) dentro de cada grupo es semejante, o no, a la hallada entre grupos (Clarke, 1993).

La heterogeneidad de varianza introduciría incertidumbre en los resultados, de manera que no se pueda determinar que las diferencias halladas sean claramente diferencias biológicas (Anderson, 2001, 2005). No obstante, cuando el diseño es equilibrado, PERMANOVA es robusto a la falta de homogeneidad de varianzas (Anderson y Walsh, 2013).

Para cada término del análisis se emplearon 4999 permutaciones aleatorias para alcanzar una significación de 0,01 (Mantel, 1997). Cuando los resultados fueron significativos se realizaron posteriores pruebas de contrastes por parejas, mediante análisis de la t-student, a los que se les aplicó el correcto nivel de significación a partir del método Bonferroni (Gotelli y Ellison, 2004; Martín-Andrés y Luna del Castillo, 1998).

Para la resolución del problema de los valores perdidos se recurrió a los métodos descritos por Legendre y Legendre (2012). La importancia dada a la obtención de las estimaciones de los datos perdidos, y demás datos extraños para los análisis, radica en la necesidad de obtener un diseño experimental equilibrado (con el mismo número de muestras o réplicas para cada nivel del factor sometido a inferencia estadística), alcanzándose mayor robustez (potencia o poder estadístico) en la prueba estadística (Underwood, 1997; Martín-Andrés y Luna del Castillo, 1998) y frente a la probable heterogeneidad multivariante de los datos (Anderson y Walsh, 2013).

#### 2.3.2.5. Análisis canónico de coordenadas principales (CAP)

Debido a las necesidades del trabajo presentado, donde se ha buscado una respuesta simultánea de muchas especies de acuerdo con la comparativa entre ambientes y algún factor temporal, se uso métodos de ordenación para visualizar patrones en los datos multivariantes (especies) (Anderson y Willis, 2003).

Estos métodos pueden clasificarse como restringidos (constreñidos) o no restringidos (que a priori no emplea ningún tipo de hipótesis, sino que reduce las dimensiones en base a algún criterio general, como minimizar la función de stress, p.ej.: "non metric multidimensional scaling") (Anderson y Willis, 2003). Los métodos de ordenación no restringidos son muy útiles para visualizar patrones a través de la nube completa de datos. También pueden visualizarse potenciales patrones de diferencias en localización o cambios en dispersión relativa entre grupos, en aquellos casos en que los datos se clasifican a priori dentro de grupos (Anderson y Willis, 2003). No obstante, en una ordenación no restringida, resulta destacable que ciertos patrones de dispersión general pueden enmascarar, algunas veces, a los patrones reales de diferencias en cuanto a la localización multivariante entre grupos (Anderson y Willis, 2003), como podrían ser los ambientes de estudio.

Por otro lado, los métodos restringidos emplean de alguna manera una hipótesis inicial para producir el gráfico de dimensiones reducidas (Anderson y Willis, 2003). Ello se refiere a que estos métodos pueden emplearse para relacionar una matriz de variables respuesta (las variables de abundancia de especies), con alguna matriz de variables predictivas (como los ambientes de estudio y algún factor temporal) que identifican los grupos o los factores del análisis multivariante de inferencia estadística. Estas técnicas suelen estar limitadas, debido a que se basan implícitamente en alguna medida de distancia en particular (métrica). Por ello, se empleó el análisis canónico de coordenadas principales (CAP), que permite escoger la medida de distancia (Anderson y Willis, 2003).

CAP, al ser de tipo canónico, es un método restringido de ordenación que de manera explícita toma en cuenta la estructura de correlación entre las variables respuesta (las especies) y la nube de datos (Anderson y Willis, 2003). CAP puede descubrir patrones importantes en datos multivariantes como respuesta a alguna variable relevante (p.ej.: ambiente). En este estudio se empleó la disimilitud de Bray-Curtis (1957) y se tuvo en cuenta el porcentaje final de puntos correctamente asignados a las clases de los factores, como medida de grado de fiabilidad (Anderson y Willis, 2003). Para su ejecución, se empleó el programa específicamente diseñado por la Dra. Marti Anderson (2004).

---

## CAPÍTULO 3

# Análisis de censos visuales

### 3.1. Introducción

El arrecife artificial de Arguineguín fue instalado en el invierno de 1990 a 1991 (Haroun et al., 1994). Desde entonces, la mayoría de los estudios desarrollados en su entorno se han basado principalmente en la toma de datos a partir de censos visuales, como técnica de evaluación de la abundancia, riqueza y biomasa de las especies observadas. Fundamentalmente, estos se dedicaron a evaluar la macroflora, los macroinvertebrados y vertebrados asociados al conjunto del arrecife artificial y en ambientes adyacentes (Haroun et al., 1994; Viera-Rodríguez et al., 1995; Herrera, 1998; Herrera et al., 1995; 2002; Castro et al., 2002; 2003; 2004; 2005; 2006, 2007, 2010). Dicha información se ha complementado con campañas de pescas y de evaluación con técnicas acústicas para la determinación de la abundancia de las especies ícticas (Castro et al., 2002; 2003; 2004).

Previamente a la instalación del arrecife artificial, Haroun y colaboradores (1994) realizaron una importante descripción de las características bioecológicas de la zona, así como de otros entornos próximos. Estos investigadores recalcaron la escasa presencia en la zona de estudio, ubicada en Bahía de Santa Águeda y más concretamente en el arrecife natural de Pasito Blanco, de especies de las familias serranidae, principalmente representada en Canarias por meros (*Epinephelus marginatus*), abades (*Mycteroperca fusca*) y cabrillas (*Serranus* spp.). Una observación similar hicieron también para diferentes especies de la familia sparidae, como dentones, bocinero y samas (*Dentex* spp. y *Pagrus* spp.), sargos (*Diplodus* spp.), la salema (*Sarpa salpa*) y la boga (*Boops boops*), entre otras. Además,

---

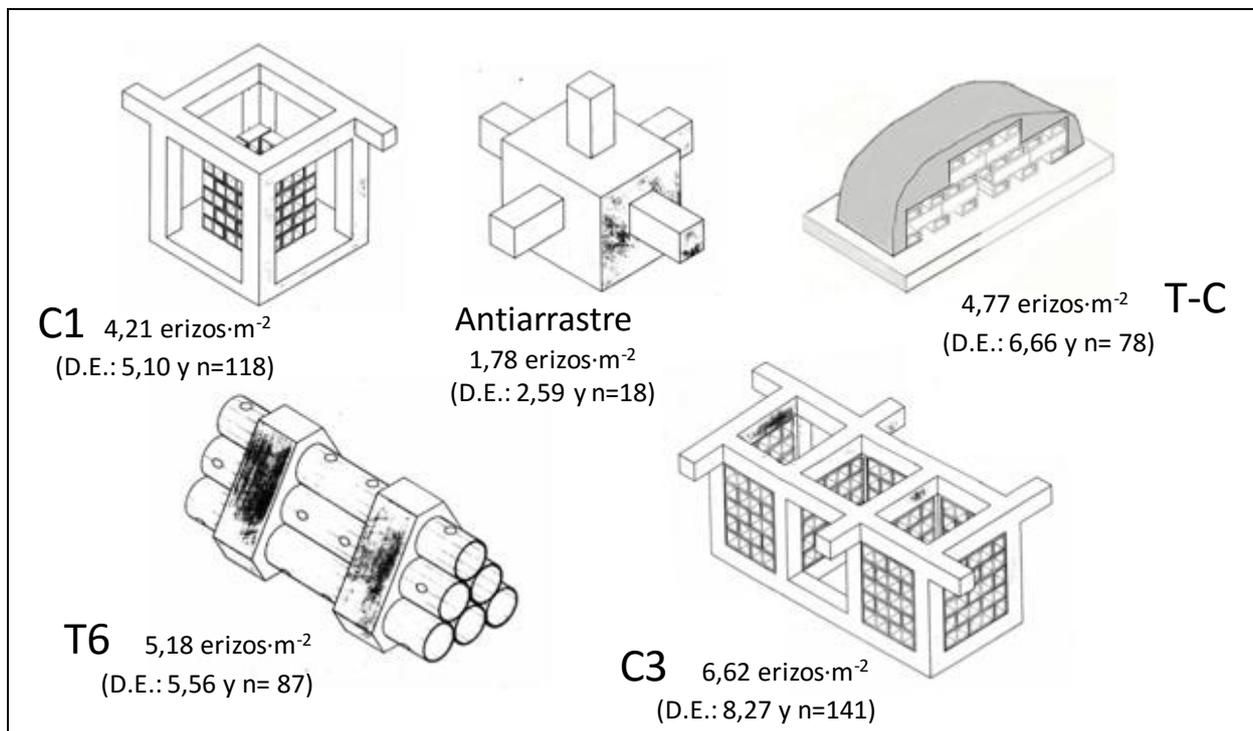
señalan que la causa de esta baja abundancia podía ser consecuencia de un proceso de sobrepesca. También observan que los peces óseos son menos abundantes en la zona prevista para el emplazamiento del arrecife (fondos arenosos) que en el arrecife natural próximo, al contrario de lo que ocurre con los peces cartilaginosos.

Entre 1991 y 1993 se clasificó el fitobentos que colonizó el arrecife en la fase inmediatamente posterior a la instalación (Viera-Rodríguez et al., 1995), determinándose un total de 16 especies de macroalgas. Sin embargo, a partir del verano de 1993, y tras un crecimiento exponencial de la población de erizas (*Diadema africanum*), la cobertura de macroalgas desapareció casi completamente (Herrera, 1998). Con respecto a este proceso de colonización de la estructura artificial por parte equinodermo, en Herrera et al. (1995) se describen cuatro fases de este proceso: (i) estado inicial de colonización, (ii) estado de estructuración, (iii) explosión de la población de eriza y (iv) estado de estabilización.

La fase de estabilización o blanquizal, parece que al menos se mantuvo desde 2002 a 2007 (Castro et al., 2002, 2003, 2004, 2005, 2006 y 2007). No obstante, en 2010 se observó cierta cobertura constituida por macroalgas, hecho que podría estar relacionado con una menor densidad de *D. africanum* (Castro et al., 2010, Hernández et al., 2008, Tuya et al., 2004, Herrera et al., 1995).

Herrera et al. (1995) señalan a la pesca intensiva sobre el campo de arrecifes como principal responsable del establecimiento del blanquizal, ya que según estos autores, ésta redujo sensiblemente las poblaciones de especies potencialmente depredadoras y competidoras de la eriza. Sin embargo, en este proceso de colonización de equinoideos parece que la heterogeneidad y complejidad de los ambientes puede haber jugado un papel importante, así como el flujo de las corrientes y oleaje (R. Herrera, com. pers.), efecto constatado posteriormente por Garrido-Sanahuja (2003). Por otro lado, Castro et al. (2005) plantean que el establecimiento del blanquizal en el arrecife es consecuencia de un proceso ecológico de dimensiones espacio-temporales mucho mayores (en toda la isla), y que más tarde o más temprano se establecería en el mismo aunque se hubiese restringido de forma efectiva la pesca en el entorno del arrecife. A modo ilustrativo, la Figura 3.1 resume los valores de densidad media y desviación estándar de esta

especie, las cifras varían de 1,78 a 6,6 erizos·m<sup>-2</sup> según la tipología del módulo artificial (Castro et al., 2005).



**Figura 3.1.** Densidad media de *Diadema africanum* (erizos·m<sup>-2</sup>, D.E.~ desviación estándar), de acuerdo con la tipología de módulos del arrecife artificial de la Bahía de Santa Águeda (periodo de estudio: 2002-2005) (Figura modificada de Castro et al., 2005).

El presente capítulo tiene por objetivo analizar de los datos registrados mediante censos, y su variación temporal, de la composición de la fauna y de parámetros que describen la estructura de la comunidad biológica asociada a los sistemas arrecifales ubicados en la Bahía de Santa Águeda. Esta información procede de los programas de seguimiento del arrecife artificial de Arguineguín y sistemas adyacentes, realizado por la ULPGC desde 2003 a 2010 (Castro et al., 2002, 2003, 2004, 2005, 2006, 2007 y 2010; Fig.3.2).

Objetivos específicos:

- ✓ *Evaluar los datos obtenidos mediante censos visuales realizados en el entorno del arrecife artificial de la Bahía de Santa Águeda (Gran Canaria, Islas Canarias), según la riqueza, densidad de las especies, y su estimación de biomasa.*
- ✓ *Comparar de las variables registradas en los censos, entre el arrecife artificial y ambientes adyacentes, consistentes en un arrecife natural y un fondo arenoso (los ambientes de estudio).*
- ✓ *Determinar a las especies más frecuentes en la zona de estudio, su abundancia y relación a los ambientes estudiados, durante las horas diurnas. Análisis comparativo de la composición de la ictiofauna en el tiempo (2003-2010).*
- ✓ *Identificar la asociación de las especies, de acuerdo con su abundancia y ocurrencia, según las tipologías de los módulos hallados en el arrecife artificial de estudio.*



**Figura 3.2.** Ejemplar de *Muraena augusti* en el módulo tipo T6 (fotografía de D. Miguel A. Hernández, Videosub).

## 3.2. Material y método

Este capítulo se dedica al análisis de los datos registrados con censos visuales en el arrecife artificial de Arguineguín, un arrecife natural cercano y fondo arenoso intermedio.

La realización de los censos visuales ha sido efectuada utilizando la metodología descrita por Bohnsack y Bannerot (1986) y Bortone y Bohnsack (1991).

### 3.2.1. Área de estudio

El estudio de la comunidad biológica asociada a arrecifes artificiales se desarrolló en la Bahía de Santa Águeda, al suroeste de la Isla de Gran Canaria (Islas Canarias, España) (Fig. 3.3). La Bahía de Santa Águeda cuenta con un campo de arrecifes artificiales, instalado en 1991, que está constituido por 84 módulos de 5 formas arquitectónicas diferentes (Fig. 3.3) agrupados en 5 conjuntos (Herrera-Pérez, 1998). Junto al arrecife artificial (AA) se estudiaron también un arrecife natural (Baja de Pasito Blanco) (AN) y un fondo arenoso (A) (Fig. 3.3).

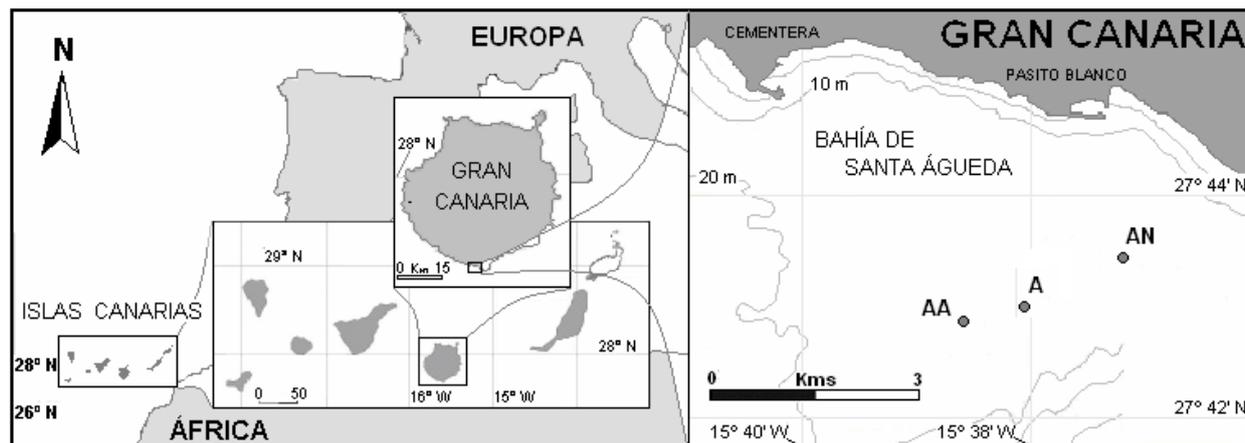


Figura 3.3. Localización de las zonas de estudio (2003-2010).

### 3.2.2. Descripción de los censos visuales

#### 3.2.2.1. Censos visuales – método estacionario

El interés del método de los censos visuales, como herramienta de evaluación de la biomasa concerniente a la fauna ictiológica cuya vida está ligada a un sistema arrecifal, ha aumentado enormemente en las últimas décadas (Bohnsack y Bannerot, 1986), debido a lo inadecuado de otras técnicas tradicionales de muestreo y a la necesidad de intervenciones no destructivas independientes de los métodos de pesca. De todas maneras, como cualquier otro sistema de evaluación de biomasa, los censos visuales presentan ciertos problemas, como por ejemplo que algunas especies de peces puedan huir ante la presencia del submarinista y éste no las advierta. Respecto a ello existen abundantes trabajos en la bibliografía que revisan los diferentes sistemas usados de censos visuales de la biomasa (Russell et al., 1978; Sale, 1980; DeMartini y Roberts, 1982; Sale y Sharp, 1983, entre otros). Por ello, se continua recurriendo a campañas pesqueras experimentales, complementarias, dirigidas a evaluar las poblaciones de un arrecife artificial (p.ej.: Neves dos Santos et al., 2011; Castro et al., 2004, 2003, 2002).

Básicamente lo que se intenta obtener mediante el uso de censos visuales, a la hora de evaluar la producción de una especie ictiológica, es que la identificación sea acertada, real y verificable. La base de una adecuada evaluación y comparaciones temporales radica en la correcta identificación de las especies (Bortone y Bohnsack, 1991). Por ello, es fundamental que los buceadores que realicen esta labor sean expertos en la identificación rápida de especies en su hábitat natural, independientemente del comportamiento que muestren dichos organismos en ese momento.

Los censos de la fauna de peces e invertebrados se efectuaron a través de la técnica del punto fijo (método de muestreo estacionario). Ésta consiste en que en una misma inmersión, los buceadores se sitúan en un punto fijo cercano al módulo al que van a evaluar, registraron toda la información biológica posible de cada especie que se encuentre dentro de su campo visual, constituido por un círculo de unos 5,5 m de radio (Bortone et al., 1994), lo que equivale a una superficie aproximada de 100 m<sup>2</sup> (Figura 3.4), aunque a veces, fenómenos como la turbidez pueden reducir el campo de visión.

El periodo de tiempo que se estableció para la realización de cada uno de los censo fue fijado en 5 minutos. No obstante, usualmente se empleaba algo más de tiempo sobre todo para evaluar las especies de hábitos asociados a oquedades y cuevas (p.ej.: *Apogon imberbis* o *Heteropriacanthus cruentatus*). Todas las anotaciones obtenidas durante el censo fueron realizadas bajo el agua con lápiz de grafito y en una tablilla de PVC blanco.

Durante el transcurso del censo la información registrada por los buceadores fue la siguiente:

1. Especie (nombre vulgar y/o científico).
2. Número de individuos dentro del campo de visión.
3. Talla aproximada de los individuos censados.
4. Comportamiento de los organismos registrados.

El proceso seguido durante la realización de los censos, el método de muestreo estacionario, fue desarrollado con objeto de proporcionar datos cuantitativos sobre la estructura de la comunidad y de las asociaciones de peces observadas en el arrecife según los siguientes criterios:

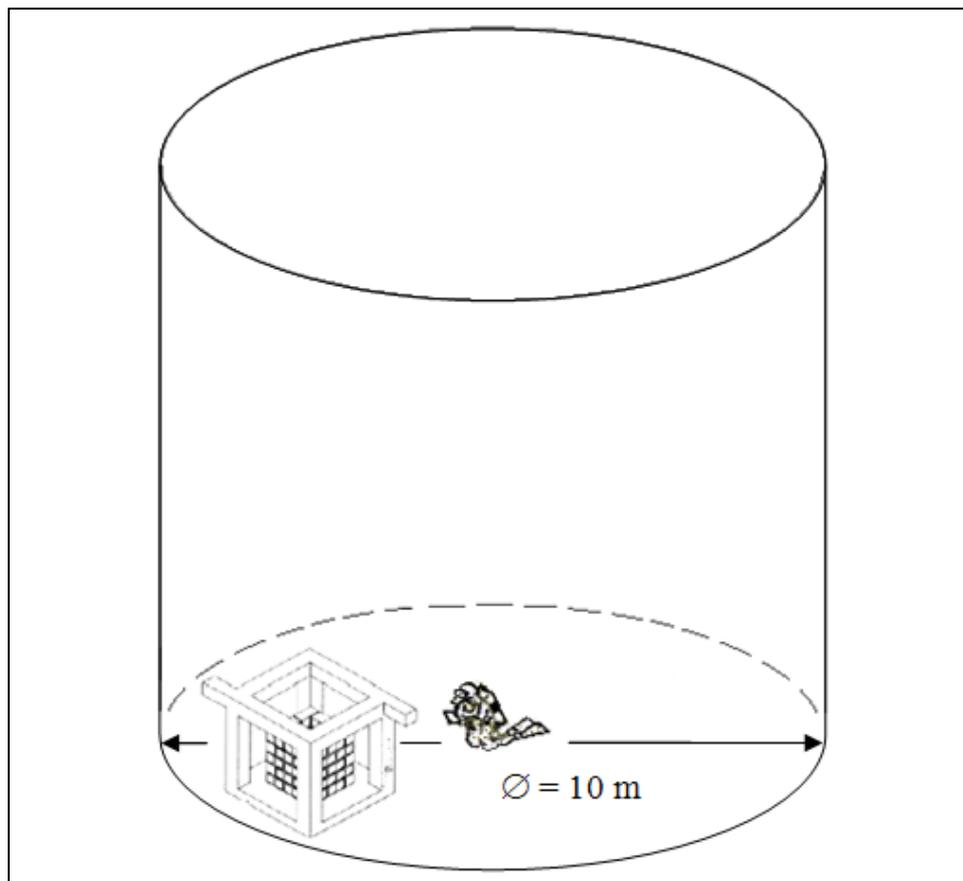
1. Todas las especies observadas deben ser incluidas en cada censo.
2. El método debe requerir el menor equipamiento y manipulación posibles.
3. El tiempo de inmersión debe ser utilizado lo más eficientemente posible durante la recolección de la información.
4. Los datos deben generar estimaciones de la composición en especies, abundancia, frecuencia de ocurrencia y biomasa.
5. El método debe minimizar los errores experimentales, de observación y comportamiento.
6. El muestreo debe incluir especies con importancia económica y ecológica que frecuentemente evitan a los buceadores.

El protocolo usado durante el muestreo fue el siguiente:

La técnica de muestreo estacionario se basó en censos realizados en puntos seleccionados aleatoriamente, usando equipos de buceo autónomos. Inicialmente, en cada punto de muestreo se registraron las especies observadas durante un periodo de cinco minutos, dentro de un volumen que está albergado por un cilindro

---

imaginario que se extiende en toda la columna de agua, desde la superficie hasta el fondo, con un radio aproximado a los 5 m, donde el centro del círculo basal coincide con la posición del observador (Fig.3.4). Como ya se ha descrito, el establecimiento del límite del cilindro depende enormemente de las condiciones ambientales que condicionan el tamaño del campo visual, y estas variaciones deben de tomarse en cuenta cuando su efecto lo exige.



**Figura 3.4.** Esquema de un submarinista realizando un censo visual.

El comienzo del censo tuvo lugar cuando el buceador llegaba al fondo y se instaló sobre la zona de observación y comenzó el inicio del recuento de todas las especies que quedaban dentro de su campo visual. Transcurridos los cinco minutos preestablecidos, desde el inicio de la observación, se continúa con la fase de búsqueda de especies no observables a simple vista, las de hábitos más crípticos. Esta última fase fue lo más rápida posible. Seguidamente, previa repetición del

anterior, los buceadores buscaron el siguiente punto de observación en el que realizar un nuevo censo.

Durante las observaciones se anotaron las diferentes especies que se encontraban dentro del volumen de observación, el número de ejemplares encontrados para cada especie y su talla aproximada. En el caso de las especies que forman cardúmenes, y debido a la dificultad de contar a todos los individuos, las estimaciones del tamaño de los cardúmenes se realiza mediante adjudicación aproximada de una cifra, es decir cuando el número de peces es prácticamente incontable se le adjudica una cifra que puede ser 200, 500, 1000, 5000, etc. A la vez, se comparó su longitud con una regla sumergible unida a la tabla de anotaciones, con lo que de esta forma se obtuvo las tallas aproximada de los individuos observados. La forma de proceder a la hora de obtener dichas tallas es la siguiente: los buceadores con la regla en la mano estiran el brazo lo más lejos posible de su ojo (1 m aproximadamente), con el objeto de obtener una mejor perspectiva de la medida. Además de lo comentado anteriormente, se anotaron datos sobre el comportamiento de los peces (reacciones de huida, aproximación, territorialidad, etc.), que pueden ser muy útiles a la hora de describir la efectividad de los censos como herramienta de evaluación de determinadas especies, además de ayudar a la descripción de cómo es la asociación de estas especies con respecto al ambiente analizado.

Después de censar los peces e invertebrados, se registraron datos referidos a la profundidad y otras características del área de muestreo (tipología, sedimentos, cobertura de macroalgas, turbidez y cualquier otra observación). La estimación del error cometido con este método de muestreo y los factores que afectan a las evaluaciones pueden encontrarse ampliamente descritos en el trabajo de Bohnsack y Bannerot (1986), titulado "La técnica del censo visual estacionario para la evaluación cuantitativa de la estructura de la comunidad de peces de arrecifes de coral".

#### 3.2.2.2. Censos visuales – mediante filmación.

En el desarrollo del seguimiento realizado en el arrecife artificial, también se empleó el uso de filmación submarina. Al mismo tiempo que los buceadores realizaban el censo, un videocámara subacuático grababa el entorno inmediato a

los módulos que componen el complejo arrecifal. Esta técnica además de permitir un apoyo posterior en relación a los censos, en el trabajo de gabinete, también ayudó a obtener una imagen global del sistema en su conjunto y la realización de más censos en la zona arrecifal artificial.

Para la realización de censos a partir de grabaciones en video realizadas en el campo de arrecifes artificiales, simultáneamente con los censos visuales, se siguió el siguiente protocolo:

1. Cada módulo representa a un censo.
2. Sólo se tuvo en cuenta los módulos en los que su visualización fuese completa.
3. El tiempo del censo depende del tiempo de filmación del área censada.
4. Los demás características a tener en cuenta son semejantes a las consideradas en la realización de los censos *in situ*.

### 3.2.3. Análisis estadístico.

#### 3.2.3.1. Diseño experimental.

Con el objeto de desarrollar análisis estadísticos dedicados a establecer comparaciones entre ambientes de las diferentes variables de estudio, se empleo un diseño basado en un factor, "*ambiente*", con tres posibles niveles (una por cada zona de estudio; AA, AN y A). El alto grado de diferencias entre el número de muestras (diseño no equilibrado) no permitió incluir el factor temporal de año en un ANOVA de dos vías ortogonal (Underwood, 1997). En lugar de ello, se comparó el factor ambiente en cada año, por separado, aplicando la corrección de bonferroni en el nivel de significación (Gotelli y Ellison, 2004).

#### 3.2.3.2. Análisis de los datos.

Tras la revisión del proceso de muestreo, se comprobó que el número de censos según el año y la zona de estudio difería en más del doble de muestras, según casos, y por ello el diseño experimental presenta una falta de equilibrio muestral muy importante. El seguimiento científico del arrecife artificial ha requerido el empleo de un mayor esfuerzo dedicado a la realización de censos en propio arrecife artificial. Como consecuencia de ello, el número de censos visuales

---

suele duplicar, o alcanzar una magnitud mayor, con respecto a los realizados en el resto de sistemas estudiados y utilizados como referencias.

Este hecho, determinó que el empleo de medidas de ajuste del diseño experimental, como la eliminación aleatoria de censos en el arrecife artificial, según fuese necesario, como se recomienda en Legendre y Legendre (2012) o buscar diversas alternativas de análisis estadísticos que fuesen aplicables.

El empleo de diseños equilibrados ofrece una perspectiva informativa equiparada entre tratamientos estadísticos y mayor robustez (Underwood, 1997). Además, con ello se busca obtener el diseño equilibrado por la robustez que ello ofrece ante la falta de las asunciones de algunos análisis estadísticos, como a la falta de normalidad y homocedasticidad en ANOVA univariante (Peña-Sánchez de Ribera, 2010). Además, en el caso de los análisis multivariantes con contrastes de hipótesis, basados en la aleatorización de muestras, como PERMANOVA, se logra también esta robustez a la heterogeneidad multivariante de los datos (Anderson y Walsh, 2013).

#### 3.2.3.3. Estadística descriptiva

Se estimó medias aritméticas y medianas, como medidas de tendencia central; y la desviación estándar (D.E.) o el rango de datos, como descriptores de la escala de los valores que presentan las variables. Este rango se calculó entre los percentiles 0,2 y 0,8, que albergan el 60 % de los datos, para eliminar los posibles efectos de sobreestimación de valores durante los censos (p. ej.: cifras elevadas y poco usuales del tipo "500.000 especímenes·censo<sup>-1</sup>", que influyen mucho en la media y la desviación estándar ).

En relación a los gráficos, se emplearon todos aquellos que ayudasen a visualizar los datos desde un punto de vista univariante, como los histogramas.

#### 3.2.3.4. Análisis estadístico: variables de estudio.

Es relevante que tanto el número de peces, como la estimación de su masa y el número de especies, estén acompañados de un volumen de referencia. Generalmente la visibilidad horizontal y vertical del agua permitía realizar los censos con un volumen casi constante, de forma similar a como se observa en la

---

Figura 3.4. Cuando el campo de visión se redujo, debido a la turbidez del agua, se procedió a realizar la correspondiente corrección del diámetro del cilindro empleado en el censo. No obstante, y con el objeto de dar datos más didácticos, como por ejemplo el número de especies, en lugar de número de especies por metro cúbico, se ha empleado como unidad de estandarización, el censo. Las variables representados (para los censos) son:

1. Número de individuos por censo (densidad).
2. Gramos por censo (biomasa).
3. Número de especies por censo (riqueza).

Para la obtención de la biomasa (masa por censo) se usaron las relaciones talla-peso de las diferentes especies calculadas, según se describe en Bohnsack y Harper (1988), empleando para este propósito una hoja de cálculo implementada en Excel. Los parámetros "a" (intercepción de la recta en el eje y) y "b" (pendiente de la recta), de cada una de las relaciones talla-peso de cada especie fueron obtenidas a partir de datos propios, de acuerdo con los especímenes capturados durante las pescas experimentales (realizadas entre 2002 y 2004, Castro et al., 2002,2003 y 2004) y otros estudios realizados por el equipo de investigación. Aquellas especies de las que no se dispuso datos suficientes para el cálculo de dicha relación se obtuvieron de la bibliografía (Compagno, 1984; Bohnsack y Harper, 1988; González y Lorenzo, 1994; Gonçalves et al., 1997; Morato *et al.*, 2001; Santos et al., 2002; Moutopoulos y Stergiou, 2002; Koutrakis y Tsikliras, 2003; Morey *et al.*, 2003).

Con la información recopilada se creó una matriz de datos en la que cada fila contenía la información asociada al censo. Las características univariantes del censo, la riqueza (R), la densidad y la biomasa. Además, como información accesoria y que constituyeron los datos de partida para los análisis multivariantes, de cada especie se registraba el número, la talla aproximada (cm) y se calculaba su peso como se ha descrito en los apartados anteriores.

### 3.2.3.5. Análisis estadístico: métodos univariantes y conceptos

En un primer momento se buscó comparar la riqueza, densidad y la biomasa, mediante un análisis ANOVA de dos vías para comprobar las posibles diferencias

---

entre las cifras promedias de estos parámetros, según los ambientes de estudio y el año de seguimiento. El análisis ANOVA es robusto a la falta de normalidad de los datos, e incluso heterogeneidad de la varianza cuando los diseños experimentales son quasi-equilibrados (número de muestras semejante) (Peña-Sánchez de Ribera, 2010), pero como ha sido descrito, obtener un diseño equilibrado supondría eliminar demasiadas muestras en algunos de los casos. Por ello, se consideró preferible realizar un ANOVA de diseño no equilibrado en el que se aplicaron transformaciones con el objeto de lograr las asunciones del análisis.

En los casos en los que las transformaciones no fueron suficientes para lograr las asunciones, se realizaron contrastes de hipótesis con la t-student, pero del tipo t-welch, que es robusta a la falta de homocedasticidad o heterogeneidad de varianzas (Martín-Andrés y Luna del Castillo, 1998). De esta manera se compararían las variables entre ambientes, en cada periodo de seguimiento (muestro anual, en 6 años). A estos contrastes se les debería aplicar la corrección en el nivel de significación, y en lugar de ser 0,05 ó 0,01, sería adaptado de acuerdo con la corrección de Bonferroni (Gotelli y Ellison, 2004).

#### 3.2.3.6. Análisis estadístico: métodos multivariantes y conceptos

Las variables analizadas, desde el punto de vista multivariante, parten de la descomposición de la variable densidad, según sus componentes específicas, las especies. Con respecto al empleo de transformaciones, al igual que sucede con los censos en donde aparecen muchos valores ceros por cada variable (especie), no suele ser posible transformar de manera efectiva los datos (Anderson y Millar, 2004). Además, debido a la alta posibilidad de presencia de cero ocurrencia en los censos, este hecho se tuvo en cuenta en la elección de la medida de similitud empleada en los análisis multivariantes.

Para asociar la proporción de las especies censadas de acuerdo con los ambientes, se empleó el análisis de correspondencia (CA). El CA es un método estadístico habitualmente utilizado para representar posibles asociaciones existentes entre las diferentes clases que constituyen a las variables categóricas (p.ej.: las clases AA, AN y A de la variable categórica denominada "ambiente") de tipo exploratorio, con el objeto de observar la posibilidad de establecer patrones o estructuras en los datos obtenidos en su observación. El método es muy

recomendado cuando los datos contienen gran cantidad de ceros (Borcard *et al.*, 2011). CA se usó con una tabla de contingencia con dos únicas variables, la variable ambiente (columnas), con 3 niveles, y la variable especie, con tantos niveles como especies hayan sido seleccionadas para el análisis (ocurrencia mínima del 5 %).

Para la inferencia estadística multivariante, en la que se comparó el densidad de especies con ocurrencia mínima del 5 %, según el diseño experimental expuesto anteriormente, se empleó el análisis el análisis canónico de coordenadas principales (CAP, Anderson y Willis; 2003; Anderson y Peterson, 2003; Anderson, 2004), un análisis entre ambientes, para cada año, pues es capaz de realizar una inferencia multivariante con un factor (ambiente) y puede trabajar con diseños no equilibrados (versión en FORTRAM, Anderson 2004).

Este "software libre" realiza un análisis canónico restringido (Ter Braak, 1995; tomado de Anderson y Wallis, 2003), obteniendo los ejes de distribución espacial de las muestras de tal forma que maximice las diferencias entre grupos (como los hábitats de estudio). Además, presenta la flexibilidad de escoger la medida de distancia o de disimilitud, a la vez que calcula la correlación canónica que existe entre los ejes obtenidos y las variables originales (la densidad de cada una de las de las especies escogidas) y permite analizar estadísticamente si los resultados son significativos (Anderson, 2004; Anderson y Willis, 2003).

Esto facilita averiguar cuáles son las especies que más contribuyen a las diferencias halladas. A la hora de ejecutar el software (Anderson, 2004), se escogió un número de ejes ortogonales empleado en el análisis discriminante (m) que minimizara el error de "misclassification" y maximiza la proporción de observaciones correctamente clasificadas (Anderson y Willis, 2003; Anderson y Robinson, 2003). Se escogió la disimilitud de Bray-Curtis y se aplicó a transformada del  $\log_{10}$  (densidad + 1) (Field *et al.*, 1982), de esta manera se sitúan a las especies en una escala similar, lo que asegura que las especies más abundantes no dominen el análisis (Anderson y Robinson, 2003).

### 3.3. Resultados

#### 3.3.1. Caracterización de los arrecifes artificiales y sistemas adyacentes

Durante el tiempo que ha durado el estudio se seguimiento del campo se arrecifes (2003-2010), el muestreo ha variado considerablemente debido principalmente a las características relacionadas con los requerimientos de los proyectos. La Tabla 3.1 muestra los detalles de este seguimiento, de acuerdo con el ambiente en que fueron realizados y el año de estudio. Los requerimientos establecidos en la realización del seguimiento implicaron un mayor número de muestras en el AA, además, el hecho de poder obtener censos en AA a partir de los videos, también contribuyó a esta superación numérica (Tabla 3.1). Por otro lado, la diferencia anual, estriba principalmente en que el muestreo realizado entre 2003 y 2005 fue de carácter mensual; mientras que los años siguientes, la frecuencia fue semestral (Tabla 3.1). La Tabla 3.2. muestra los resultados del test de kolmogorov-Smirnov para las pruebas de normalidad de las variables de estudio según los ambientes, todos los resultados muestran falta de normalidad en las variables.

**Tabla 3.1.** Número de censos realizados en los ambientes estudiados (2003-2010).

Año	Arrecife artificial	Arrecife natural	Arena	Total
2003	162	25	15	202
2004	141	72	50	263
2005	113	80	40	233
2006	62	24	23	109
2007	30	10	8	48
2010	38	20	15	73
<b>Total</b>	<b>546</b>	<b>231</b>	<b>151</b>	<b>928</b>

##### 3.3.1.1. Riqueza y ocurrencia de especies

Los estadísticos descriptivos de las variables registradas (referidas al censo de especies de peces e invertebrados) se muestran en la Tabla 3.3. Las cifras de riqueza media de especies son superiores en el AA y el AN, con respecto al A (Tabla 3.3). En los promedios anuales, en cada ambiente, no parece haber gran variación

(Tabla 3.3). Conjuntamente, la riqueza media fue de 4,67 especies·censo<sup>-1</sup> (D.E.: 3,29). La mediana fue de 5 especies·censo<sup>-1</sup>.

**Tabla 3.2.** Pruebas de normalidad de las variables registradas por ambiente.

AMBIENTE	VARIABLE	Estadístico (d)	p-valor
AA	Riqueza	0,3026	< 0,01
	Densidad	0,0820	< 0,01
	Biomasa	0,4155	< 0,01
AN	Riqueza	0,0789	< 0,01
	Densidad	0,4668	< 0,01
	Biomasa	0,4911	< 0,01
A	Riqueza	0,8784	< 0,01
	Densidad	0,3135	< 0,01
	Biomasa	0,4264	< 0,01

AA arrecife artificial, AN arrecife natural y A fondo arenoso

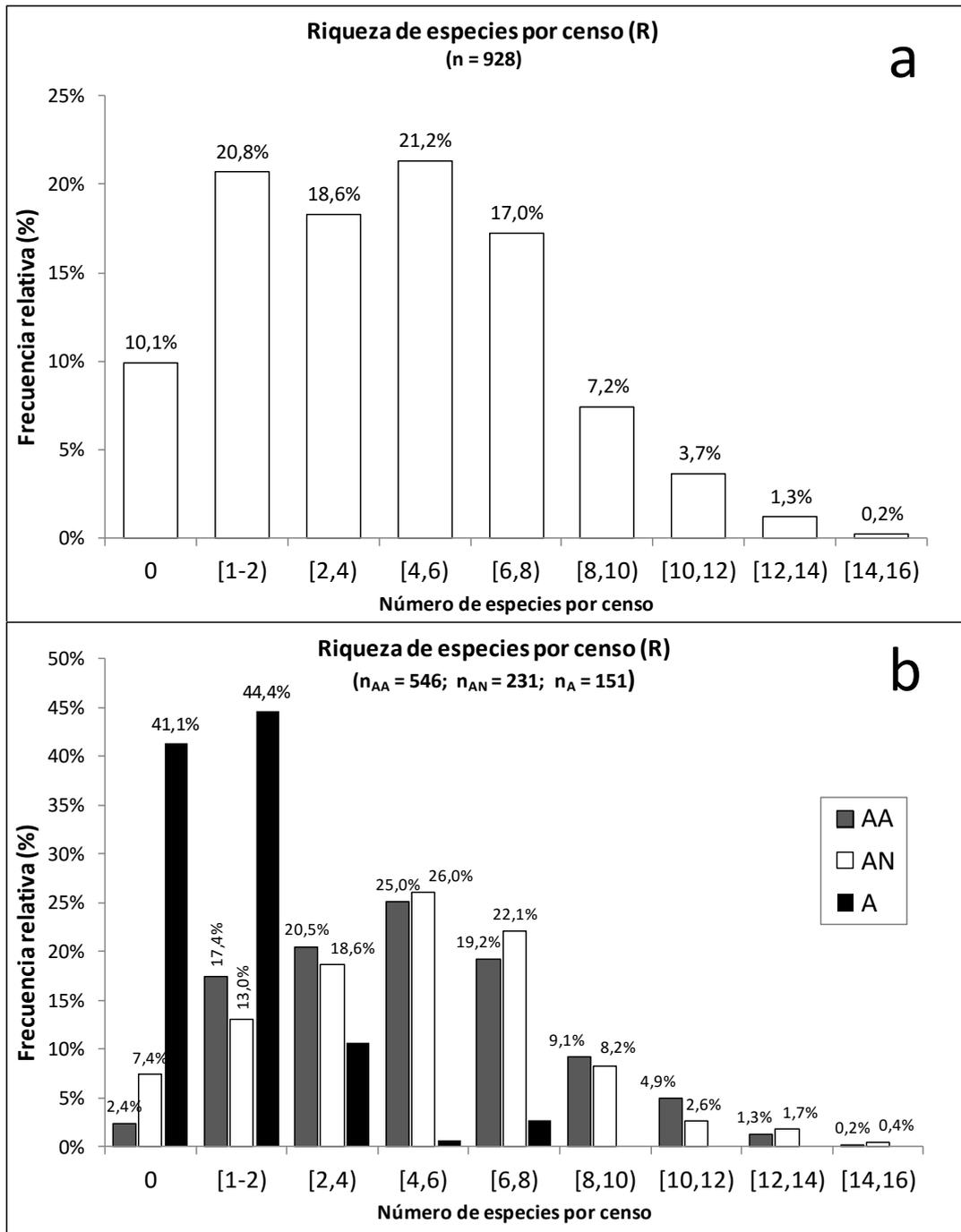
**Tabla 3.3.** Estadísticos descriptivos de la riqueza de especies según el ambiente y periodo de estudio.

Años	AA			AN			A		
	Promedio	DE	n	Promedio	DE	n	Promedio	DE	n
2003	3,66	2,40	162	5,64	3,57	25	2,27	1,79	15
2004	5,35	3,49	141	4,92	3,42	72	1,68	2,47	50
2005	6,71	2,86	113	5,38	3,18	80	0,53	0,96	40
2006	6,13	2,23	62	5,54	1,72	24	1,04	0,37	23
2007	7,16	2,57	31	6,60	2,91	10	0,63	0,74	8
2010	6,66	2,35	38	4,55	2,35	20	0,73	0,80	15

AA ~ arrecife artificial, AN ~ arrecife natural; A ~ fondo arenoso; DE ~ desviación estándar y n ~ número de muestras (censos).

En la figura 3.5a se observa que, en el 78% de 928 censos, la riqueza media de especies varía entre 2 y 8 especies·censo<sup>-1</sup>. Valores de riqueza de especies por encima de 12 especies·censo<sup>-1</sup> son muy poco frecuentes (1,5 %). La riqueza máxima encontrada fue de 15 especies·censo<sup>-1</sup>.

Por ambientes (Fig. 3.5b), la riqueza en especies en AA varían entre 1 y 7 especies·censo<sup>-1</sup> (82% de 449 censos), idéntico al observado en el AN (80 % de la muestras, 184 censos). En ambos ambientes, AA y AN, la riqueza máxima registrada fue de 15 especies·censo<sup>-1</sup>. Sin embargo, en el fondo arenoso el número de la especie más común osciló entre 0 y 2 especies·censo<sup>-1</sup> (85% de las muestras, 129 censos), y el máximo no superó las 8 especies·censo<sup>-1</sup>.



**Figura 3.5.** Riqueza de especies en todos los censos realizado en el área de estudio (a), y diferenciando entre los ambientes de estudio (b).

A pesar de la aplicación de las transformaciones que usualmente se emplean en ecología (logarítmicas y de raíces de diferentes órdenes) no se pudo obtener normalidad y homocedasticidad de varianzas entre los niveles del factor año. Si se logró entre AA y AN, al conjunto, sin distinguir entre años. Por ello y por encontrar

diferencias bastantes importantes con respecto al A, se procedió a evaluar la posible diferencia entre AA y AN de acuerdo con cada periodo temporal. En lugar del análisis de la varianza de dos vías, se decidió realizar los contrastes de hipótesis mediante el test de la t-welch, con el nivel de significación corregido ( $\alpha' = 0,05/6 = 0,0083$ ), debido a la realización de contrastes múltiples. Los resultados muestran una mayor riqueza promedio registrada en AA, en 2005 y 2010 (Tabla 3.4), y posiblemente, mayor riqueza en AN, durante el año 2003 ( $\alpha = 0,0123$ ). El resto de periodos no registraron diferencias significativas. La Figura 3.6 muestra la evolución temporal registrada en los tres ambientes durante los años de estudio.

**Tabla 3.4.** Resultados de los contrastes entre la riqueza en AA y AN, por años ( $\alpha = 0,0083$ ).

Años	$\mu_R$ AA	$\mu_R$ AN	DE <sub>AA</sub>	DE <sub>AN</sub>	n <sub>AA</sub>	n <sub>AN</sub>	g.l.	t-welch	p-valor
2003	<b>3,66</b>	<b>5,64</b>	2,40	3,57	162	25	27,45	-2,6809	0,0123
2004	5,35	4,92	3,48	3,42	141	72	145,73	0,8784	0,3812
2005	<b>6,71</b>	<b>5,38</b>	2,86	3,18	113	80	158,38	2,9391	<b>0,0033</b>
2006	6,13	5,54	2,23	1,72	62	24	54,04	1,3029	0,1981
2007	7,16	6,60	2,57	2,91	31	10	13,83	0,5447	0,5947
2010	<b>6,66</b>	<b>4,55</b>	2,35	2,35	38	20	38,77	3,2461	<b>0,0024</b>

$\mu_R$  ~ riqueza promedio, AA ~ arrecife artificial, AN ~ arrecife natural, A ~ fondo arenoso, DE ~ desviación estándar, g.l. ~ grados de libertad (obtenidos de acuerdo con el procedimiento de cálculo de la t-welch).

En el estudio desarrollado registró un total de 61 especies (Tabla 3.5) divididas en 31 familias, no obstante, la cifra de aquellas especies con una ocurrencia total mínima en censos del 5 % fue de 24 especies. Esta cifra aumenta a 28 especies cuando la ocurrencia es de un mínimo del 5 % en cualquiera de los ambientes de estudio, y no en el total de los datos. Destaca la familia Sparidae, por ser la más representada con 13 especies. Así, en el análisis de las diferencias entre ambientes sólo se tendrán en cuenta las que presenten una ocurrencia mínima del 5%, de manera general. Sin embargo, es posible que sean las especies raras las que determinen las verdaderas diferencias entre hábitats, por lo que se describirá también su posible asociación a algún ambiente.

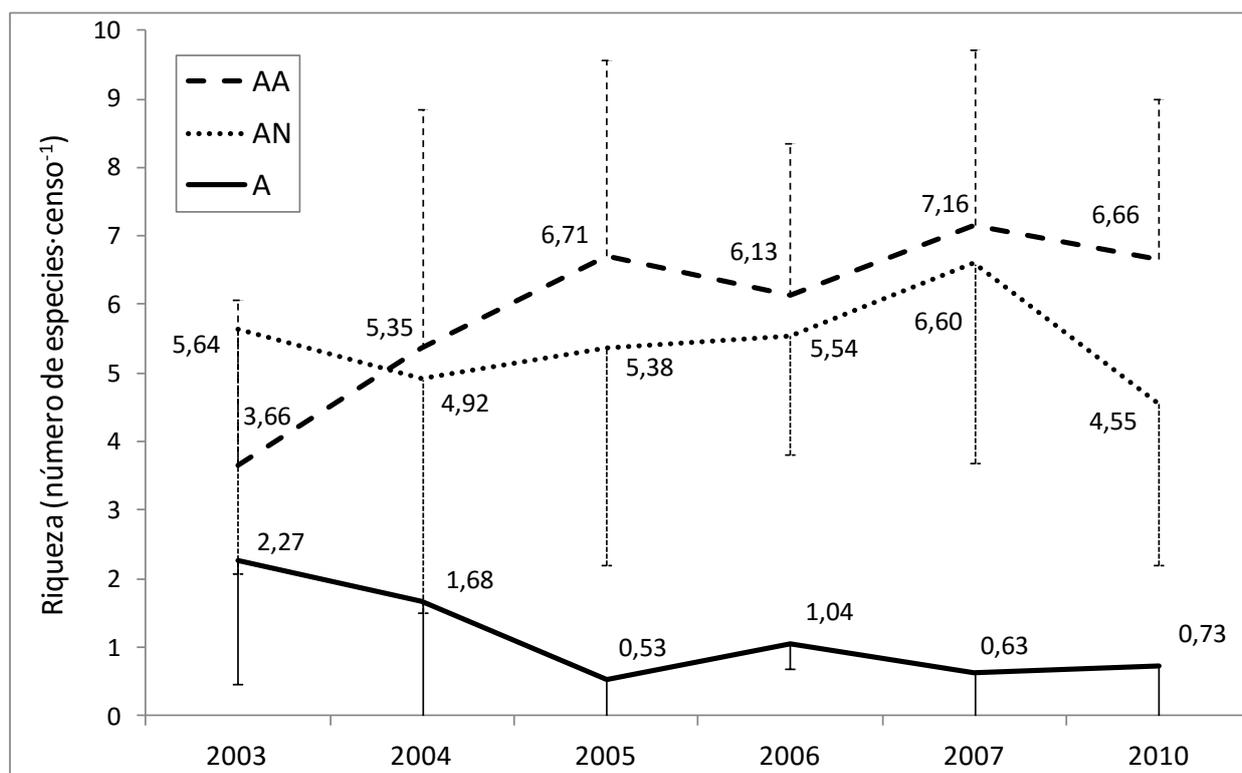


Figura 3.6. Riqueza media de especies, según el ambiente y periodo de estudio (la barra de error, mostrada sólo en un sentido, corresponde a la desviación estándar).

Tabla 3.5. Frecuencia de ocurrencia relativa, total y por ambiente.

ESPECIE	Fi	Fi (AA)	Fi (AN)	Fi(A)
	n = 928	n = 546	n = 231	n = 151
<i>Abudefduf luridus</i> (Fula negra)	52,1%	63,0%	57,6%	3,3%
<i>Apogon imberbis</i> (alfonsito)	28,3%	43,6%	9,5%	0,0%
<i>Aulostomus strigosus</i> (Pez trompeta)	4,1%	0,5%	15,2%	0,0%
<i>Ballistes capriscus</i> (Gallo moruno)	0,4%	0,7%	0,0%	0,0%
<i>Boops boops</i> (Boga)	15,4%	18,1%	19,0%	0,7%
<i>Bothus podas maderensis</i> (Tapaculo)	8,7%	13,6%	1,7%	2,0%
<i>Canthigaster capistrata</i> (Gallinita)	29,7%	39,4%	25,1%	0,7%
<i>Chilomycterus atringa</i> (Tamboril espinoso)	0,8%	0,5%	1,7%	0,0%
<i>Chromis limbata</i>	50,5%	61,2%	56,7%	3,3%
<i>Coris julis</i> (Doncella)	3,6%	5,3%	0,9%	0,0%
<i>Dasyatis pastinaca</i> (Chucho amarillo)	0,9%	0,7%	1,3%	0,7%
<i>Diplodus cervinus cervinus</i> (sargo breado)	3,2%	0,9%	10,8%	0,0%
<i>Diplodus puntazzus</i> (Sargo picudo)	0,4%	0,2%	1,3%	0,0%
<i>Diplodus sargus cadenati</i> (Sargo)	14,6%	10,3%	32,9%	0,7%
<i>Diplodus vulgaris</i> (Seiffa)	13,2%	10,4%	26,4%	1,3%

ESPECIE	Fi n = 928	Fi (AA) n = 546	Fi (AN) n = 231	Fi(A) n = 151
<i>Epinephelus marginatus</i> (Mero)	0,1%	0,0%	0,4%	0,0%
<i>Gymnothorax miliaris</i> (murión)	0,3%	0,5%	0,0%	0,0%
<i>Gymnothorax unicolor</i> (Murión amarillo)	0,5%	0,7%	0,4%	0,0%
<b><i>Heterocoger longissimus</i> (anguila jardinera)</b>	<b>7,7%</b>	3,1%	3,9%	<b>27,8%</b>
<b><i>Heteropriacanthus cruentatus</i> (Catalufa)</b>	<b>5,8%</b>	<b>8,1%</b>	2,2%	0,0%
<i>Lythognathus mormyrus</i> (Herrera)	0,5%	0,5%	0,9%	0,0%
<b><i>Mullus surmuletus</i> (Salmonete)</b>	<b>5,2%</b>	3,8%	<b>11,7%</b>	0,0%
<b><i>Muraena augusti</i> (morena negra)</b>	<b>7,9%</b>	<b>11,2%</b>	3,9%	2,6%
<i>Muraena helena</i> (Morena pintada)	0,1%	0,2%	0,0%	0,0%
<i>Mycteroperca fusca</i> (Abade)	0,6%	0,2%	2,2%	0,0%
<i>Myliobatis aquila</i> (Ratón, águila marina)	0,6%	0,5%	0,9%	0,7%
<i>Oblada melanura</i> (Galana)	1,4%	1,6%	1,3%	0,0%
<i>Octopus vulgaris</i> (Pulpo común)	0,3%	0,4%	0,4%	0,0%
<b><i>Pagellus acarne</i> (Besugo)</b>	<b>6,0%</b>	<b>8,2%</b>	<b>5,2%</b>	0,0%
<i>Pagellus erythrinus</i> (Breca)	0,2%	0,2%	0,4%	0,0%
<b><i>Pagrus auriga</i> (Catalineta)</b>	<b>5,5%</b>	3,3%	<b>11,3%</b>	2,0%
<i>Pagrus pagrus</i> (Bosinegro)	0,7%	0,4%	2,2%	0,0%
<i>Parapristipoma octolineatum</i> (Burrito listado)	0,3%	0,0%	1,3%	0,0%
<b><i>Pomadasys incisus</i> (Roncador)</b>	<b>12,9%</b>	<b>15,8%</b>	<b>16,0%</b>	0,0%
<i>Pseudocaranx dentex</i> (Jurel)	0,3%	0,5%	0,0%	0,0%
<i>Sarda sarda</i> (Atún sierra)	0,2%	0,4%	0,0%	0,0%
<i>Sardina</i> spp. (género de sardinas)	0,3%	0,2%	0,9%	0,0%
<i>Sarpa salpa</i> (Salema)	2,2%	2,4%	3,5%	0,0%
<i>Scorpaena maderensis</i> (Rascacio)	4,1%	5,5%	2,6%	0,7%
<i>Scorpaena notata</i> (Rascacio)	0,1%	0,0%	0,4%	0,0%
<i>Sepia officinalis</i> (Choco)	0,4%	0,4%	0,4%	0,7%
<i>Seriola dumerili</i> (Medregal)	0,2%	0,4%	0,0%	0,0%
<i>Seriola rivoliana</i> (Medregal)	2,7%	3,7%	2,6%	0,0%
<b><i>Serranus atriacuda</i> (Cabrilla)</b>	<b>34,9%</b>	<b>52,4%</b>	16,0%	2,6%
<i>Serranus cabrilla</i> (Cabrilla rubia o reina)	3,6%	3,3%	5,2%	0,7%
<i>Serranus scriba</i> (Vaquita)	0,7%	0,7%	0,9%	0,0%
<b><i>Sparisoma cretense</i> (Vieja)</b>	<b>29,4%</b>	29,3%	<b>47,2%</b>	1,3%
<b><i>Spherooides marmoratus</i> (Tamboril)</b>	<b>15,2%</b>	<b>17,2%</b>	9,5%	<b>15,2%</b>
<b><i>Sphyaena viridensis</i> (Bicuda)</b>	<b>7,3%</b>	<b>8,6%</b>	<b>10,4%</b>	0,0%
<b><i>Spondylisoma cantharus</i> (Chopa)</b>	<b>8,8%</b>	<b>12,1%</b>	6,9%	0,7%
<i>Squatina squatina</i> (Angelote)	1,4%	2,0%	0,4%	2,6%

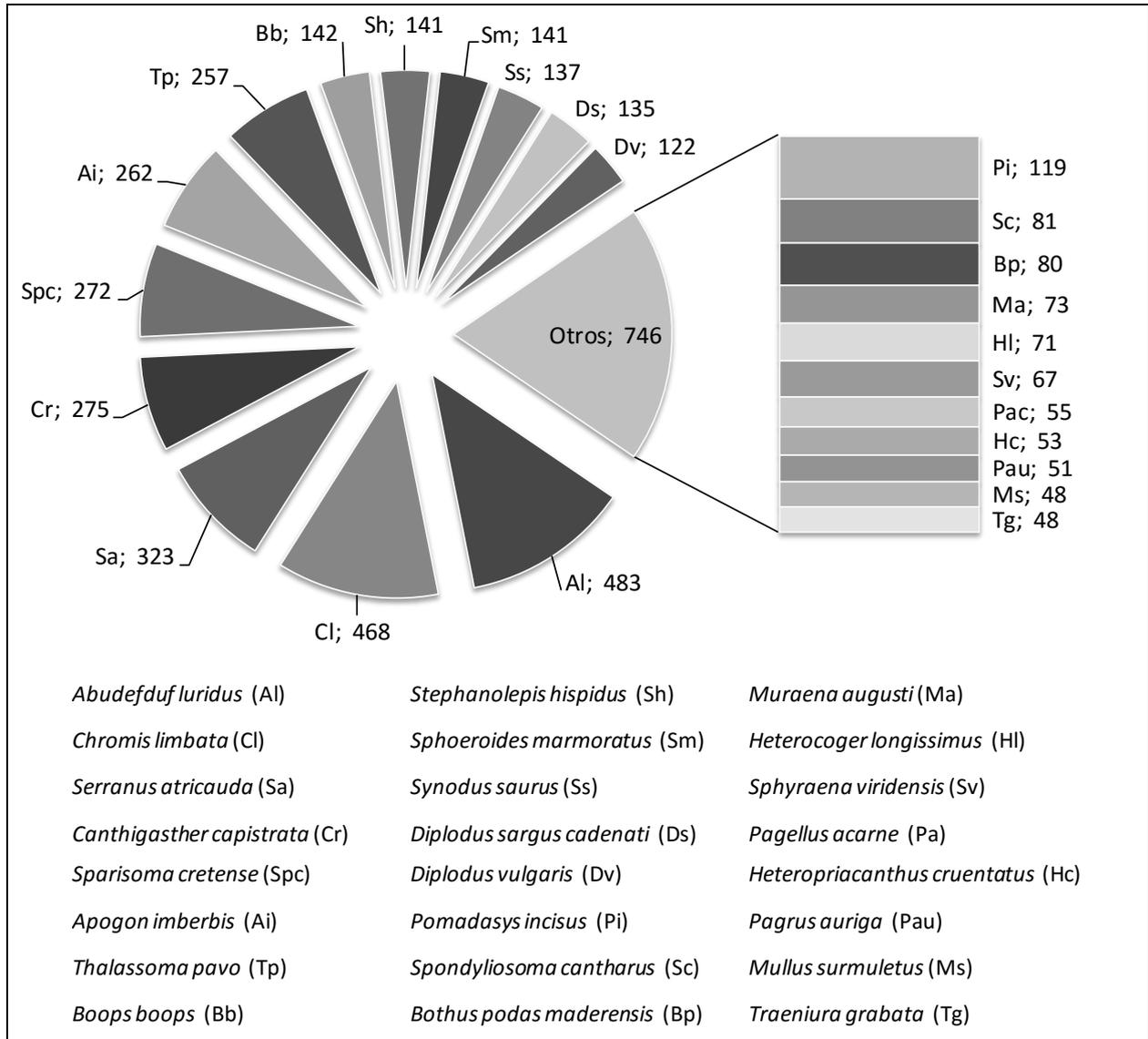
ESPECIE	Fi n = 928	Fi (AA) n = 546	Fi (AN) n = 231	Fi(A) n = 151
<i>Stephanolepis hispidus</i> (Gallo)	15,3%	14,8%	21,2%	4,6%
<i>Synodus saurus</i> (Lagarto claro)	14,8%	17,9%	16,5%	0,7%
<i>Synodus synodus</i> (Lagarto oscuro)	0,1%	0,2%	0,0%	0,0%
<i>Thalassoma pavo</i> (Guelde)	27,7%	26,2%	45,9%	1,3%
<i>Torpedo marmorata</i> (tembladera)	0,4%	0,4%	0,9%	0,0%
<i>Trachinotus ovatus</i> (palometa)	0,1%	0,2%	0,0%	0,0%
<i>Trachinus draco</i> (Pez araña)	4,5%	4,2%	3,9%	6,0%
<i>Traeniura grabata</i> (Chucho negro)	5,2%	6,8%	3,9%	1,3%
<i>Xyrichthys novacula</i> (Pejepeine)	3,8%	2,9%	1,7%	9,9%

De acuerdo con su ocurrencia en el AA, sobresalen *Abudefduf luridus*, *Apogon imberbis*, *Boops boops*, *Bothus podas maderensis*, *Canthigaster capistrata*, *Chromis limbata*, *Coris julis*, *Heteropriacanthus cruestatus*, *Muraena augusti*, *Pagellus acarne*, *Pomadasys incisus*, *Scorpaena* spp., *Serranus atricuada*, *Sphoeroides marmoratus*, *Sphyraena viridensis*, *Spondyliosoma cantharus*, *Stephanolepis hispidus*, *Synodus saurus*, *Thalassoma pavo* y *Traeniura grabata* (Tabla 3.5). En el AN resalta la ocurrencia de *A. luridus*, *Aulostomus strigosus*, *B. boops*, *C. capistrata*, *C. limbata*, *Diplodus cervinus cervinus*, *D. sargus cadenati*, *D. vulgaris*, *Mullus surmuletus*, *P. acarne*, *Pagrus auriga*, *P. incisus*, *Serranus cabrilla*, *Sparisoma cretense*, *S. viridensis*, *S. cantharus*, *S. hispidus*, *S. saurus* y *T. pavo*. Por último, en A, *Heterocoger longissimus*, *S. marmoratus*, *Trachinus draco* y *Xyrichthys novacula* (Tabla 3.5).

Aunque con densidades bajas (<2%), se ha observado a *Chilomycterus atringa* (tamboril espinoso) en el AN, y aún con menos frecuencia en el AA. Esta especie está protegida por la legislación pesquera autonómica, y parece cumplir un papel fundamental en cuanto que consume ejemplares de *Diadema africanum* (Espino et al., 2007).

La Figura 3.7, muestra el número de censos que presentaron las especies de ocurrencia mínima del 5 % (46 censos). Destacan *Abudefduf luridus* y *Chromis limbata*, con una presencia superior a 450 censos; y además, *Serranus atricauda*, *Canthigaster capistrata*, *Sparisoma cretense*, *Apogon imberbis* y *Thalassoma pavo*, por ser registradas en un rango de 350-250 censos. En cuanto a su interés

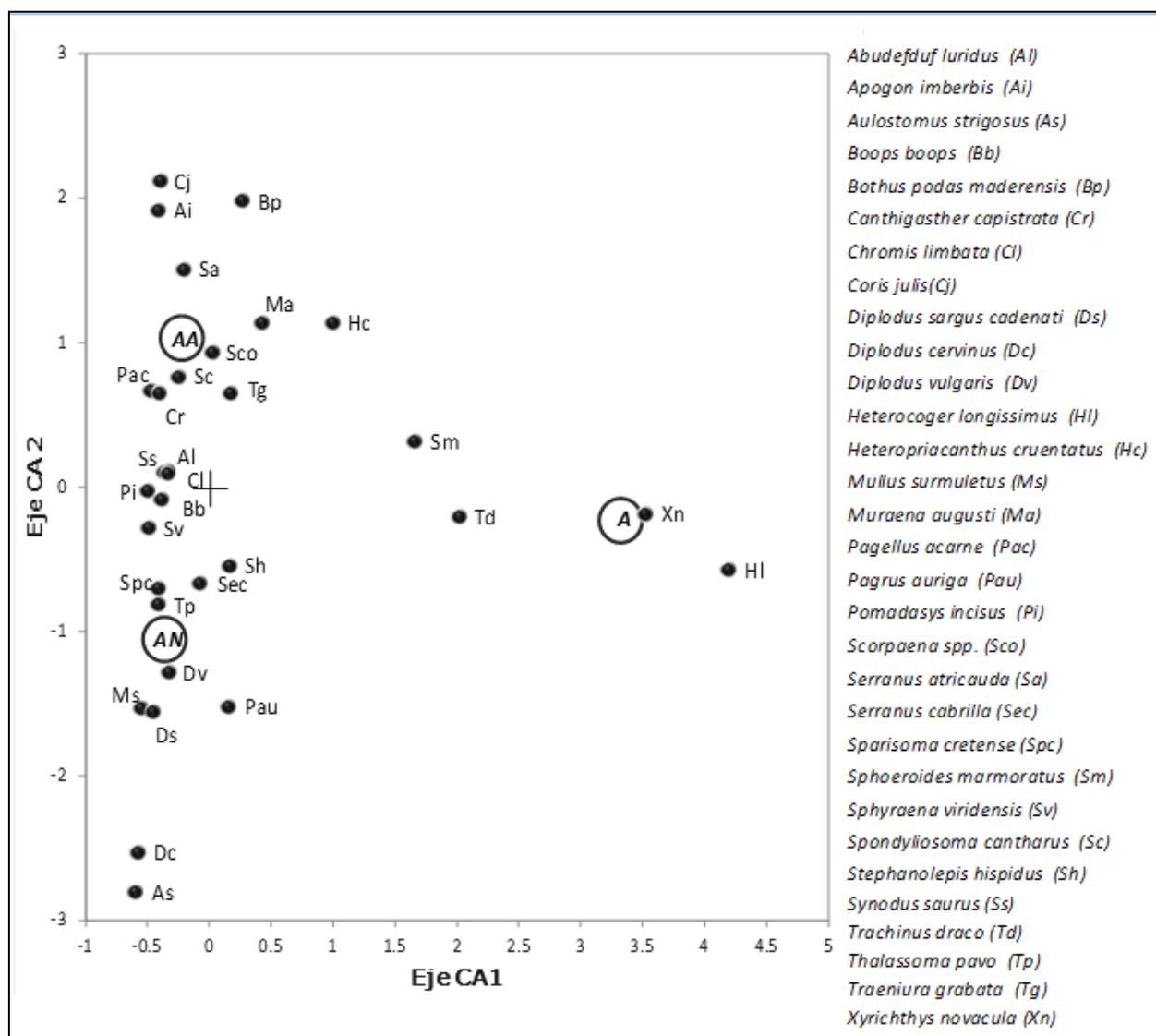
pesquero, *S. atricuada*, *S. cretense*, *Stephanolepis hispidus*, *Diplodus sargus cadenati*, *D. vulgaris*, *Spondyliosoma cantharus*, *Muraena augusti*, *Sphyaena viridensis*, *Pagellus acarne*, *Pagrus auriga* y *Mullus surmuletus*. Por otro lado, y en cuanto a su papel como especies carnívora de gran tamaño, *Traeniura grabata*.



**Figura 3.7.** Ocurrencia absoluta de las especies censadas (n = 928 censos).

Como apoyo a las cifras de ocurrencia observadas en la Tabla 3.5, el análisis de correspondencia (Fig. 3.8) muestra la falta de independencia de las especies censadas de acuerdo con el ambiente (chi-cuadrado de Pearson, de  $\chi^2 = 558.97$ , gl = 60, p-valor < 0,0001). Las especies cuya ocurrencia está más asociada al AA (Fig. 3.8) y que presentaron mayor frecuencia en este ambiente (Tabla 3.5) fueron

*Apogon imberbis* (Ai), *Bothus podas maderensis* (Bp) y *Serranus atricauda* (Sa). En el AN destacan *Aulostomus strigosus* (As), *Diplodus cervinus cervinus* (Dc), *D. sargus cadenati* (Ds), *D. vulgaris* (Dv), *Mullus surmuletus* (Ms), *Pagrus auriga* (Pau), *Sparisoma cretense* (Spc), *Stephanolepis hispidus* (Sh) y *Thalassoma pavo*. En A, la ocurrencia y frecuencia de *Heteroconger longissimus* (HI) resultó destacable.



**Figura 3.8.** Representación gráfica de la ordenación obtenida con el análisis de correspondencia (CA).

Otras especies se observan de manera frecuente en más de uno de los ambientes de estudio. Por ejemplo, en el caso de AN y AA, *Abudefduf luridus* (Al),

*Boops boops* (Bb), *Canthigaster capistrata* (Cr), *Chromis limbata* (Cl), *Pagellus acarne* (Pac), *Pomadasys incisus* (Pi), *Sparisoma cretense* (Spc) y *Sphyaena viridensis* (Sv). *Sphoeroides marmoratus* (Sm) presenta una ocurrencia importante en AA y A.

La medida de similitud empleada en el CA (chi-cuadrado), da importancia a las especies raras (Legendre y Legendre, 2012). Por ello, otras especies con poca ocurrencia, muestran también relación con alguno de estos ambientes. Este es el caso de *Serranus cabrilla* (Sec) en el AN, *Muraena augusti* (Ma) en AA, además de *Trachinus draco* (Td) y *Xyrichtys novacula* (Xn) en A.

En relación a especies muy raras (1-5% de ocurrencia), conviene mencionar la presencia de *Chilomycterus atrinca* y *Dasyatis pastinaca*, en AN, con ocurrencias del 1,7 y 1,3%, respectivamente (Tabla 3.5). Además de *Oblada melanura* y *Parapristipoma octolineatum*, ambos con ocurrencias del 1,3%, y *Pagrus pagrus* (2%), en AN. Por otro lado, es interesante la presencia diurna de *Squatina squatina* en AA y A, con cifras del 2 y 2,6%.

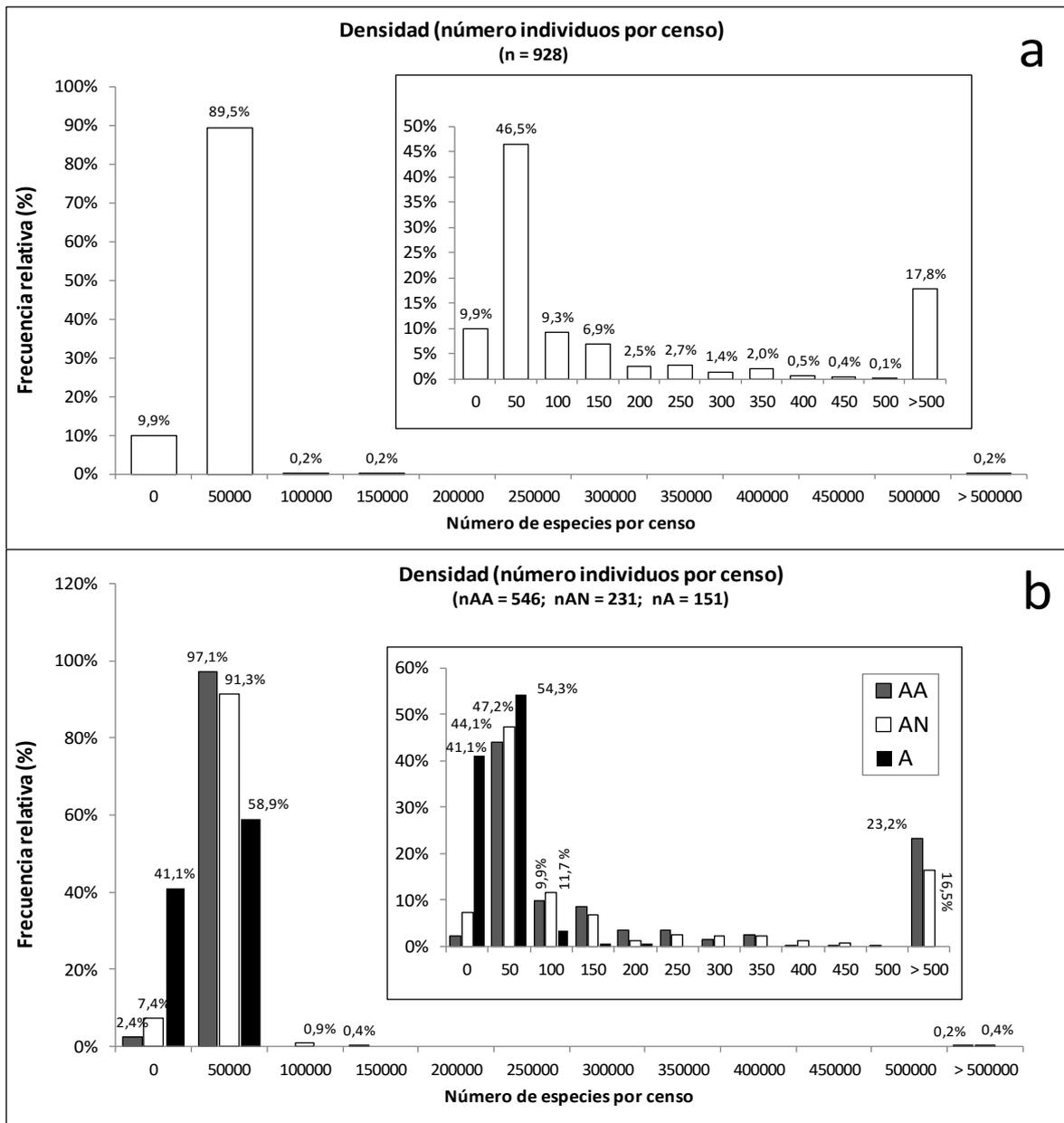
### 3.3.1.2. Densidad de especies

La densidad media (individuos·censo<sup>-1</sup>) en la zona de estudio fue 2.371 individuos·censo<sup>-1</sup> (D.E.: 28.668), mientras que la mediana fue 34 individuos·censo<sup>-1</sup> (80% de los datos entre 1 y 1.144), ambas cifras muy diferentes.

De manera más detallada, el histograma del total de censos realizados (Fig. 3.9a, n= 928 censos) muestra que el 89,5 % cifras de densidad van de 1 a 50.000 individuos·censo<sup>-1</sup>, y que existen ciertos valores extremos de más de 500.000 especímenes (0,2%). Con el objeto de desglosar esta información, en la figura Fig.3.9a (interior) se muestra que en el 9,9 % de los censos no se registró ningún individuo, y en aproximadamente la mitad de los censos se registraron entre 1 y 50 individuos, registrándose en el 17,8% de los mismos más de 500 especímenes.

Cuando la densidad se analiza de acuerdo al ambiente (Fig. 3.9b), se observa que en el AA (n= 546 censos) y en el AN (n= 231 censos) esta oscila entre 1 y 50.000 individuos·censo<sup>-1</sup>, lo que equivale a aproximadamente el 90% de las muestras. Para el A, la ocurrencia nula de especies de peces en los censos es mayor, con un 41,1%. En la figura Fig. 3.9b (interior) se aprecia que, al cambiar a

una escala menor, entre el 44 y 55% de los censos se registró entre 1 y 50 especímenes, en los tres ambientes. Los censos que superaron los 500 especímenes representan el 23,2% en AA y el 16,5% en AN, quedando el resto de censos entre valores intermedios y cero (2,4% en AA y 7,4% en AN)(diagrama interior de la Fig. 3.9b).



3.9. Densidad de especies (individuos·censo<sup>-1</sup>) en toda el área de estudio (a) y en los ambientes de estudio (b). Las gráficas internas, de menor tamaño, cambian la escala para mostrar con detalle la distribución de los valores. Las cifras del eje x marcan el máximo valor de rango de valores de la densidad, sin incorporarlo.

La mayor parte de las especies presenta una densidad inferior a 10 individuos·censo<sup>-1</sup>. Sólo superaron esta cifra *Boops boops*, *Pomadasys incisus*, *Pagellus acarne*, *Spondylisoma cantharus*, *Apogon imberbis*, *Sphyaena viridensis*, *Heteroconger longissimus*, *Chromis limbata*, *Diplodus vulgaris* y *Thalassoma pavo*.

La densidad promedio ( $\mu_D \sim$  individuos·censo<sup>-1</sup>), transformada mediante el  $\log_{10}(D+1)$ , resultó similar entre los sistemas arrecifales AA ( $\mu_D^2 = 2.625$  individuos·censo<sup>-1</sup>) y AN ( $\mu_D = 3.319$  individuos·censo<sup>-1</sup>), y fueron significativamente mayores a las observadas en fondos arenosos (AA vs A: t-welch = 21,0014 y p-valor < 0,01. AN vs A: t-welch = 16,5357 y p-valor < 0,01). No obstante, cuando los contrastes se realizaron por años, se encontraron diferencias entre AA y AN, de modo que la densidad media registrada fue significativamente mayor en AA en 2005 y 2010 (Tabla 3.6).

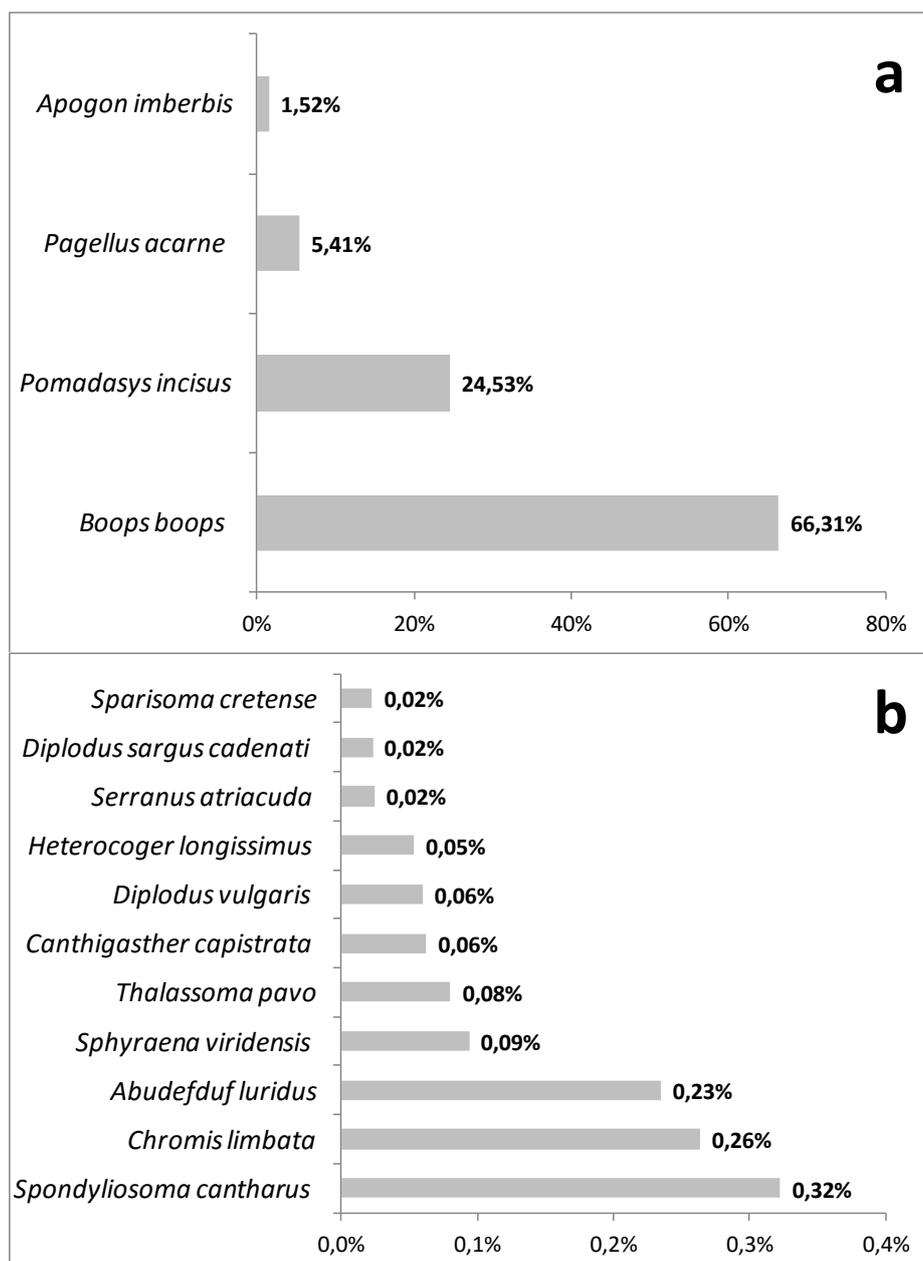
**Tabla 3.6.** Resultados de los contrastes entre la densidad en AA y AN, por años ( $\alpha = 0,0083$ ). Fue necesario transformar mediante el  $\log_{10}(x + 1)$ , para disminuir la variabilidad. En la tabla aparecen los datos transformados.

Años	$\mu_R$ AA	$\mu_R$ AN	DE <sub>AA</sub>	DE <sub>AN</sub>	n <sub>AA</sub>	n <sub>AN</sub>	g.l.	t-welch	p-valor
2003	1,6498	1,8630	1,3221	1,1626	162	25	34,16	-0,8382	0,4077
2004	1,7910	1,7715	1,0711	1,1605	141	72	133,39	0,1189	0,9055
2005	2,0025	1,5806	0,8532	0,8643	113	80	168,90	3,3589	<b>0,0010</b>
2006	2,0317	1,9546	0,7340	0,7006	62	24	43,72	0,4514	0,6539
2007	2,2992	1,9749	0,7020	0,6119	31	10	17,33	1,4041	0,1780
2010	2,3071	1,7566	0,8240	0,6796	38	20	45,72	2,7000	<b>0,0092</b>

$\mu_R$  ~ riqueza promedio, AA ~ arrecife artificial, AN ~ arrecife natural, A ~ fondo arenoso, DE ~ desviación estándar, g.l. ~ grados de libertad (obtenidos de acuerdo con el procedimiento de cálculo de la t-welch).

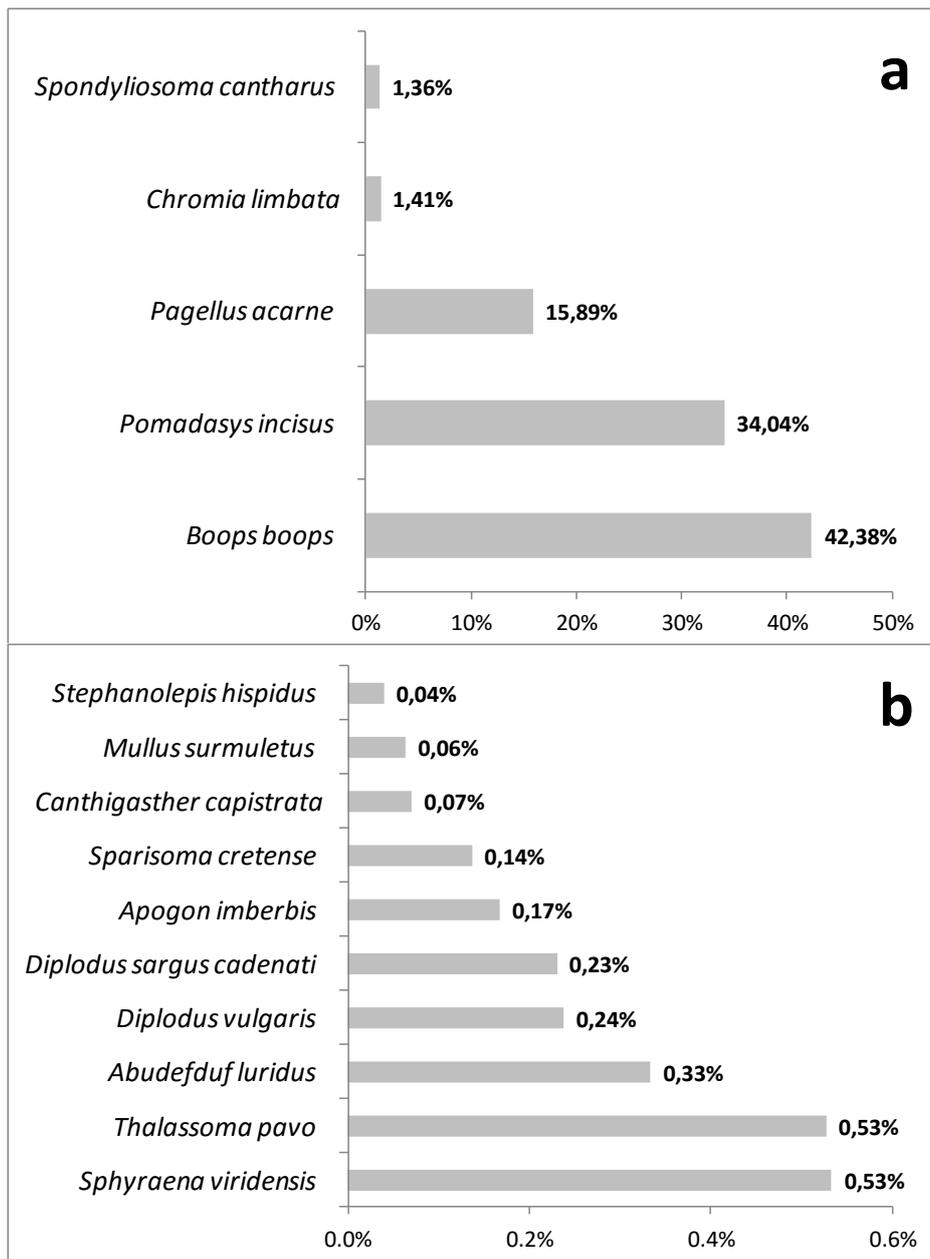
Las especies que aportaron más densidad fueron *Boops boops*, *Pomadasys incisus* y *Pagellus acarne*, tanto en el AA (Fig. 3.10a), como en AN (Fig. 3.11a). En el AA, destaca también *Apogon imberbis* (Fig. 3.10a) y con menos de un 1% a la densidad total (suma de todos los censos) *Spondylisoma cantharus*, *Chromis limbata* y *Abudefduf luridus*, entre otras (Fig. 3.10b).

<sup>2</sup> Se muestran valores medios sin transformar, pero en los contrastes de hipótesis se aplicó la transformación de  $\log_{10}(\text{Densidad} + 1)$ .



**Figura 3.10.** Proporción específica por especie al total de densidad registrada en el AA. Especies con aporte mayor al 1 % (a), y menor al 1 % (b).

En el AN, *Chromis limbata* y *Spondyliosoma cantharus* representan una proporción mayor al 1% (Fig. 3.11a) y con menos de un 1% a la densidad total, *Sphyaena viridensis*, *Thalassoma pavo* y *Abudefduf luridus*, entre otras (Fig. 3.11b).



**Figura 3.11.** Proporción específica por especie al total de densidad registrada en el AN. Especies con aporte mayor al 1 % (a), y menor al 1 % (b).

La Tabla 3.7 muestra los valores medios de densidad y desviación estándar, de las especies con una ocurrencia mínima del 5 %, en al menos uno de los ambientes de estudio.

**Tabla 3.7.** Cifras promedias ( $\mu$ ) y desviación estándar (DE) de densidad (número individuos·censo<sup>-1</sup>) en especies de ocurrencia  $\geq 5\%$  en el arrecife artificial (AA) y natural (AN).

Especie	$\mu$ AA	DE_AA	$\mu$ AN	DE_AN
<i>Abudefduf luridus</i>	10	33	7	8
<i>Apogon imberbis</i>	91	181	20	46
<i>Aulostomus strigosus</i>	1	1	1	1
<i>Boops boops</i>	9585	70891	2570	15033
<i>Bothus podas maderensis</i>	2	3	1	1
<i>Canthigasther capistrata</i>	4	4	3	3
<i>Chromis limbata</i>	11	13	29	63
<i>Coris julis</i>	6	18	4	3
<i>Diplodus cervinus cervinus</i>	2	2	2	2
<i>Diplodus sargus cadenati</i>	6	9	8	9
<i>Diplodus vulgaris</i>	15	30	10	16
<i>Heteropriacanthus cruentatus</i>	3	2	1	1
<i>Mullus surmuletus</i>	5	3	6	5
<i>Muraena augusti</i>	1	0	1	0
<i>Pagellus acarne</i>	1721	1795	3533	9925
<i>Pagrus auriga</i>	3	2	3	3
<i>Pomadasys incisus</i>	4081	10989	2455	8221
<i>Scorpaena maderensis</i>	2	1	1	1
<i>Serranus atriacuda</i>	1	1	1	1
<i>Serranus cabrilla</i>	1	1	1	0
<i>Sparisoma cretense</i>	2	2	3	4
<i>Sphoeroides marmoratus</i>	2	2	1	1
<i>Sphyraena viridensis</i>	29	38	59	93
<i>Spondylisoma cantharus</i>	70	143	227	222
<i>Stephanolepis hispidus</i>	2	2	2	3
<i>Synodus saurus</i>	2	2	2	1
<i>Thalassoma pavo</i>	8	13	13	17
<i>Traeniura grabata</i>	1	0	1	0

En relación con la comparativa entre el AA y el AN, los análisis CAP (Fig. 3.12; realizados con 4999 permutaciones), dedicados a comprobar las diferencias entre AA y AN, de acuerdo a la densidad de especies censadas (previa transformación logarítmica de base 10, de  $x + 1$  y empleando la similitud de Bray-Curtis), mostraron diferencias significativas entre estos ambientes en los años 2005, 2006 y 2010 (el resto de años hubo problemas con el desarrollo de los análisis). La proporción de puntos ordenados de manera correcta (medida del desarrollo correcto del análisis) fue alta (superó más del 90% en 2005 y 2006), aunque fue

menor en las muestras de AA de 2010 (75 %). En la identificación de las especies que más contribuyen a la diferencia entre los censos de ambos arrecifes, se observarán las mayores cifras de correlación canónica, entre las especies y los ejes CAP, de acuerdo con Anderson (2004).

En 2005, las muestras del AA se han ordenado principalmente en el lado positivo del eje canónico (Fig. 3.12a), mientras que los censos del AN han sido ordenados en el lado negativo de este eje. Las diferencias se deben principalmente a una combinación o estructura multivariante de las especies relacionadas con los censos del AA (Tabla 3.8, 2005) que evolucionan positivamente en el eje canónico (Fig. 3.12b), mientras que las del AN (Tabla 3.8, 2005) lo hacen más negativamente en relación a dicho eje (Fig. 3.12b). El papel del resto de especies contribuye menos a la diferenciación (Fig. 3.12b).

Durante 2006, las muestras del AA se han ordenado principalmente en el lado negativo del eje canónico (Fig. 3.12c), mientras que los censos del AN lo hacen en el lado positivo de este eje. Las diferencias se deben principalmente a una combinación o estructura multivariante de las especies relacionadas con los censos del AA (Tabla 3.8, 2006) que evolucionan más negativamente con el eje canónico (Fig. 3.12d) que las procedentes del AN (Tabla 3.8, 2006) que lo hacen de forma positiva en el mismo eje (Fig. 3.12d). El resto de especies observadas contribuyen menos a la diferenciación (Fig. 3.12d).

En 2010, se observa una desproporción muestral muy importante, con un mayor número de censos en el AA (Fig. 3.12e). En este año, los censos se ordenan principalmente a lo largo del lado negativo del eje canónico (Fig. 3.12e), mientras que los censos de AN lo hacen en el lado positivo de este eje. Las diferencias se deben principalmente a una estructura multivariante de las especies relacionadas con los censos del AA (Tabla 3.8, 2010) relacionadas más negativamente con el eje canónico (Fig. 3.12f), y a las de AN (Tabla 3.8, 2010), relacionadas más positivamente con el eje canónico (Fig. 3.12f). El resto de especies observadas contribuyen menos a la diferenciación (Fig. 3.12f).

Los resultados se muestran muy ligados a un despliegue similar y amplio, entre el arrecife artificial y el natural. La superioridad de censos realizados en AA, en 2010, podría probablemente describir mejor este sistema, que el despliegue menos numeroso realizado en AN.

---

**Tabla 3.8.** Especies contribuidoras a las diferencias en densidad, entre AA y AN de acurdo con los censos realizados en 2005, 2006 y 2010.

AA	AN
<b>2005</b> ( $\delta_1^2 = 0,6883^3$ y p-valor= 0,0002)	
<i>Apogon imberbis</i> (Ai)	<i>Thalassoma pavo</i> (Tp)
<i>Serranus atricauda</i> (Sa)	<i>Sphyraena viridensis</i> (Sv)
<i>Canthigasther capistrata</i> (Cr)	<i>Diplodus sargus</i> (Ds)
<i>Abudefduf luridus</i> (Al)	<i>D. vulgaris</i> (Dv)
<i>Muraena augusti</i> (Ma)	<i>Sparisoma cretense</i> (Scp)
<i>Boops boops</i> (Bb)	<i>Pagrus auriga</i> (Pau)
<i>Bothus podas maderensis</i> (Bp)	<i>Aulostomus strigosus</i> (As)
<b>2006</b> ( $\delta_1^2 = 0,7251$ y p-valor= 0,0002)	
<i>Apogon imberbis</i> (Ai)	<i>Diplodus cervinus cervinus</i> (Dc)
<i>Serranus atricauda</i> (Sa)	<i>Mullus surmuletus</i> (Ms)
<i>Canthigasther capistrata</i> (Cr)	<i>Sparisoma cretense</i> (Spc)
<i>Pagrus auriga</i> (Pau)	<i>Pomadasys incisus</i> (Pi)
<i>Muraena augusti</i> (Ma)	<i>Stephanolepis hispidus</i> (Sh)
<i>Heteropriacanthus cruentatus</i> (Hc)	
<b>2010</b> ( $\delta_1^2 = 0,4712$ y p-valor= 0,0002)	
<i>Canthigasther capistrata</i> (Cr)	<i>Heteroconger longissimus</i> (HI)
<i>Serranus atricauda</i> (Sa)	<i>Thalassoma pavo</i> (Tp)
<i>Chromis limbata</i> (Cl)	
<i>Sphoeroides marmoratus</i> (Sm)	
<i>Stephanolepis hispidus</i> (Sh)	
<i>Abudefduf luriduf</i> (Al)	
<i>Muraena augusti</i> (Ma)	
<i>Sphyraena viridensis</i> (Sv)	

<sup>3</sup> ( $\delta_1$ )<sup>2</sup> ~ Primera correlación canónica al cuadrado (Estadístico empleado en el análisis canónico de coordenadas principales, CAP) para explicar la correlación de las especies (variables) con los ejes que ordenan las muestras (los censos).

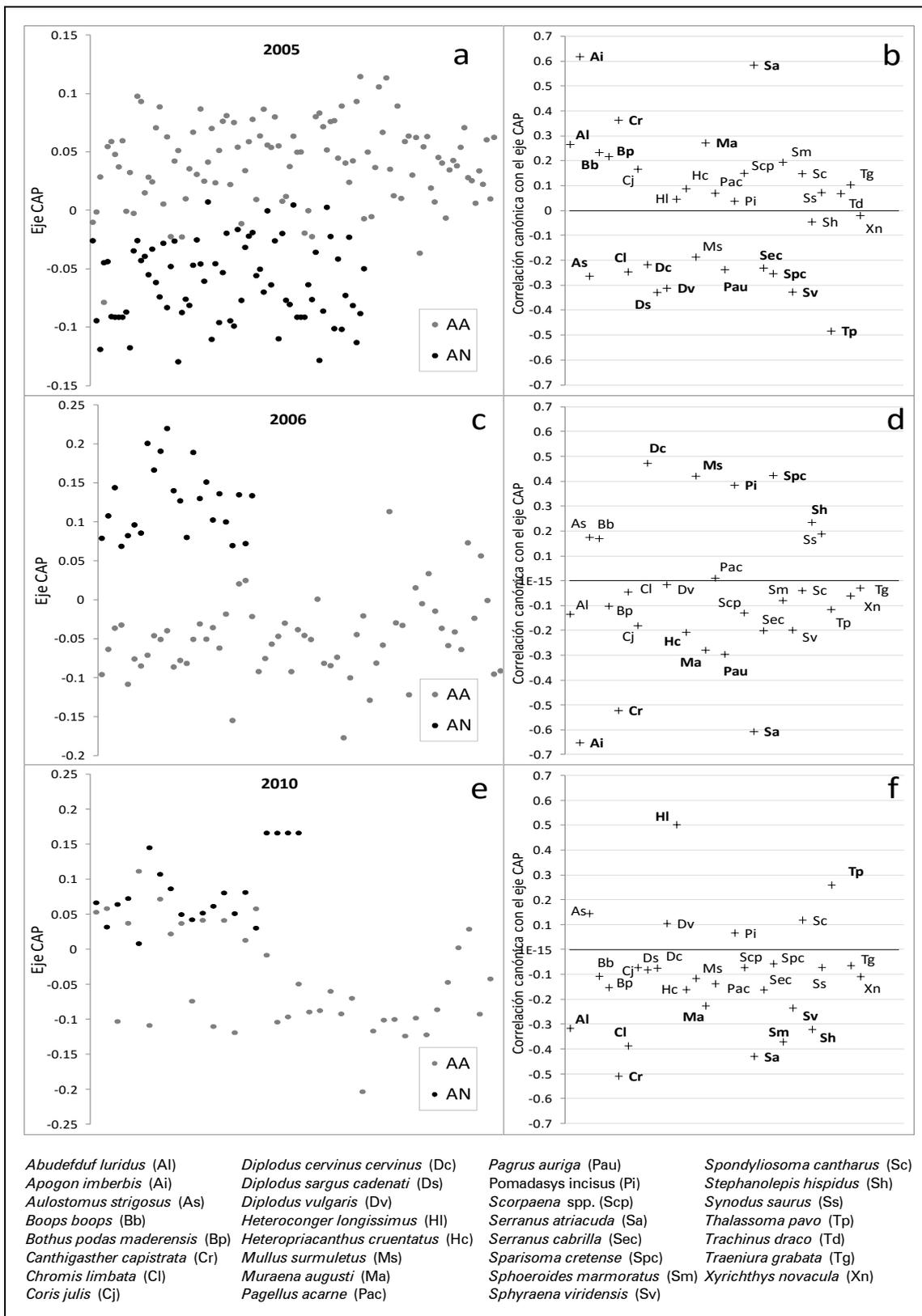


Figura 3.12. Ordenación del análisis CAP entre el arrecife artificial (AA) y el arrecife natural (AN), en 2005, 2006 y 2010.

Con el objeto de profundizar más en la comparativa entre el AA y el AN, se plantea un contraste de la diversidad de especies, medida a través del índice de Shannon-Weaver ( $H'$ ; 1949) en ambos sistemas arrecifales. Éste se calculó incluyendo a todas las especies y cefalópodos censadas. El  $H'$  presentó cifras mayoritarias que variaron entre 0,9 y 1,5 en el AA (40% de censos) y entre 0,9 y 1,8 en el AN (60 % de los censos) (Fig. 3.13). La diversidad, de acuerdo con  $H'$ , resulta significativamente mayor en el AN (t-welch: 2,0778 y p-valor= 0,04). Las cifras medias (D.E.) de  $H'$ , fueron 0,7918 (0,5360) y 0,8880 (0,5896), en el AA y el AN, respectivamente. Y como la cifra de riqueza es similar entre ambas estructuras, la diferencia encontrada en  $H'$  probablemente sea debido a que los datos de densidad de especies censadas en el AN, poseen más equitatividad que los de las densidades de las especies registradas en el AA. Como la riqueza máxima de un censo fue de 15 especies, el  $H'_{max}$  que puede obtenerse, sería el  $\text{Log}_e(15) = 2,7081$ .

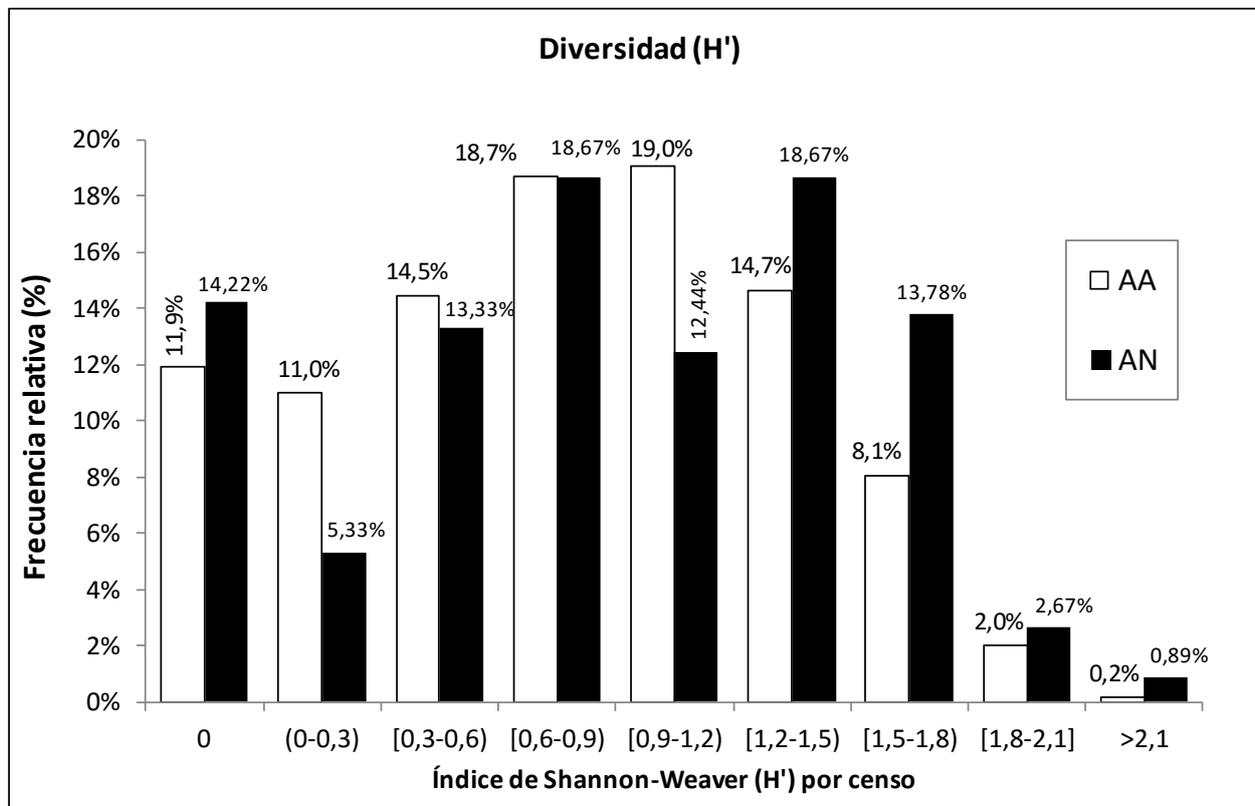
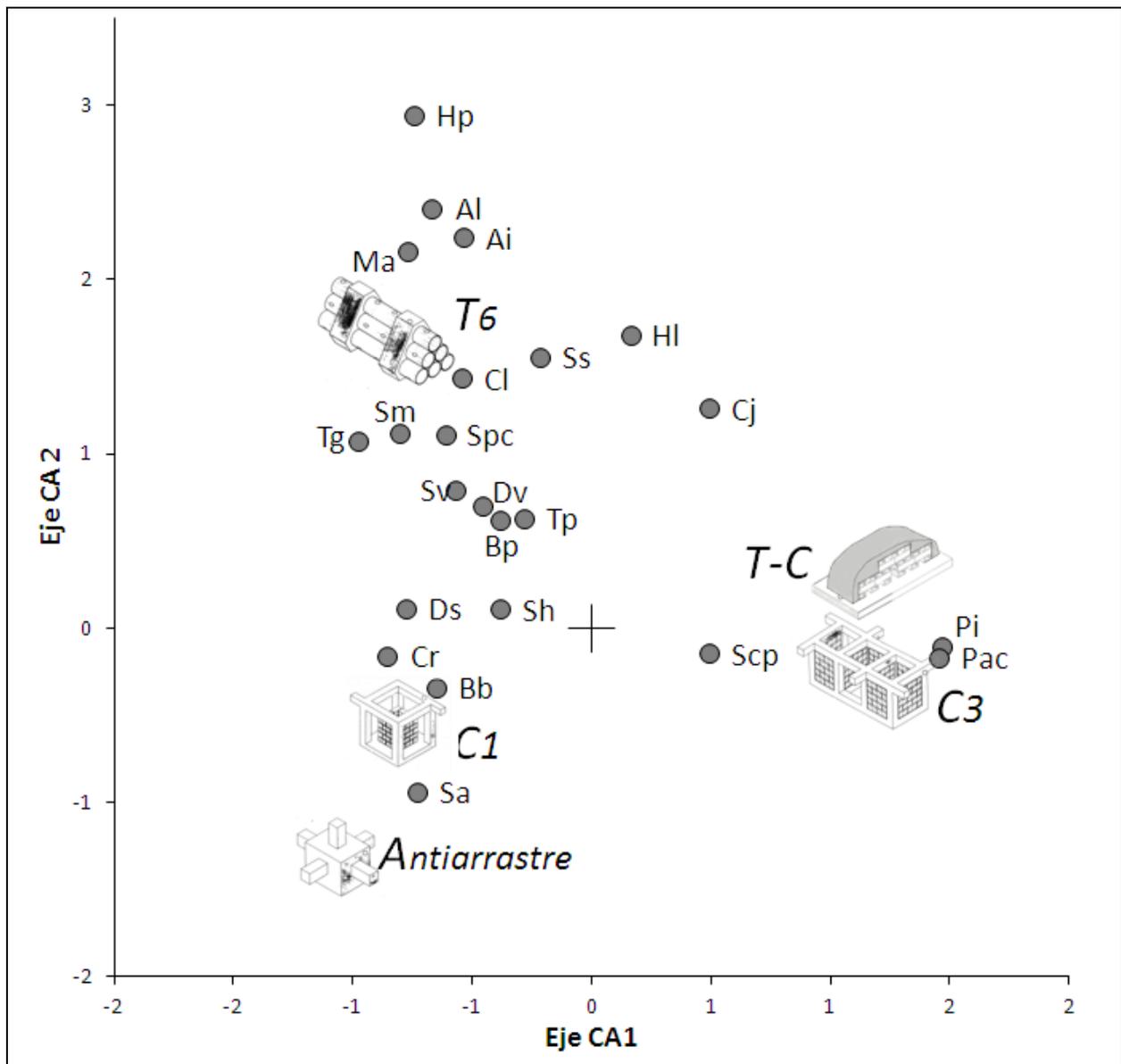


Figura 3.13. Índice de Shannon-Weaver (mediante el logaritmo neperiano) en todos los censos realizados en el arrecife artificial (AA) y el natural (AN), entre 2003 y 2010.

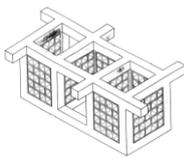
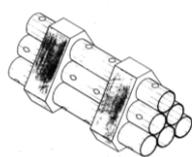
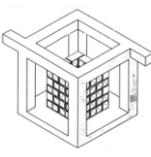
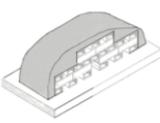
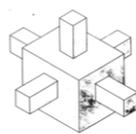
Para finalizar con el estudio de la densidad, se evaluó la posible ocurrencia predominante de las especies según el tipo de módulo arrecifal. El análisis de correspondencia (CA) realizado de acuerdo con las especies más frecuentes en el AA y las cinco tipologías de módulos arrecifales permite comprobar que ciertas especies tienden a tener más predilección por unas tipologías de módulos que otras durante las horas diurnas ( $\chi^2 = 508,61$ , g.l.= 92, p-valor < 0,0001); como puede observarse en la ordenación espacial fruto del análisis (Fig.3.14).



**Figura 3.14.** Ordenación del análisis de correspondencia (CA), de las especies más frecuentes en el AA (arrecife artificial) y los cinco tipos de módulos.

La Tabla 3.8, muestra las especies que contribuyen más a las diferencias entre tipologías de módulos arrecifales. Estos resultados no implican que no se encuentren esas u otras especies en el resto de tipologías modulares, sino que las densidades (pues CA se realizó con la proporción de densidad) de las especies mostradas resultan más importantes en un tipo de módulo concreto, con respecto al de otras especies asociadas. Por ejemplo, un hecho frecuente que sucede durante las horas de luz, es que en el módulo C3 (forma rectangular) se encuentren bancos mixtos constituidos por *Pomadasys incisus* (Pi) y *Pagellus acarne* (Pac). Ello no implica que en ocasiones se les observe también en los módulos del tipo T-C durante la realización de los censos (principalmente cuando el banco es demasiado numeroso), lo que se constata en el análisis (Fig. 3.14). Otra curiosidad, es como *Apogon imberbis* se observa durante los censos en todos los módulos, menos el de tipo antiarrastre, pero su densidad resulta sobresaliente en los de tipología (T-C), y el análisis CA, lo refleja en sus resultados CA (Fig. 3.14).

**Tabla 3.8.** Especies contribuidoras a las diferencias en densidad, entre AA y AN de acuerdo con los censos realizados en 2005, 2006 y 2010.

				
C3	T6	C1	T-C	Antiarrastre
<i>Pagellus acarne</i> (Pac) <i>Pomadasys incisus</i> (Pi)	<i>Abudefduf luridus</i> (Al) <i>Apogon imberbis</i> (Ai) <i>Chromis limbata</i> (Cl) <i>Heteropriacanthus cruentatus</i> (Hp) <i>Muraena augusti</i> (Ma) <i>Sphoeroides marmoratus</i> (Sm) <i>Sparisoma cretense</i> (Spc) <i>Traeniura grabata</i> (Tg) <i>Synodus saurus</i> (Ss)	<i>Boops boops</i> (Bb) <i>Serranus atricauda</i> (Sa) <i>Canthigasther capistrata</i> (Cr) <i>Diplodus sargus cadenati</i> (Ds) <i>Stephanolepis hispidus</i> (Sh)	<i>Pagellus acarne</i> (Pac) <i>Pomadasys incisus</i> (Pi)	<i>Serranus atricauda</i> (Sa)

Parece además, que la tipología T-C presenta un mayor número de especies cuya densidad resulta mayor en este módulo que el resto de tipologías (Tabla 3.8.).

### 3.3.1.3. Biomasa estimada

La biomasa (gramos·censo<sup>-1</sup>) mostró un valor medio de 66.702 gramos·censo<sup>-1</sup> (D.E.: 359.361), con la mediana en 1.135 individuos·censo<sup>-1</sup> (80 % de los datos entre 56,93 y 15.470 g·censo<sup>-1</sup>).

De manera más detallada, el histograma del total de censos realizados (Fig. 3.15a, n = 928 censos) muestra que el 88,2% cifras de biomasa van de 0 a 77.161 gramos·censo<sup>-1</sup>, y que existen ciertos valores extremos con valores superiores a 771.611 gramos (1,7 %). Con el objeto de desglosar esta información, la figura 3.15a (interior) muestra que en un 10,1% de los censos no se registró ningún individuo, y que aproximadamente en la mitad de los mismos la biomasa osciló entre 1 y 2.500 g·censo<sup>-1</sup>. En el 18,1% de los censos la biomasa fue superior a 200.000 g·censo<sup>-1</sup>.

Cuando los valores de biomasa se separan entre ambientes (Fig. 3.15b), se observa que en el AA (n = 546 censos) y en el AN (n = 231 censos), la biomasa osciló entre 2.500 y 10.000 g·censo<sup>-1</sup> en aproximadamente el 70 % de las muestras. En la figura 3.13b (interior), el cambio a una escala menor, se observa como entre el 35 y 55 % de los censos se registró una biomasa entre 1 y 2.500 gramos, en los tres ambientes. Los censos que superaron los 200.000 gramos representan el 22,3 % en AA y el 21,6 % en AN, quedando el resto de censos entre los rangos intermedios y los de valor cero (2,4 % en AA y 7,4 % en AN)(diagrama interior de la Fig. 3.15b).

La biomasa (B) promedia ( $\mu_B \sim \text{gramos} \cdot \text{censo}^{-1}$ ), transformada mediante el  $\log_{10}(B+1)$  resultó similar entre los sistemas arrecifales AA ( $\mu_D = 92.566 \text{ g} \cdot \text{censo}^{-1}$ ) y AN ( $\mu_D = 54.128 \text{ g} \cdot \text{censo}^{-1}$ ), debido principalmente a la gran variabilidad de los datos aún transformados. No obstante, la biomasa fue significativamente mayor en ambos sistemas arrecifales en relación a los arenales (AA vs A: t-welch = 17,3724 y p-valor < 0,01. AN vs A: t-welch = 13,5450 y p-valor < 0,01).

Entre las especies que contribuyeron más a la biomasa censada, sobresalen *Pomadasys incisus*, *Pagellus acarne* y *Boops boops*, en el AA (Fig. 3.16a), y en el AN (Fig. 3.17a). En AA, destaca también *Apogon imberbis* (Fig. 3.16a) y con menos de un 1% a la biomasa total (suma de todos los censos), *Spondylisoma cantharus*,

*Chromis limbata*, *Abudefduf luridus* y *Sphyræna viridensis*, entre otras (Fig. 3.16b).

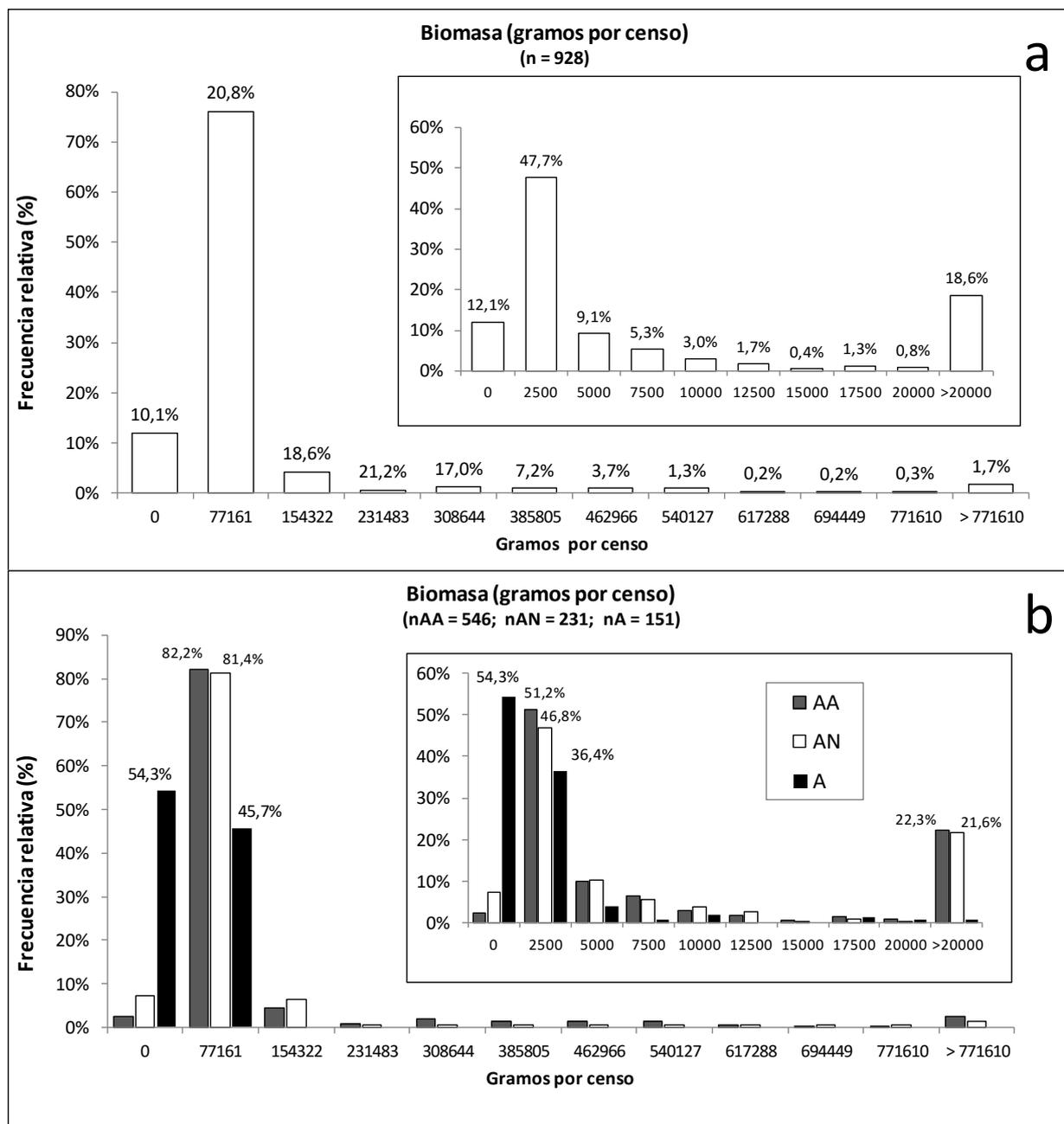
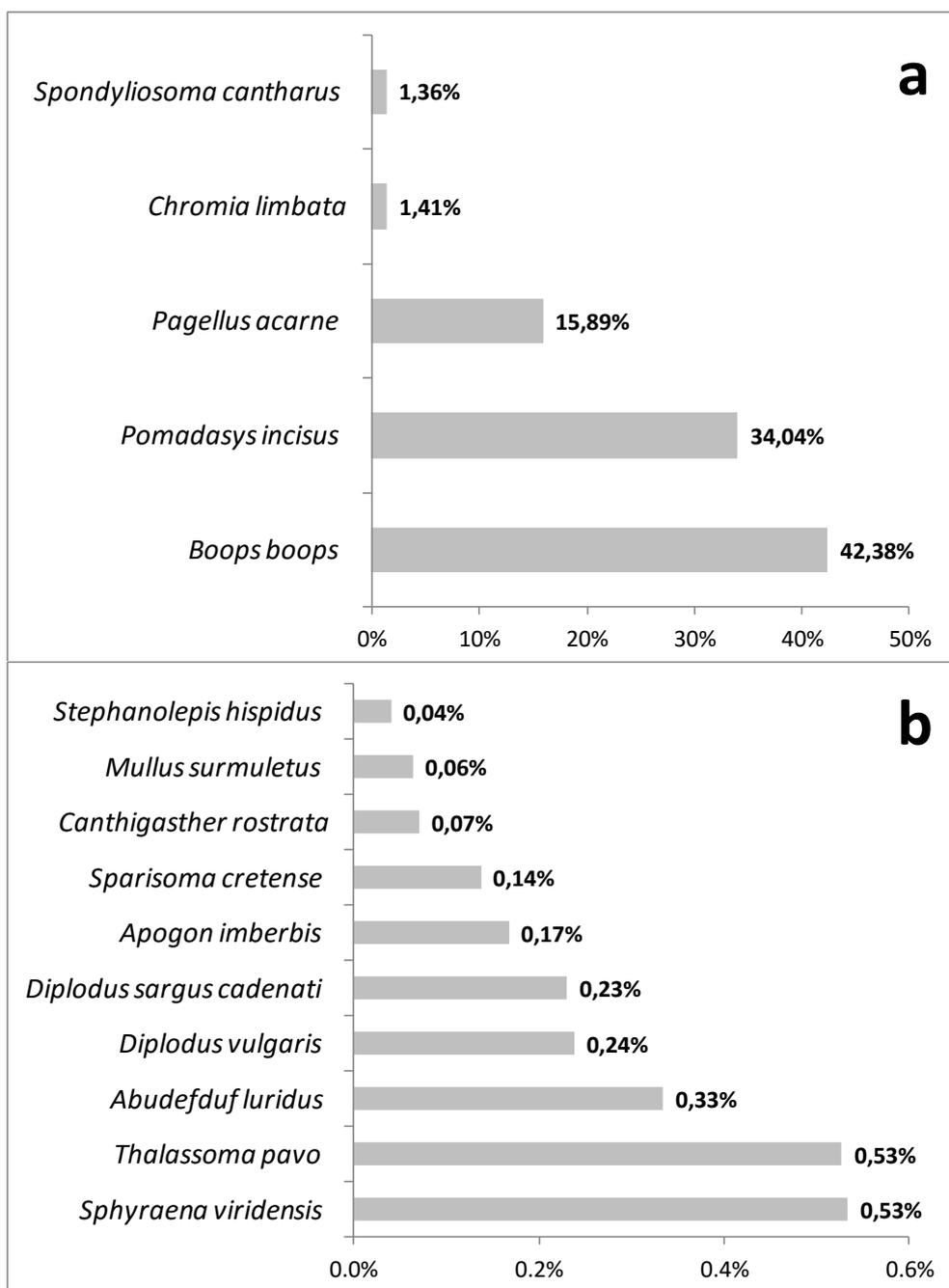


Figura 3.15. Biomasa de especies censadas (gramos por censo), realizados en toda el área de estudio (a), y diferenciando entre los ambientes de estudio (b). Las gráficas internas, de menor tamaño, cambian la escala para mostrar con detalle la distribución de los valores. Las cifras del eje x marcan el máximo valor de rango de valores de la biomasa, sin incorporarlo.

**Figura 3.16.** Proporción específica por especie al total de biomasa registrada en el AA. Especies con aporte mayor al 1 % (superior), y menor al 1 % (inferior).

En AN, *Chromis limbata* y *Spondyllosoma cantharus* representan una proporción mayor al 1 % (Fig. 3.17a); y con una aportación menor a la biomasa total *Sphyraena viridensis*, *Thalassoma pavo*, *Abudefduf luridus* y *Diplodus vulgaris*, entre otras (Fig. 3.17b).



**Figura 3.17.** Proporción específica por especie al total de biomasa registrada en el AN. Especies con aporte mayor al 1 % (superior), y menor al 1 % (inferior).

## 3.4. Discusión

### 3.4.1. Valoración de la riqueza, densidad y biomasa registradas.

Tras casi un cuarto de siglo de su instalación, el arrecife artificial de Arguineguín (AA) presenta una comunidad ictiológica de una riqueza relevante. El primer seguimiento científico realizado tras su instalación (1<sup>er</sup> periodo) tuvo lugar entre noviembre de 1991 y febrero de 1995, y logró registrar un total de 53 especies de peces en AA, de las que 4 pertenecían al grupo de los cartilagosos (Herrera-Pérez, 1998).

La gran mayoría de especies registradas en este primer periodo coinciden con las encontradas entre 2002-2010 (2<sup>o</sup> periodo de seguimiento), realizado por Castro y colaboradores, salvo *Symphodus trutta*, *S. mediterraneus*, *Gobius niger*, *Parablennius pilicornis*, *Ophioblennius atlanticus*, *Tripterygion delaisi* por parte de Herrera-Pérez (1998), y de *Diplodus puntazzus*, *Muraena helena*, *Serranus scriba* y el género *Sardina* spp, en el caso del periodo 2003-2010. La cifra total de especies registrada en este seguimiento<sup>4</sup> fue de 57 especies de peces, de las que 5 eran cartilaginosas. Conviene destacar la presencia de especies actualmente protegidas, como *Squatina squatina*, que aunque presentó valores muy bajos de ocurrencia en ambos periodos de estudio, destaca por el delicado estado de sus poblaciones y su grado de protección de su captura (Reglamento Europeo -UE- nº 43/2012).

Esta mayor cifra de especies en el 2<sup>o</sup> periodo podría considerarse como un avance relacionado con la madurez del hábitat, pero es conveniente ser cauteloso en esta conclusión ya que es necesario tener en cuenta las diferencias debidas al esfuerzo en el muestreo. Así, mientras que en las campañas realizadas entre 1991 y 1995 se realizaron 355 censos en el AA, en el seguimiento llevado a cabo entre 2003 y 2010 se efectuaron 546 censos visuales. Por tanto, es posible que las diferencias en el número de especies estén relacionadas con el esfuerzo dedicado al muestreo (Piñol y Martínez-Vilalta, 2006; Dufrene & Legendre, 1997).

Si se analizan más en detalle las cifras de riqueza halladas entre 2003-2010, de forma que la riqueza sea referida a la muestra, el censo, los valores más

---

<sup>4</sup> El presente trabajo ha omitido los datos del seguimiento de 2002.

comunes se corresponden al rango comprendido entre 1 y 8 especies·censo<sup>-1</sup>, con un máximo registrado de 15 en una ocasión. Estas cifras resultan similares a las halladas en la Baja de Pasito Blanco, pues aunque se han determinado cifras significativamente mayores en el sistema artificial, no se descarta que estos resultados estén ligados a cuestiones estadísticas básicas, como por ejemplo un número dispar de muestras, o a una excesiva capacidad de detectar diferencias debido a un número de censos relativamente alto (mayor potencia estadística, Underwood, 1997). De hecho, las cifras medias (D.E.) en todo el periodo de estudio fueron 5,4134 (3,0636) especies·censo<sup>-1</sup> en el AA, y 5,2597 (3,1127) especies·censo<sup>-1</sup> en el AN.

Por otro lado, en relación a la ocurrencia de especies, el AA ha mostrado que sólo unas pocas son recurrentes, como *Abudefduf luridus* o *Chromis limbata*, entre otras, con que la mayoría presentaba frecuencias de ocurrencia más bajas en censos. En relación al 1<sup>er</sup> seguimiento (Herrera-Pérez, 1998), 13 especies aparecían en más 25% de los censos realizados en el AA, mientras que en el 2<sup>o</sup> periodo, las cifras de especies que cumplen esta característica disminuyeron a 7 en el AA, aunque el AN registró 8 especies cuya ocurrencia superaba el 25 %. Este hecho determina que la disminución en esta ocurrencia no sólo sea debido a una posible pérdida de diversidad particularmente en AA, posiblemente relacionada con el proceso de colonización de *Diadema africanum* en el AA y la pérdida de cobertura de macroalgas (Herrera-Pérez, 1995), situación que también atañe áreas mayores, y no sólo a la estructura artificial (Castro et al., 2005).

Es complicado encontrar otras cifras de referencia directamente comparables a las registradas en los seguimientos relacionados con el AA. Sin embargo es necesario buscar fuentes de información que aporten datos similares, mientras se destaquen las diferencias en cuanto a la metodología y características de su desarrollo.

En este contexto, en el año 2004 Tuya y colaboradores desarrollaron una evaluación de la fauna ictiológica del litoral canario, mediante transeptos de 100 m<sup>2</sup> en fondos rocosos de entre 10 y 18 m de profundidad. El estudio contempló un diseño experimental con un despliegue bastante representativo en diferentes escalas espaciales, que abarcó todo el Archipiélago incluyendo los islotes situados al norte de la Isla de Lanzarote. Se identificaron un total de 55 especies de peces en

---

288 censos visuales, y la riqueza media registrada fue de 6,65 especies de peces·100 m<sup>-2</sup> (D.E.: 1,97) en todo el muestreo, realizado entre febrero y mayo de 2003 (Tuya et al., 2004). Para Gran Canaria, los autores encontraron cifras de entre 9,38 y 7,13 especies·100 m<sup>-2</sup>.

Las cifras descritas anteriormente resultan superiores a las registradas en el AA y el AN, entre 2003 y 2010. No obstante, aunque los censos realizados en el arrecife artificial posean una superficie semejante a los transeptos de 100 m<sup>2</sup>, son pertenecientes a un área circular en la que sólo una reducida proporción de esta superficie se encuentra ocupada por el sustrato fijo, que es el módulo arrecifal. De hecho, el módulo que más superficie ocupa, en cuanto a fondo, el tipo T6 (Fig. 3.18) ocupa entre 11 y 14 m<sup>2</sup> y posee una altura de 2 m (Herrera-Pérez, 1998). Este hecho, en el que se observa una riqueza relativamente alta en torno a los módulos, da muestra del poder de atracción que los módulos arrecifales plantean a las especies de peces que habitan o nadan por la zona, donde no hay otras estructuras tridimensionales que permitan el refugio o el asentamiento de especies sésiles. Como sucede en los promontorios naturales, en el AA se han observado frecuentemente a especies pelágico-costeras como *Boops boops* (la boga), con una ocurrencia del 18,1% entre 2003-2010 (9,6% según Herrera-Pérez, 1998), u otras especies pelágicas como como *Seriola* spp. (medreales), con ocurrencias de entre 0,4% a 3,7%, según las especies del género en el periodo 2003-2010 (entre 0,6% y 5,4% en 1991-1995 según Herrera-Pérez, 1998).

Otro ejemplo interesante del efecto de atracción del AA es el se produce sobre *Pomadasys incisus* (roncador) y *Pagellus acarne* (besugo). Estas especies, taxonómicamente distintas (la familia Haemulidae y Sparidae, respectivamente), conforman cardúmenes mixtos durante las horas de luz en diferentes módulos del AA, o en la zona constituida por una cornisa alta y una cueva del AN (Herrera-Pérez, 1998, Castro et al., 2005).

En cuanto a la densidad de peces registrada en el AA, el seguimiento desempeñado entre 1991 y 1995 mostró rangos ligeramente superiores a los 2.000 individuos·100m<sup>-2</sup>, cuando se incluían a las especies pelágicas que suelen asociarse a los módulos en grandes cardúmenes. Sin embargo, los valores máximos de densidad disminuían a aproximadamente 350 individuos·100m<sup>-2</sup>, cuando no se contemplaban estas especies pelágicas (Herrera-Pérez, 1998). En nuestro caso, la

densidad media fue de  $2.371 \text{ individuos} \cdot \text{censo}^{-1}$ , pero conviene destacar que está muy influenciada por los valores extremos de abundancia ( $>50.000 \text{ individuos} \cdot \text{censo}^{-1}$ ) consecuencia de la presencia de grandes cardúmenes de peces pelágicos. De hecho, en el 45% de los casos en el AA y el 50% en AN, los valores más comunes de densidades se sitúan entre 1 y 50 peces (periodo 2003-2010).

Como regla general, los valores de densidades posean una alta variabilidad, lo cual es una característica de la comunidad descrita, y resulta de interés determinar que sucesos o características la causan (Underwood,1997).

El cálculo de otros índices asociados al estudio de una comunidad biológica, como un índice de diversidad, que tenga en cuenta la riqueza y la densidad de especies (Molles, 2006), podría ayudar a lograr una forma de cuantificar las diferencias entre sistemas ecológicos similares. Un ejemplo de esto puede ser el índice de Shannon-Weaver ( $H'$ ), que es frecuentemente empleado en este contexto (Molles, 2006). El índice  $H'$  en el AN (periodo de 2003 a 2010) mostró valores promedios significativamente más altos que en el AA (0,7918; D.E.: 0,5360 y 0,8880; D.E.: 0,5896, en el AA y el AN, respectivamente).

$H'$  aumenta cuando hay más número de especies en los censos y cuando la densidad de las especies censadas es más similar. Es decir, cuando la equitatividad es mayor (Molles, 2006). Por lo descrito, y observando que la distribución de la riqueza de especies es semejante entre el AA y el AN, es de esperar que los valores  $H'$  más altos en el AN se deban a una mayor semejanza en cuanto a la densidad de las especies censadas, a mayor equitatividad. Estas cifras resultan mayores que las registradas por Tuya et al. (2004), pues se obtuvieron valores de  $H'$  que variaron entre 0,48 y 0,60, para Gran Canaria.

En relación a la biomasa, las cifras resultaron similares entre el AA y el AN (2003-2010) y superiores a la estimada para los fondos arenosos, al igual que la riqueza y la densidad. Aproximadamente el 70% de los censos presentaron valores que oscilan entre  $2.500$  y  $10.000 \text{ g} \cdot \text{censo}^{-1}$  (entre  $1$  y  $2.500 \text{ g} \cdot \text{censo}^{-1}$  en aproximadamente el 50 % de los censos de ambos sistemas arrecifales).

La biomasa registrada en la evaluación de Tuya et al (2004) varió entre  $1.791$  y  $76.004 \text{ g} \cdot 100^{-2}$ . En concreto para Gran Canaria, los valores promedios variaron entre  $5.948 \text{ g} \cdot 100^{-2}$  y  $38.792 \text{ g} \cdot 100^{-2}$ , superiores a los obtenidos en el AA evaluado.

No obstante, y al igual que se ha descrito para el resto de variables, estas comparaciones son orientativas y hay que tomarlas con cautela. Aún así, los órdenes de magnitud son similares.

### 3.4.2. Estructura de la comunidad ictiológica observada

La estructura de la comunidad de especies hallada en el AA durante su primer seguimiento (entre 1991 y 1995) mostró como elementos más ocurrentes a *Thalassoma pavo* (86%), *Sparisoma cretense* (80%), *Canthigaster capistrata* (81%) y *Chromis limbata* (78%) (Herrera-Pérez, 1998). Otras especies, de ocurrencia relativamente importante, pueden observarse cuando se compara con el periodo de 2003-2010 (Tabla 3.9). Sin embargo, las especies más ocurrentes en el 2º periodo fueron *Abudefduf luridus*, *Chromis limbata*, *Serranus atricauda* y *Apogon imberbis*, todas también importantes en los años de 1991 y 1995. Por ello, este cambio en la distribución de la proporción de especies está relacionado con la disminución en la abundancia de ciertas especies, como *Thalassoma pavo* o *Sparisoma cretense*, en el 2º periodo, que a un aumento en la abundancia de las que resultan más ocurrentes en este mismo tramo de seguimiento.

Ya Herrera-Pérez (1998) describía la disminución de *Sparisoma cretense* y *Thalassoma pavo*, entre otras especies (junto con la completa desaparición de especies como *Symphodus mediterraneus*), tras la pérdida de cobertura de macroalgas por el crecimiento desmesurado de la población de *Diadema africanum*. La eriza, entre 2003 y 2005, mostró valores de abundancia que variaron entre 5,18 (D.E.: 5,56), 6,62 (D.E.: 8,27), 4,77 (D.E.:6,66), 4,21 (D.E.:5,10) y 1,78 erizos.m<sup>-2</sup>(D.E.: 2,59) en el módulo tipo T6, C3, T-C, C1 y antiarrastre, respectivamente (Castro et al., 2005) (Fig. 3.18).

En relación con ello, el contraste entre la estructura de la fauna ictiológica del AA y la del AN, determinó que las diferencias no recaen en un gran número de especies. De hecho, ambos sistemas arrecifales comparten las especies que contribuyen más al total de la densidad censada, como *Boops boops*, *Pomadasys incisus* y *Pagellus acarne*, que en conjunto aportaron entre el 90 y el 97% de la densidad total registrada en ambos sistemas arrecifales. De hecho, las dos últimas de estas especies forman cardúmenes mixtos, asociados principalmente al módulo tipo C3 (Fig. 3.18).

---

**Tabla 3.9.** Comparativa de las especies más ocurrentes y comunes, según el periodo de estudio en el arrecife artificial (AA) y su porcentaje de ocurrencia ( $n_{AA}$ ~ número de censos).

1991-1995 ( $n_{AA}=355$ )	2003-2010 ( $n_{AA}=546$ )
<i>Thalassoma pavo</i> (86%)	<i>Abudefduf luridus</i> (63%)
<i>Sparisoma cretense</i> (80%)	<i>Chromis limbata</i> (61%)
<i>Canthigaster capistrata</i> (81%)	<i>Serranus atricauda</i> (52%)
<i>Chromis limbata</i> (78%)	<i>Apogon imberbis</i> (44%)
<i>Abudefduf luridus</i> (60%)	<i>Canthigaster capistrata</i> (39%)
<i>Apogon imberbis</i> (49%)	<i>Sparisoma cretense</i> (29%)
<i>Serranus atricauda</i> (46%)	<i>Thalassoma pavo</i> (26%)
<i>Coris julis</i> (46)	<i>Boops boops</i> (18%)
<i>Synodus synodus</i> (43%)	<i>Synodus saurus</i> <sup>5</sup> (18%)
<i>Scorpaena maderensis</i> (32%)	<i>Sphoeroides marmoratus</i> (17%)
<i>SpondylIOSoma catharus</i> (32%)	<i>Pomadasys incisus</i> (16%)
<i>Xyrichtys novacula</i> (27%)	<i>Stephanolepis hispidus</i> (15%)
<i>Atherina presbyter</i> (25%)	<i>Bothus podas maderensis</i> (14%)
<i>Sphoeroides marmoratus</i> (23%)	<i>SpondylIOSoma cantharus</i> (12%)
<i>Bothus podas maderensis</i> (23%)	<i>Muraena augusti</i> (11%)
<i>Traeniura grabata</i> (21%)	<i>Diplodus vulgaris</i> (10%)
<i>Mullus surmuletus</i> (15%)	<i>Diplodus sargus cadenati</i> (10%)
<i>Serranus cabrilla</i> (15%)	<i>Sphyræna viridensis</i> (9%)
<i>Muraena augusti</i> (14%)	<i>Pagellus acarne</i> (8%)
<i>Diplodus sargus</i> (14%)	<i>Heteropriacanthus cruentatus</i> (8%)
<i>Stephanolepis hispidus</i> (14%)	<i>Traeniura grabata</i> (7%)
<i>Boops boops</i> <sup>6</sup> (10%)	<i>Scorpaena maderensis</i> (6%)
<i>Diplodus vulgaris</i> (8%)	<i>Coris julis</i> (5%)

Por ello, la identificación de las diferencias en cuanto a la densidad de peces reside en especies de menor abundancia. Así, las diferencias principales recayeron en la densidad de *Apogon imberbis*, *Serranus atricauda*, *Canthigaster capistrata*, *Muraena augusti* y *Bothus podas maderensis* por parte de las muestras tomadas en AA. Mientras que en las muestras del AN, destacan las densidades de *Thalassoma pavo*, *Sparisoma cretense*, *Diplodus* spp., *Aulostomus strigosus* y *Pagrus auriga*. En este proceso de identificación de especies diferenciadoras se ha tenido en cuenta la

<sup>5</sup> No se descartan posibles confusión de las especies del género *Synodus* spp.

<sup>6</sup> Es muy probable los cardúmenes de ejemplares pequeños de *Boops Boops* se hayan confundido en alguna ocasión con *Atherina presbyter*.

representatividad temporal del muestreo, otorgando mayor valor a los resultados de 2005. Y también, los mejores resultados del análisis CAP, obtenidos en 2005 y 2006, de acuerdo con la proporción de ordenación correcta de los puntos (cifras de más del 90 %), de acuerdo con Anderson (2004).

*Apogon imberbis* encuentra un hábitat idóneo en el arrecife artificial (91 individuos·censo<sup>-1</sup> de media, cuatro veces más alta a la cifra equivalente en el AN), hecho que ya describía Herrera-Pérez (1998) para el 1<sup>er</sup> periodo de seguimiento. Se han registrado densidades de la especie en el Mar Mediterráneo, que incluyen a juveniles, cuyo valores rondan el rango 0,1-10 individuos·100<sup>-2</sup>, y ocasionalmente mayores de 30 a 1.000 individuos·100m<sup>-2</sup> (Bussotti, 2003). En el AA de Arguineguín esta especie ha sido censada en prácticamente todas las tipologías, pero su densidad resulta importante en el módulo tipo T6 (Fig. 3.18). Este módulo genera el ambiente cavernoso que la especie necesita para desarrollar su vida diurna, pues salen durante la noche para alimentarse (Bussotti, 2003). Además, en diferentes épocas del año, se ha observado procesos de reclutamiento de en esta especie (Herrera-Pérez, 1998, Castro et al., 2005), cuyos juveniles muestran tendencia a agregarse y constituyen grupos cuya densidad va disminuyendo a medida que crecen los individuos (Bussoti, 2003). Es más, en el AA se ha observado grupos de alevines protegiéndose entre las púas de las erizas. Éste comportamiento se ha descrito también en el Caribe, pero agregadas en torno a *Diadema antillarum* (Miller et al., 2007).

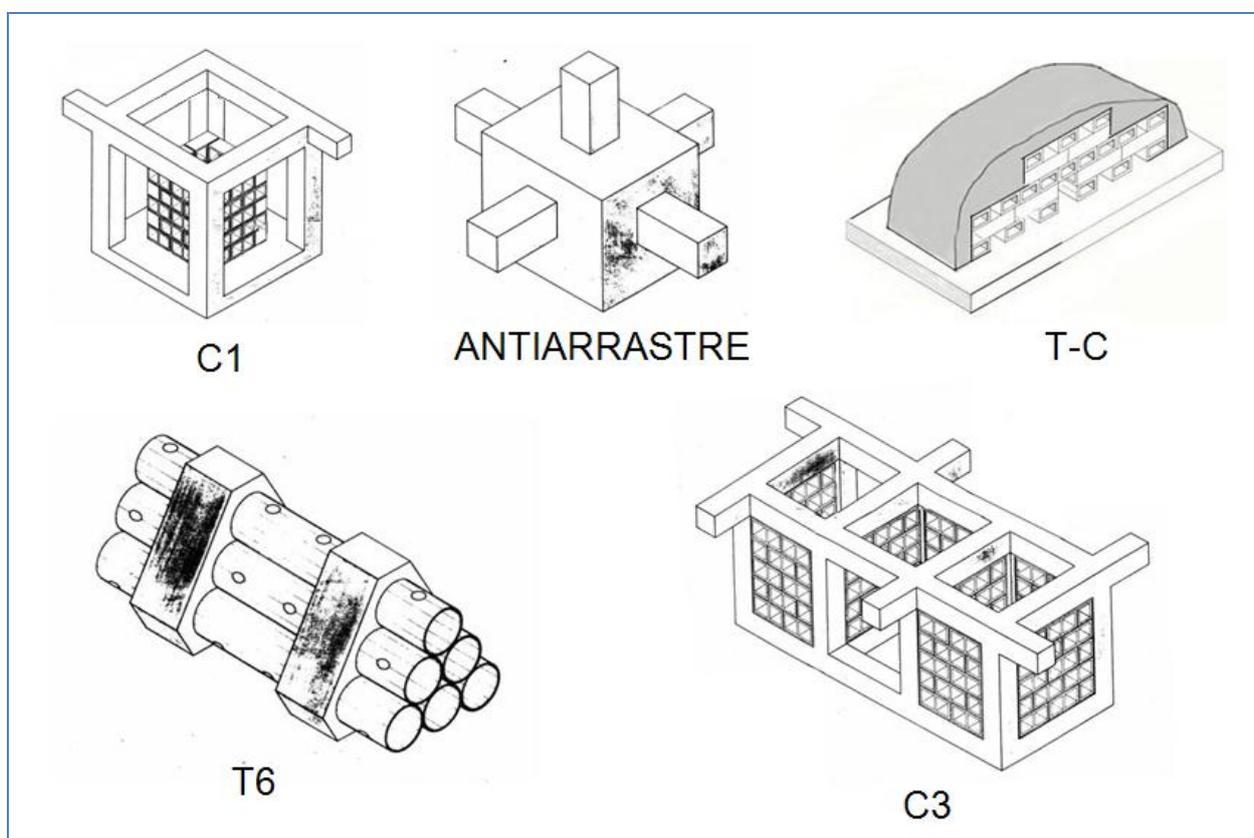
Se considera que *Apogon imberbis* podría jugar un papel interesante en la transferencia de materia orgánica a ambiente esciáfilos, especialmente en donde aparece con altas densidades (Bussotti, 2003). Esta posibilidad podría darse en el AA, pues este pequeño pez se plantea como un voraz predador infravalorado. En unos pocos ejemplares capturados en 2005 se observó que el alfonsito puede consumir crustáceos que rondan una cuarta parte de su longitud total.

*Serranus atricauda* ha sido el serránido más característico de AA durante el 2<sup>o</sup> periodo de seguimiento. Esta especie, que alcanza una longitud máxima de 45 cm (Espino et al., 2007), está muy asociada a los módulos tipo C1 (Fig. 3.18), cuyas cavidades de pequeño tamaño ofrecen refugio a especies esciafilas e invertebrados diversos (Castro et al., 2005). De hecho se ha sido observada capturando juveniles de *Apogon imberbis* en el AA (*Observ. Pers. del autor*), y Bussotti et al. (2002)

---

describe la predación de *S. cabrilla* sobre *Apogon imberbis* en el Mar Mediterráneo. Es posible que en gran medida la población de *S. atricauda* encuentre su nicho en el AA, debido a la abundante presencia de juveniles de muchas especies. En este sentido, Herrera-Pérez (1998) menciona que en las cavidades de los módulos C1 era importante la presencia de pequeños invertebrados, que pueden ser también presas potenciales para *S. atricauda*.

Por otra parte, *Canthigaster capistrata* es una especie muy común en el AA que no vio mermadas sus densidades cuando desapareció la cobertura de macroalgas en este sistema (Herrera-Pérez, 1998). Y es muy común observarlo en las diferentes tipologías del AA, aunque su ocurrencia resulta más notoria en el C1 (Fig. 3.18).



**Figura 3.18.** Tipología de los módulos que componen el arrecife artificial ubicado en la Bahía de Santa Águeda.

*Muraena augusti* se encuentra preferiblemente en el módulo tipo T6 (Fig. 3.18). Este predador de macroinvertebrados y peces (Tuya et al., 2004), encuentra en las oquedades del T6 una mayor fuente de alimento y cobijo, pues en este tipo

de módulo se concentra la mayor diversidad de especies de peces de pequeño tamaño (pomacéntridos y apogonidos).

*Bothus podas maderensis* es una especie muy asociada al sustrato arenoso, y en el AA suele estar en las cercanías de los módulos. Sin poseer interés pesquero, la especie presenta una importancia relevante en cuanto a las capturas experimentales descritas en este estudio, principalmente en el AA y en los fondos arenosos.

*Thalassoma pavo* disminuyó su densidad en el AA tras la pérdida de la cobertura de macroalgas tras la explosión de la población de *Diadema africanum* (Herrera-Pérez, 1998). Se la considera la especie de pez más abundante del litoral Canario, entre los 10 y 18 m de profundidad (Tuya et al., 2004). Se alimenta de pequeños invertebrados y, además, se le ha observado realizando limpiezas a otras especies (Espino et al., 2007), como a *Sparisoma cretense* (*Observ. Pers. del autor*). La cobertura de macroalgas del AN puede alojar a multitud epibiontes sobre las que preda, y ello podría influir en la preferencia por este hábitat.

*Sparisoma cretense*, es una especie de hábitos tróficos omnívoros (Tuya et al., 2004) y con una gran actividad natatoria durante el día (Castro et al., 2005) hacen muy posible la realización de trasiegos diarios entre los ambientes de estudio y es de las especies más abundantes del infralitoral somero canario (Tuya et al., 2004). Aún así, su mayor densidad en el AN podría estar asociada con la cobertura de macroalgas que si se encuentra en este ambiente, y quizás también a la mayor presencia de *Thalassoma pavo* y sus hábitos en cuanto a la limpieza de otras especies.

*Aulostomus strigosus* es una especie que encuentra en las cuevas y cornisas altas de AN, un lugar idóneo en el que desenvolverse. Suele capturar a *Thalassoma pavo* y scorpaenidos de pequeño tamaño (Espino et al., 2007), así como macroinvertebrados (Tuya et al., 2004). Como se ha descrito, *Thalassoma pavo* posee una ocurrencia mayor en el AN (aparece en el 46 % de los censos), aproximadamente el doble que la hallada en el AA, por lo que la presencia de *A. strigosus* podría estar también muy relacionada con esta mayor ocurrencia de *T. pavo*.

El grupo de los espáridos constituido por diferentes especies del género *Diplodus* spp. y los juveniles de *Pagrus auriga* han representado una formación muy asociada a los censos realizados en el AN. A pesar que *P. auriga* se asoció más al AA en 2006, en los primeros años del 2º seguimiento (2003-2005), donde el muestro resultó más exhaustivo, se observaba principalmente en el AN (Castro et al., 2005). *Pagrus auriga* es una especie longeva (González-Pajuelo et al., 2006) cuyos juveniles podrían encontrar en el AN el lugar idóneo de desarrollo.

Otras especies aportan poca diferenciación entre ambientes arrecifales, debido a una combinación ocurrencia-densidad, que no es tan diferente entre ambientes. Éstas fueron *Abudefduf luridus*, *Chromis limbata*, *Mullus surmuletus*, *Heteropriacanthus cruentatus*, *Sphoeroides marmoratus*, *Sphyræna viridensis*, *Spondylisoma cantharus*, *Stephanolepis hispidus*, *Synodus* spp. y *Traeniura grabata*. Estas especies constituyen un conjunto que aportan similitud a la estructura de la comunidad ictiológica de ambos arrecifales, el artificial y el natural.

### 3.5. Conclusiones.

La densidad de peces y cefalópodos en ambos ambientes arrecifales, en aproximadamente el 50 % de los censos realizados, osciló entre 1 y 50 individuos. Por otro lado, densidades mayores a 500 individuos se registraron en el 17 y 24 % en el AN y el AA, respectivamente. Por otra parte, el fondo arenoso presentó una densidad de peces menor y un alto porcentaje de censos nulos (41 %).

La densidad (D) fue similar en el AA y en el AN (2.625 en AA y 3.319 individuos·censo<sup>-1</sup> en el AN). A pesar de encontrar años en los que la media era superior en alguno de los ambientes, las diferencias pueden deberse a cuestiones relacionadas con desequilibrios en el diseño muestral, o a una alta ocurrencia de grandes cardúmenes. Ello requiere la necesidad de un estudio multivariante en el que se empleen medidas para equiparar las densidades de todas las especies, abundantes y escasas, de forma que se obtenga una perspectiva más amplia de la estructura de las comunidades biológicas comparadas.

La biomasa de peces y cefalópodos fue semejante en ambos sistemas arrecifales. Los valores más frecuentes de esta variable se encontraron entre 1 y 2.500 gramos·censo<sup>-1</sup>. En el 20 % de las observaciones realizadas en ambos arrecifes fueron superiores a 20 kg·censo<sup>-1</sup>.

La biomasa y la densidad<sup>7</sup> quedan mejor descritas por los rangos que por los promedios y las desviación estándar. Ello es debido a la densidad extrema aportada por las especies que conforman cardúmenes. De hecho, la mayor parte de la biomasa medida fue aportada por *Boops boops*, *Pomadasys incisus* y *Pagellus acarne*.

En relación con la riqueza, el total de especies de peces y cefalópodos censadas fue de 57 en el AA, 52 en el AN y 26 en el A. Estas diferencias en riqueza podrían estar muy influenciadas por los distintos esfuerzos muestrales en cada hábitat.

---

<sup>7</sup> En la estimación de la densidad de estas especies, y subsecuentemente en la de la biomasa, pueden cometerse errores debidos a la sobreestimación de individuos, lo que podría ampliar excesivamente la dispersión de los datos de la variable. Estos errores se suponen semejantes entre ambientes. Para solucionar el problema de la alta variabilidad de estos datos, en la comparativa estadística entre ambientes, fue necesario transformar la variable mediante el logaritmo de ésta más 1.

---

Los intervalos de confianza de la riqueza media fueron 5,16-5,67 en el AA, 4,86-5,66 en el AN y 0,70-1,67 en el A. En los sistemas arrecifales la riqueza osciló entre 1 y 7 especies·censo<sup>-1</sup> (80% de las observaciones).

Tanto la riqueza, como la densidad y la biomasa, en la comunidad biológica censada resultaron similares entre el AN y el AA. Estos parámetros resultaron superiores a los observados en los fondos arenosos.

El índice de Shannon-Weaver (0,79 para el AA y de 0,89 para el AN) indica una mayor equitatividad en el AN, pues la riqueza de especies resultó semejante en ambas estructuras. Como la mayor riqueza registrada en ambos ambientes fue de 15 especies·censo<sup>-1</sup>, la máxima diversidad en peces y cefalópodos, según esta riqueza, que podría ser hipotéticamente registrada en un censo, sería de  $H' = 2,71$ .

Las especies que aportan más similitud a las muestras del AA, y que por lo tanto ayudan a diferenciar la estructura<sup>8</sup> de esta comunidad, fueron *Apogon imberbis* (alfonsito), *Serranus atricauda* (cabrilla), *Canthigaster capistrata* (gallinita), *Muraena augusti* (morena negra) y *Bothus podas maderensis* (tapaculo). Mientras que las que contribuyen a caracterizar la estructura de la comunidad del AN y diferenciarla del AA, fueron *Thalassoma pavo* (pejeverde o guelde), *Sparisoma cretense* (vieja), *Diplodus* spp. (sargos), *Aulostomus strigosus* (pez trompeta) y los juveniles de *Pagrus auriga* (catalinetas).

Otras especies que ayudan a equiparar las comunidades presentes en el AA y AN, fueron *Abudefduf luridus* (fula negra), *Chromis limbata* (fula blanca), *Mullus surmuletus* (salmonete), *Heteropriacanthus cruentatus* (catalufa), *Sphoeroides marmoratus* (tamboril), *Sphyraena viridensis* (bicuda o barracuda), *Spondylisoma cantharus* (chopa), *Stephanolepis hispidus* (gallo verde), *Synodus* spp. (pez lagarto) y *Traeniura grabata* (chucho negro).

La estructura modular T6, constituido por tubos dispuestos horizontalmente, presentó un mayor número de especies asociadas, de acuerdo con su ocurrencia.

---

<sup>8</sup> Entendemos por estructura de la comunidad biológica, a aquella combinación de abundancia y ocurrencia del conjunto de especies censadas, obtenida tras la aplicación multivariante (múltiples especies) a partir de la aplicación de algún índice de semejanza, como la disimilitud de Bray-Curtis. Esta estructura multivariante puede ser más semejante, dentro de un ambiente, que en su comparativa con otras estructuras de otros hábitats. Por ello, identificar las especies que aportan más similitud a un ambiente puede ayudar a reconocer donde recaen las diferencias, en cuanto a las comunidades comparadas.



## CAPÍTULO 4

# Análisis de capturas con nasas

### 4.1. Introducción

La mayoría de estudios desarrollados en el entorno de los arrecifes artificiales (AA) de la Bahía de Santa Águeda, han basado gran parte de la toma de datos en los censos visuales, como técnica de evaluación de la abundancia, riqueza y biomasa de las especies halladas. El primer estudio sobre la zona (Haroun et al., 1994) permitió efectuar una evaluación previa a la instalación de los módulos de hormigón que conforman dicho arrecife artificial.

Tras estos estudios se comenzó con un seguimiento de las asociaciones<sup>8</sup> de especies de la flora y fauna (Herrera-Pérez et al., 1995; Herrera-Pérez, 1998) que fueron colonizando los módulos de este arrecife, y las establecidas en sistemas adyacentes, como la Baja de Pasito Blanco (arrecife natural cercano). También se evaluó el comportamiento de las poblaciones de ciertas especies (Herrera-Pérez et al., 2002).

Como resultado de estos estudios, se obtuvo que el AA de la Bahía de Santa Águeda sufrió una reducción en la diversidad de especies (peces, invertebrados y macroalgas), entendida por Herrera-Pérez (1998) como una consecuencia de la

---

<sup>8</sup> Se habla de asociaciones y no de comunidades, pues se desconoce si se han evaluado y encontrado las relaciones entre especies, pues de ser así, su existencia implicaría que las asociaciones de las especies halladas fuesen comunidades (Legendre y Legendre, 2012).

colonización masiva del arrecife por parte de la eriza (*Diadema antillarum* o *D. africanum*, Rodríguez et al., 2013), equinodermo que tras sufrir un aumento local de su población redujo la cubierta de macroalgas de los módulos, dejándolos aparentemente desnudos, lo que se conoce como “blanquizal”.

Posteriormente, a partir de 2002, se comenzó a trabajar con otras herramientas, como las capturas experimentales con trampas para peces, o nasas, y la realización de videos (Castro et al., 2002, 2003, 2004). Luego, cesaron las capturas con nasas, y se continuo con la evaluación de censos y videos (Castro et al., 2005, 2006, 2007 y 2010). Este capítulo desarrolla conjuntamente las tres campañas anuales de pescas experimentales con nasas en el AA.

La nasa es un sistema de pesca pasivo que en Canarias ha sido empleada en las capturas de dentones (*Dentex* spp.), vieja (*Sparisoma cretense*), medregales (*Seriola* spp.), abade (*Mycteroperca fusca*), bocinegro (*Pagrus pagrus*), jurel (*Pseudocaranx dentex*), sama roquera (*Pagrus auriga*), mero (*Epinephelus marginatus*), rascacios (*Scorpaena* spp.), obispo (*Pontinus kuhlii*), boca negra (*Helicolenus dactylopterus dactylopterus*), morenas de profundidad (*Gymnothorax maderensis*, *Gymnothorax polygonius*, *Muraena helena*), morenas de aguas someras (*Enchelycore anatine*, *Gymnothorax unicolor*, *Muraena augusti*), el pulpo (*Octopus vulgaris*) y langostas (*Palinurus elephas*, *Palinurus mauritanicus* y *Panulirus echinathus*) (Martín-Sosa, 2012).

Los datos registrados en trampas para peces representan un reto para cualquier investigador, especialmente en pesquerías multiespecíficas como la artesanal desarrollada en Gran Canaria (Solari et al., 2001) (Islas Canarias), por la alta variabilidad de los datos de individuos y especies capturadas (González-Pajuelo, 1997; Castro et al., 2002, 2003, 2004; Pérez-González et al., 2006).

Con el propósito de afrontar este “reto numérico”, se plantea la posibilidad de desarrollar un análisis conjunto de estos datos, con métodos univariante y también multivariante, pues aportan puntos de vista diferentes de su análisis. Por un lado, se trataría la evaluación de variables generales de manera independiente, como pueden ser la riqueza, la abundancia y la peso de las capturas (caso univariante en el que cada variable general se estudia de manera independiente). Y por otro,

---

descomponiendo una variable general, como podría ser la abundancia total en las capturas, en componentes más específicas, la abundancia de cada una de las especies. La visión particular que aporta el tratamiento conjunto de las especies, sería el caso multivariante. La idea de aplicar metodología estadística multivariante a este tipo de datos, o de capturas en general, abre nuevas posibilidades en su estudio, como la co-ocurrencia de especies en las capturas y sus preferencias sobre los hábitats (p. ej.: Singh et al., 2011; Pérez-González et al., 2006, Castro et al., 2004 y 2003).

El hecho que se encuentren especies coincidentes en una nasa, de manera no fortuita está muy relacionado con la falta de independencia en las muestras, y a esta característica no se le ha prestado suficiente atención (Sommerfield y Clarke., 2013). El papel que las herramientas multivariantes jugarían en este aspecto podría ser de gran relevancia (Sommerfield y Clarke, 2013; Sommerfield et al., 2014).

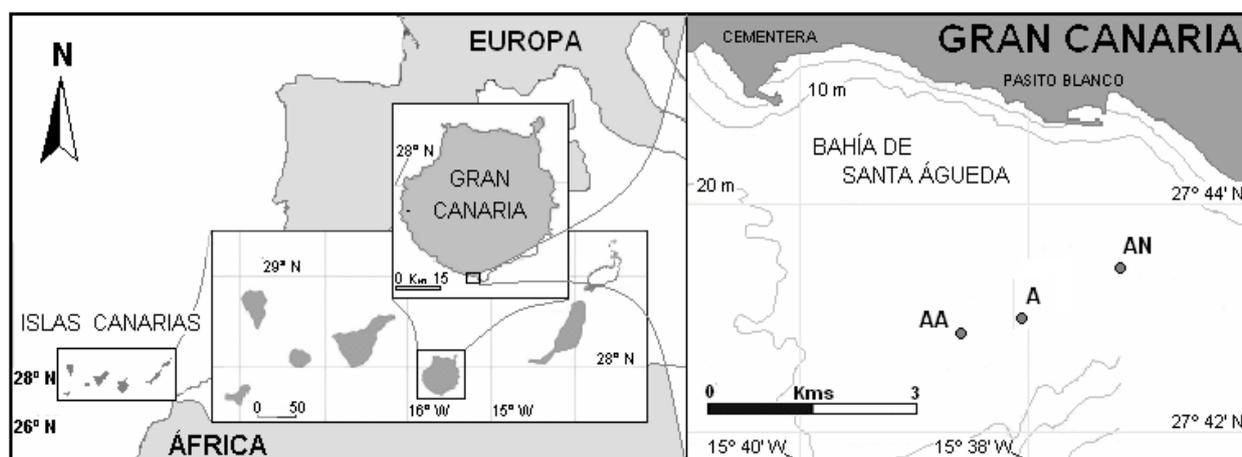
Objetivos específicos:

- ✓ *Describir los datos de capturas, relacionados con la riqueza, la abundancia y peso, hallados en el muestreo realizado en la Bahía de Santa Águeda (el arrecife artificial y sistemas adyacentes).*
- ✓ *Evaluar la co-ocurrencia no casual de las especies capturadas mediante nasas y, además, fenómenos relacionados como la atracción co-específica o pesca por contagio.*
- ✓ *Inferir la riqueza, abundancia y peso de las capturas según el ambiente en el que se realizaron, con y sin la aplicación del esfuerzo pesquero.*
- ✓ *Identificar las especies, de acuerdo con su abundancia y ocurrencia, que podrían diferenciar las capturas del arrecife artificial de las de los sistemas adyacentes, y viceversa.*

## 4.2. Material y métodos

### 4.2.1. Área de estudio

El estudio de la evolución de la comunidad biológica asociada a arrecifes artificiales se desarrolló en la Bahía de Santa Águeda, al suroeste de la Isla de Gran Canaria (Islas Canarias, España) (Fig. 2.1). La Bahía de Santa Águeda cuenta con un campo de arrecifes artificiales, instalado en 1991.



**Figura 2.1.** Localización de las zonas de estudio (2003-2004).

Se estudiaron las capturas obtenidas mediante trampas (nasas) para peces y cefalópodos bento-demersales, caladas sobre distintos fondos o ambientes submarinos próximos al campo de arrecifes artificiales (AA). Para realizar el estudio se seleccionaron previamente dos zonas de pesca, además del campo de arrecifes artificiales: (i) un arrecife natural, formado por una estructura rocoso-sedimentaria (conocidas por los pescadores como tableros, bajas o maricos), rodeada por zonas arenosas, ubicada a 20 metros de profundidad frente a la localidad de Pasito Blanco (arrecife de Pasito Blanco) (AN), y (ii) una zona arenosa, también ubicada a 20 metros de profundidad, y situada a una distancia intermedia entre el campos de arrecifes artificiales y el arrecife natural de Pasito Blanco (A) (Fig. 2.1).

La Baja de Pasito Blanco es un arrecife rocoso-sedimentario que posee dimensiones semejantes a los grupos de mayor número de módulos en el campo de arrecifes artificiales (los extremos compuestos por 19 estructuras) de la Bahía de Santa Águeda. Esta formación rocosa presenta una superficie aproximada de 50x100 m<sup>2</sup> (Herrera-Pérez, 1998).

#### 4.2.2. Descripción de las pescas.

En cada uno de los ambientes estudiados se calaron simultáneamente, y por el mismo lapso de tiempo, tres nasas en una única tanda, separadas entre sí unos 30-60 m aproximadamente; de esta forma, se obtenían nueve pescas mensuales. El tiempo de calado fue generalmente de 7 días. Estas fueron cebadas con pan, siguiendo la costumbre de los pescadores profesionales del lugar. Además, todas las nasas recuperadas fueron seleccionadas para el análisis, excepto aquellas que presentaran indicios de haber sido abiertas durante el periodo de calado. De esta forma, se desecharon todas aquellas que presentaron roturas en la malla (producidas por la acción de las tortugas u otras causas).

Para el desarrollo de las pescas se contó con la colaboración de la embarcación de 6 m de eslora, dedicada a la pesca artesanal con artes menores (véanse características en la Tabla 2.1), con base en el Puerto de Arguineguín (suroeste de Gran Canaria). Siempre que las condiciones ambientales y logísticas lo permitieron, se tomaron muestras mensuales desde enero de 2002 a diciembre de 2004 en los tres tipos de ambientes<sup>9</sup> estudiados.

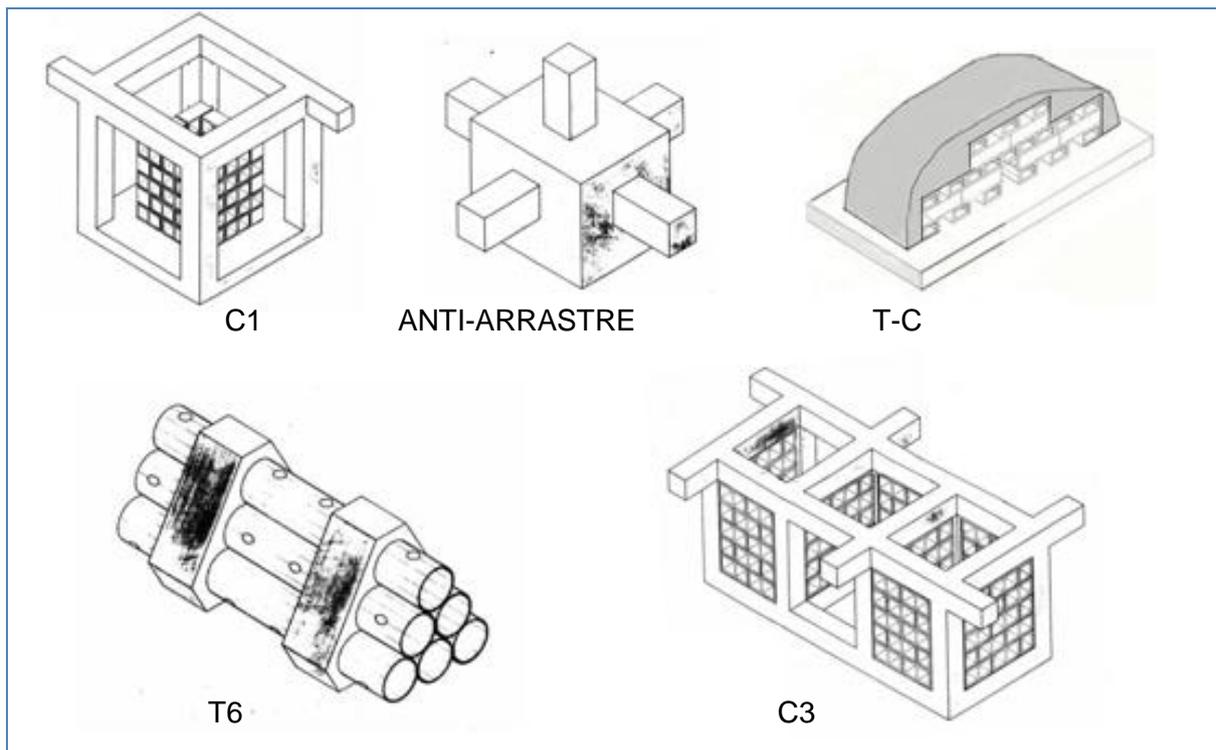
**Tabla 2.1.** Características de la embarcación artesanal empleada.

<b>ESLORA (m)</b>	<b>TRB (m)</b>	<b>POTENCIA (CV)</b>
6	2,18	23,00

---

<sup>9</sup> En 2003 la tanda de nasas caladas en el arrecife natural se aproximó más a esta estructura.

---



**Figura 2.2.** Tipología de los módulos que componen el arrecife artificial ubicado en la Bahía de Santa Águeda (Arguineguín).

Las trampas poseían un diseño cilíndrico y achatado, con un diámetro de entre 130 y 180 cm, y una altura de 40 - 50 cm (Fig. 2.3), similar a las dimensiones básicas de las nasas empleadas para la captura de peces en las Islas Canarias (ver Bas et al., 1995). La luz de malla presenta 40 mm, según la diagonal más amplia y 30 mm en la más corta. El matadero de las nasas presentó un diámetro de aproximadamente 25 cm. Para una descripción más completa de estas trampas se puede consultar a Bas et al., 1995; Mancera-Rodríguez, 2000; Rico et al., 2002; y el Real Decreto 182/2004 de la Ley de Pesca de las Islas Canarias.

En 2002, y para evitar que los buceadores recreativos destruyesen las nasas, estas no fueron caladas directamente sobre el arrecife natural de Pasito Blanco, sino a una cierta distancia (entre 50 y 100 m). Sin embargo, a principios de 2003 las trampas fueron caladas más cerca de la Baja, con el objeto de que las capturas fuesen lo más representativas posibles de la comunidad ictiológica presente en este hábitat. Por ello, se emplearon los datos de capturas de 2002 a 2004 para las evaluaciones generales de la abundancia, sin diferenciar entre hábitat. Sin

embargo, en la evaluación y análisis entre ambientes, se emplearon únicamente las trampas caladas entre 2003 y 2004.



**Figura 2.3.** Imagen del armazón de la nasa (superior) y restos de la malla que las recubre (centro inferior izquierda).

#### 4.2.3. Asunciones realizadas en cuanto al uso de trampas

El calado de las nasas sobre el fondo fue realizado de forma aleatoria, con objeto de evitar la dependencia de las mismas por una colocación no apropiada (ver Hurlbert, 1984; Kingsford, 1998a). La distancia entre trampas, en cada tanda, fue de entre 30 y 60 m. Esta longitud de separación fue escogida según las costumbres de los pescadores de la zona, puesto que se está evaluando la capacidad de pesca de estos profesionales en las zonas de estudio. Antes de proceder con el calado de las nasas, se navegaba hasta las coordenadas de las zonas seleccionadas (i.e.: arrecife artificial, arrecife natural y arenal), y se lanzaban una vez lo veían apropiado los pescadores.

El muestreo también fue aleatorio desde el punto de vista temporal, para evitar de esta forma que al repetirse siempre con el mismo intervalo de tiempo, se pudiese llegar a registrar únicamente capturas influenciadas por características periódicas que enmascarasen una mayor variación de los datos de captura. Esta última cuestión no es difícil de lograr cuando el día de calado y recogida de las nasas dependen de multitud de factores, tanto naturales (factores climáticos estacionales, tormentas, fuertes corrientes y aguas turbias que no permitiesen otro tipo de trabajos coincidentes, como los censos visuales), así como los relacionados con las labores humanas (roturas en barco, marineros o investigadores enfermos, la coordinación de los calendarios laborales de los partícipes del trabajo de campo, etc.).

La disposición aleatoria de las nasas, contribuye a obtener la asunción de independencia muestral asociada a la localización de las trampas. La asunción de independencia es imprescindible para la aplicación de diversas pruebas estadísticas (Legendre y Legendre, 2012; Gotelli y Ellison, 2004; Underwood, 1997) y evita errores de pseudoreplicación (Hurlbert, 1984).

No obstante, es conveniente reconocer la posibilidad de que las capturas de nasas pertenecientes a una misma tanda estén influenciadas unas con las otras, o incluso tengan lugar fenómenos de saturación del sistema de pesca (por ejemplo, por la presencia de un predador en una de ellas). Como no se posee conocimiento sobre la manera en que unas pueden influir en las otras, a priori se ha asumido que no existe solapamiento del área efectiva de pesca entre las nasas. Pero esta asunción no se basa en estudios concluyentes, puesto que no se han encontrado resultados científicos que determinen el radio de acción o área de influencia de una nasa, la cual debe variar para cada una de las especies, condiciones ambientales, dirección de la corriente, tipo de cebo utilizado, y que además se irá modificándose de modo dinámico según la secuencia temporal de entrada de las distintas especies en la trampa (*sensus* Kingsford, 1998b). La única referencia encontrada en un estudio similar, solo que en el plano vertical, ha sido un estudio con trampas caladas junto a una torre de extracción de petróleo, en intervalos de profundidad de 10 m, 50 m y hasta 100 m (Fujii, 2015).

Por ello, en una pesquería multi-específica, resulta muy complicado, evitar el problema de la atracción colectiva citado por Kennelly y Craig (1989; tomado de Kingsford, 1998b), y que establecieron que en estos casos una separación de 50-60 m es suficiente para eludir este efecto en crustáceos en su área de trabajo. La magnitud de la movilidad de muchas de las especies de peces que se capturan en la zona, es bastante mayor que la distancia entre nasas. Pero debido al desconocimiento de estudios sobre la selectividad y rango de atracción de las nasas utilizadas sobre los peces capturados, no es posible determinar el grado de dependencia de las capturas entre nasas adyacentes. Sin embargo, se incorpora un análisis de asociación de especies capturadas que podría mostrar algún resultado relacionado.

Por otro lado, se asume la independencia temporal de las muestras. Esto implica que no se pescan los mismos peces mes tras mes, lo que sólo se consigue si tras la captura no se realiza su liberación (Gotelli y Ellison, 2004). Asumiendo, además, que los stocks de peces capturables mediante nasas no cambiaron significativamente a lo largo del periodo de estudio por causas asociadas a las capturas realizadas para este trabajo. En este sentido, aclarar que las trampas fueron colocadas y levadas simultáneamente (en un intervalo inferior a 1 hora entre la primera y la última nasa levada) y permanecieron el mismo periodo de tiempo en los tres ambientes analizados. De esta forma, si tuviese lugar un cambio (a escala temporal mayor de 1 hora) en las características atractivas de las trampas en alguno de los tres ambientes, y no en los otros, no habría ninguna componente de la incertidumbre que se debiese a que las nasas no estaban en el agua de manera simultánea. Es decir, si sucede algún proceso en las nasas del arrecife artificial, y no en los arenales, ni en el arrecife natural, no cabe pensar que este proceso sólo se registró en el arrecife artificial debido a que las nasas del resto de ambientes no estaban caladas.

El empleo de nasas como método de muestreo puede llegar a ser bastante controvertido, pero en este caso, resulta imprescindible pues son el sistema de pesca que más se utiliza en los hábitats estudiados; más aún cuando lo que se está evaluando es la capacidad de pesca que presentan estos ecosistemas y su comparativa.

---

**Tabla 2.2.** Cualidades de las trampas como métodos de muestreo según Kingsford, (1998b).

<b>VENTAJAS</b>
1- Los peces pueden ser etiquetados y liberados desde la embarcación o mientras se bucea.
2- Es un método de pesca pasivo que no requiere atención continuada.
3- Se pueden capturar especies crípticas y/o de aguas profundas.
4- Son baratas.
5- Los peces pueden ser capturados sobre un gran rango de profundidades y en diferentes hábitats.
6- Los peces están generalmente vivos en las capturas y pueden ser transportados a la superficie evitando el daño producido por otros métodos de pesca.
<b>DESVENTAJAS</b>
1- Es común obtener capturas bajas y altamente variables.
2- Se requieren muchas réplicas para un estudio.
3- Su transporte es dificultoso debido a su gran volumen.
4- Las capturas de las distintas especies pueden variar con el tiempo de pesca y con la luz de malla. Las mallas pequeñas (12,5 mm) obtienen generalmente menos capturas que las mallas de mayor luz (42 mm) (Santurtun, 1995).
5- Las capturas están condicionadas por la secuencia temporal de entrada: algunos peces son atraídos por la propia estructura de la nasa o por otras especies que ya están dentro.
6- El cebo puede ser muy caro.
7- Las corrientes pueden alterar el halo del cebo alrededor de la trampa.
8- Los efectos del cebo pueden variar con la localización, el hábitat y el tiempo.
9- Es muy difícil transformar las capturas a número de peces por unidad de área.
10- Las trampas requieren a menudo cierto acondicionamiento para que los peces se acerquen (p.ej.: a los peces no les gustan ciertos metales, como ocurre con el zinc galvanizado, y las burbujas que salen de la madera que no ha sido anegada pueden asustarlos).
11- Puede ser difícil obtener una gran variedad de especies debido a los ciclos de abundancia propios de las mismas en función de los periodos de pesca más apropiados, etc.
12- Se requieren estudios previos para determinar el tiempo de pesca adecuado, etc.
13- Los peces pueden ser dañados si los investigadores no son cuidadosos.
14- La escala espacial de atracción de una nasa puede variar de decenas de metros a cientos de kilómetros, dependiendo de la especie.

Las ventajas e inconvenientes, asociados al muestreo con nasas se recogen en la Tabla 2.2. (tomada de Kingsford,1998b). Este tipo de trampas han sido estudiadas en detalle para crustáceos (Miller, 1983; 1990), peces de aguas tropicales (Miller y Hunte, 1987; Koslow et al., 1988; Arena et al., 1994), peces de aguas templadas (Crossland, 1976), y se ha obtenido muestras a partir de ellas en estudios de peces y cefalópodos de latitudes subtropicales (González-Pajuelo et al. 1996, González-Pajuelo, 1997; Hernández-García et al., 1998; Mancera-Rodríguez, 2000; Hernández-López, 2000; González-Pajuelo y Lorenzo-Nespereira, 2001; Solari et al.,2001; Almonacid-Rioseco, 2006).

Para contrastar en cierta medida, lo que se captura y los especímenes que suelen habitar durante las horas diurnas en los ambientes estudiados, se ha hecho uso de los resultados que han ofrecido los censos visuales realizados simultáneamente por investigadores en la zona (Castro et al., 2003 y 2004). Esta comparación ayudará a comprender el comportamiento de las diferentes especies que se observan, o no, en el entorno cercano a las nasas. Además, permite comparaciones con estudios realizados previamente en la zona analizada.

De acuerdo con lo comentado anteriormente, y partiendo de que el área de influencia de la nasa, el área efectiva de una trampa, es muy variable (Kingsford, 1998b) y desconocida, al asumir que las nasas de cada tanda son elementos de muestreo independientes y que el alcance del efecto de atracción es idéntico y no se solapa, podemos considerar que no se dan fenómenos de pseudo-replicación espacial. Es más, por los mismos motivos, se considera también que las tandas son independientes entre ellas durante el periodo de calado, debido a que cada conjunto está separado entre sí una distancia mínima comprendida entre 1 y 1,5 Km.

#### 4.2.4. Diseño experimental.

Con el objeto de desarrollar análisis estadísticos dedicados a establecer comparaciones entre ambientes de las diferentes variables de estudio, se empleo un diseño basado en dos factores ortogonales (Underwood, 1997). Se consideraron ortogonales pues todos los niveles de un factor se encuentran representados en

---

todos los niveles del otro (Gotelli y Ellison, 2004). Así, para la comparación entre ambientes estudiados se empleó el factor espacial "*ambiente*", con tres posibles niveles (una por cada zona de estudio; AA, AN y A), el cual se catalogó como fijo (Underwood, 1997). Además, se incluyó el factor temporal de trimestre, también considerado fijo, pues se muestrearon todos los trimestres que transcurrieron durante el periodo de estudio (Underwood, 1997; Manly, 1997; Gotelli y Ellison, 2004, Züür et al., 2007), de modo que se tienen 8 niveles (4 trimestres por año de estudio).

#### 4.2.5. Trabajo de Laboratorio.

La captura obtenida de cada una de las nasas se guardó de forma separada, etiquetándola adecuadamente, y se congeló para su estudio posterior. Una vez en el laboratorio, la captura de cada nasa fue clasificada a nivel de especies, se registró el número de individuos de cada especie y se tomaron datos biométricos de cada ejemplar (longitud total en mm y peso total en gramos).

#### 4.2.6. Análisis de los datos.

En primer lugar se hizo un resumen general del proceso de muestreo, meses en los que no se pudo muestrear, número de nasas perdidas y otros aspectos relacionados. Si la proporción de muestras perdidas resultó baja, alrededor de 10%, la muestra se completó mediante la sustitución de los datos perdidos por el promedio de las muestras más próximas. Por el contrario, si el número de muestras perdidas fue muy alto, se eliminó dicho muestreo hasta obtener el diseño equilibrado entre las combinaciones de los tratamientos de ambos factores (*ambiente* y *trimestre*, apartado 4.2.4). Es decir, se persigue obtener el diseño equilibrado por la robustez que ello ofrece ante la falta de las asunciones de algunos análisis estadísticos. Concretamente, un equilibrio muestral determina que un ANOVA univariante sea robusto a la falta de normalidad de los datos, e incluso heterogeneidad de la varianza cuando los diseños experimentales son quasi-equilibrados (número de muestras semejante) (Peña-Sánchez de Ribera, 2010). Además, en cuanto a los análisis multivariantes con contrastes de hipótesis basados

---

en la aleatorización de muestras, particularmente en el análisis PERMANOVA se logra también la robustez a la heterogeneidad de varianzas en los datos, cuando los diseños son equilibrados (Anderson y Walsh, 2013).

#### 4.2.6.1. Estadística descriptiva

Se estimó medias aritméticas y, como medida de escala, la desviación estándar (D.E.) pues ésta ofreció el grado de variabilidad de los datos con respecto al valor promedio. Se determinó el intervalo de confianza de la media. También se calculó la mediana y los percentiles del 10 y el 90%, para fijar el rango de valores de las variables de estudio que agrupó el 80 % de las cifras.

En relación a los gráficos, se emplearon todos aquellos que ayudasen a visualizar los datos, desde un punto de vista univariante, como los histogramas. Para los datos multivariantes (cada especie considerada una variable), se empleó el correlogramas entre ocurrencia nula entre especies (Züür et al., 2010) con el objeto de visualizar el problema de los dobles ceros y su implicación en los análisis de similitud (véase Legendre y Legendre, 2012).

#### 4.2.6.2. Análisis estadístico: variables de estudio.

Para cada una de las nasas, se tomaron los datos brutos de las capturas: número total de individuos (NTI), el peso total de la captura (PTC) y la riqueza en número de especies capturadas (R). Además, los datos se estandarizaron mediante el tiempo de pesca (días), puesto que esta medida temporal fue reconocida como la mejor manera de representar el esfuerzo pesquero en éste estudio (en concordancia con Fujii, 2015; Robichaud et al., 2000).

Al estandarizar el número de individuos y el peso total, por nasa, se obtiene la captura por unidad de esfuerzo numérica, CPUE<sub>n</sub> ( $\text{NTI} \cdot \text{día}^{-1}$ ) y la captura total en peso, CPUE<sub>p</sub> ( $\text{PTC} \cdot \text{día}^{-1}$ ), así como el número de especies capturados por unidad de esfuerzo, ( $\text{NTE} \sim \text{R} \cdot \text{día}^{-1}$ ).

La aplicación de la unidad de esfuerzo (tiempo de calado en días) presenta muchos inconvenientes, al no existir una relación directa entre tiempo de calado y mortalidad por pesca. No obstante, si se asume que todas las variables asociadas al

---

sistema de pesca, y a su modo de uso, permanecen constantes a lo largo del estudio (i.e.: tamaño de la nasa, profundidad de calado, distancia al arrecife, tipo de cebo utilizado, etc.), y no consideran variables de tipo ambiental o comportamental de las especies en el cálculo del esfuerzo, sólo el tiempo de calado marca diferencias y define la variabilidad del esfuerzo. No obstante, las diferencias en tiempo entre las nasas caladas en los diferentes ambientes ambiente es despreciable, por lo que se puede asumir que las variaciones observadas en la CPUE son sólo consecuencia de las variaciones en la abundancia de la fauna asociada a cada uno de esos ambientes.

Con la información recopilada se crearon dos matrices que resumieran los parámetros de las pescas. La primera matriz fue realizada con el propósito de obtener estadísticos univariantes, donde cada fila corresponde con una nasa, y en la columnas se introdujeron los parámetros a evaluar: NTI, PTC, R, NTE, CPUEn y CPUeP. Estos datos, sin diferenciar entre especies, se analizaron desde el punto de vista univariante.

Por otro lado, en la segunda matriz las filas nuevamente representaban las muestras y las columnas los valores del NTI separados por especies (especie ~ variables) se emplazaron en las columnas. Estos datos fueron tratados de forma multivariante, puesto que la combinación de las diferentes especies halladas, de manera multivariante (Hair et al., 2004), aumenta la probabilidad de encontrar diferencias entre zonas y periodos de tiempo. Se empleó la prueba estadística de Kolmogorv-Smirnov para comprobar la normalidad de las distribuciones de las variables NTI, PTC, R, CPUEn, CPUeP y R). Además, se evaluó la presencia de datos perdidos, valores nulos y de datos extremos. Así, los datos se clasificaron como valores perdidos cuando las nasas fueron abiertas por tortugas, pescadores o submarinistas, así como por causas ambientales. Contrariamente, las nasas sin captura, no abiertas, formaron parte del estudio a realizar.

#### 4.2.6.3. Análisis estadístico: métodos univariantes

Los datos de NTI, PTC, NEC, CPUEn, CPUeP y R se compararon mediante un análisis ANOVA de dos vías para comprobar si había diferencias entre las cifras

---

promedias de estos parámetros, según los ambientes de estudio y trimestre. El ANOVA es robusto a la falta de normalidad de los datos, e incluso heterogeneidad de la varianza cuando los diseños experimentales son quasi-equilibrados (número de muestras semejante) (Peña-Sánchez de Ribera, 2010), y por ello se realizó la sustitución de los datos perdidos.

Para ello, se empleó el programa PERMANOVA, en su versión en FORTRAM, que cuando es utilizado con una única variable y se emplea la distancia euclídea se corresponde con un ANOVA (Anderson, 2001, 2005). Cuando los resultados fueron significativos, se realizaron pruebas posteriores de contrastes por parejas, a los que se les aplicó la corrección en el nivel de significación (Gotelli y Ellison, 2004). Este nivel, en lugar de ser 0,05 ó 0,01, fue adaptado de acuerdo con la corrección de Bonferroni, que consiste en dividir el nivel de significación por el número de contrastes múltiples de hipótesis, a realizar (Gotelli y Ellison, 2004); no obstante, puesto que Bonferroni suele ser muy conservativo (Gotelli y Ellison, 2004; Anderson, 2001), se empleará un criterio alternativo para los casos en que el número de contrastes sea elevado. Tanto PERMANOVA, como los análisis de t-student, se desarrollaron con 4999 permutaciones aleatorias en cada término del análisis. Con este número de permutaciones, el nivel de significación obtenido es de 0,01, para el análisis global (Manly, 1997).

Finalmente, y para obtener la importancia de los términos evaluados (factores e interacciones) en cuanto a la variabilidad de las capturas, se determinó el porcentaje de contribución a la variación hallada en las mismas, mediante la suma total de cuadrados (ver Underwood, 1997), en cada parámetro medido (NTI, PTC, NEC CPUEn, CPUeP y R).

#### 4.2.6.4. Análisis estadístico: métodos multivariantes

Debido a la propia naturaleza binomial de las capturas con nasas (un gran número de ellas tienen capturas nulas para muchas de las especies muestreadas) (Garrison et al., 2004), es muy común que los datos no sigan una distribución normal. Con respecto al empleo de transformaciones, al igual que sucede con los censos en donde aparecen muchos valores ceros por cada variable (especie), en las

---

nasas no es posible transformar de manera efectiva los datos (Anderson y Millar, 2004), por lo que se ha evitado el empleo de estas herramientas.

Las variables analizadas, desde el punto de vista multivariante, parten de la descomposición de la variable NTI, según sus componentes específicas, las especies. Debido a la propia naturaleza binomial de las capturas con nasas (un gran número de ellas tienen capturas nulas para muchas de las especies muestreadas) (Garrison et al., 2004), es muy común que los datos no sigan una distribución normal. Con respecto al empleo de transformaciones, al igual que sucede con los censos en donde aparecen muchos valores ceros por cada variable (especie), en las nasas no es posible transformar de manera efectiva los datos (Anderson y Millar, 2004), por lo que se ha evitado el empleo de estas herramientas. Además, debido a la alta posibilidad de presencia de cero capturas, este hecho se tuvo en cuenta en la elección de la medida de similitud empleada en los análisis multivariantes.

La medida de similitud empleada fue el índice de asociación de especies Whittaker (1952), que incluye una estandarización previa en su cálculo. Esta estandarización entre especies (denominada transformación de perfiles de especies; Legendre y Legendre, 2012) consiste en obtener la proporción de cada especie a una muestra (nasa). La estandarización de la abundancia de especies es necesaria debido a sus diversas escalas en cuanto a abundancia y el peso que podría implicar la presencia de especies muy abundantes (Sommerfiel y Clarke, 2013; Gotelli y Ellison, 2004). Para escoger las especies a excluir se empleó el criterio de frecuencia de ocurrencia (Sommerfiel y Clarke, 2013), estableciendo el límite en una ocurrencia mínima del 5 % (*sensus* Singh et al., 2011; en su estudio del análisis de capturas realizadas en Islandia).

Para asociar la proporción de las especies capturadas de acuerdo con los ambientes, se empleó el análisis de correspondencia (CA). El CA es un método estadístico habitualmente utilizado para representar posibles asociaciones existentes entre las diferentes clases que constituyen a las variables categóricas (p.ej.: las clases AA, AN y A de la variable categórica denominada "ambiente") de tipo exploratorio, con el objeto de observar la posibilidad de establecer patrones o estructuras en los datos obtenidos en su observación. El método es muy

---

recomendado cuando los datos contienen gran cantidad de ceros (Borcard et al., 2011). En el caso del análisis de las capturas, CA se usó con una tabla de contingencia con dos únicas variables, la variable ambiente (columnas), con 3 niveles, y la variable especie, con tanto niveles como especies hayan sido seleccionadas para el análisis.

Para la inferencia estadística multivariante, en la que se comparó el NTI de las especies con ocurrencia mínima del 5 %, según el diseño experimental expuesto (apartado 4.2.4) se empleó el análisis multivariante de la varianza, no paramétrico, denominado PERMANOVA (Anderson, 2001, 2005). Con PERMANOVA se escogió el siguiente método de permutación: "*permutation of residuals under a reduce model*", que ofrece la mayor potencia y la mayor precisión del error de tipo I en los diseños más complejos en las mayor parte de las circunstancias (Anderson y Legendre, 1999; Anderson y Ter Braak, 2003; en Anderson, 2005). PERMANOVA, de manera similar a un análisis de la varianza, ofrece información sobre si las diferencias detectadas son, o no, estadísticamente significativas, pero no muestra que especies son las que están contribuyendo a estas diferencias. Para reconocer a estas especies se empleó el análisis canónico de coordenadas principales (CAP, Anderson y Willis; 2003; Anderson y Peterson, 2003).

Este "software libre" realiza un análisis canónico restringido (Ter Braak, 1995; tomado de Anderson y Wallis, 2003), obteniendo los ejes de distribución espacial de las muestras de tal forma que maximice las diferencias entre grupos (como los hábitats de estudio). Además, presenta la flexibilidad de escoger la medida de distancia o de disimilitud, a la vez que calcula la correlación canónica que existe entre los ejes obtenidos y las variables originales (el NTI de cada una de las de las especies escogidas) y permite analizar estadísticamente si los resultados son significativos (Anderson, 2004; Anderson y Willis, 2003).

Esto facilita averiguar cuáles son las especies que más contribuyen a las diferencias halladas. A la hora de ejecutar el software (Anderson, 2004), se escogió un número de ejes ortogonales empleado en el análisis discriminante (m) que minimizara el error de "misclassification" y maximiza la proporción de observaciones correctamente clasificadas (Anderson y Willis, 2003; Anderson y

---

Robinson, 2003). Se escogió nuevamente el índice de asociación de Whittaker (como en PERMANOVA), tras estandarizar las variables (especies) y calcular el índice de Bray-Curtis.

### 4.3. Resultados

Con el muestreo planteado (3 años · 12 meses/año · 9 nasas/mes) se deberían haber obtenido un total de 324 nasas. No obstante, tras tomar en cuenta el registro final, el número de nasas disponibles fue de 302. De las cuales, 8 se debieron a que en algunas ocasiones se obtuvieron 4 nasas por ambiente (8 ocasiones y 8 nasas más en alguno de los ambientes, durante los 3 años), debido a la logística de trabajo del pescador. No obstante, se consideraron perdidas 30 nasas (9,26 % del total). Las nasas tomadas de más por ambiente, sólo se han tenido en cuenta en los análisis básicos, como en la obtención de estadísticos descriptivos.

Por otro lado, en 2002, las nasas se encontraban en una zona del arrecife natural (AN) con una heterogeneidad espacial muy simple en comparación con el arrecife artificial (AA). Por ello, se decidió cambiar a otra zona del AN en los dos años siguientes. El AN, la Baja de Pasito Blanco presenta una extensión y complejidad estructural más similar a cada uno de los subgrupos en que se configura el campo de AA de la Bahía de Santa Águeda (Herrera-Pérez, 1998). De manera que las capturas de 2002 sólo se han tenido en cuenta para describir las variables relacionadas con las capturas, en general, pero para comparar las variables entre cada tipo de ambiente únicamente se consideraron las correspondientes a los años 2003 y 2004.

Las tres variables básicas de estudio fueron la riqueza de especies en las capturas ( $R \sim$  número de especies), el número total de individuos por nasa (NTI) y el peso total de la captura por nasa (PTC), junto con sus tres homólogas, bajo la estandarización efectuada con la aplicación del esfuerzo pesquero (días de calado). Las variables estandarizadas fueron el número total de especies en las capturas (NTE), la captura por unidad de esfuerzo numérica (CPUE<sub>n</sub>) y la captura por unidad de esfuerzo en peso (CPUE<sub>p</sub>). Todas estas variables presentaron un patrón de

residuos que no se corresponde a la de una variable normal (Tabla 3.1.). Este hecho se observa también en las cifras de asimetría, distintas a cero (Tabla 3.2).

**Tabla 1.1.** Resultados de las pruebas de normalidad de las variables registradas.

VARIABLE	Test de Kolmogorov-Smirnov		
	Estadístico	g.l.	p-valor
R	0,204	302	< 0,01
NTE	0,159	302	< 0,01
NTI	0,170	302	< 0,01
CPUE <sub>n</sub>	0,172	302	< 0,01
PTC	0,193	302	< 0,01
CPUE <sub>p</sub>	0,192	302	< 0,01

R ~ Riqueza (número de especies capturadas por nasa). NTE ~ número de especies capturadas por nasa y día. NTI ~ número de individuos total por nasa. CPUE<sub>n</sub> ~ captura numérica por unidad de esfuerzo. PTC ~ peso total capturado por nasa. CPUE<sub>p</sub> ~ captura en peso por unidad de esfuerzo. g.l. ~ grados de libertad del test.

**Tabla 3.2.** Estadísticos descriptivos de las variables de estudio (n = 302; datos de 2002-2004).

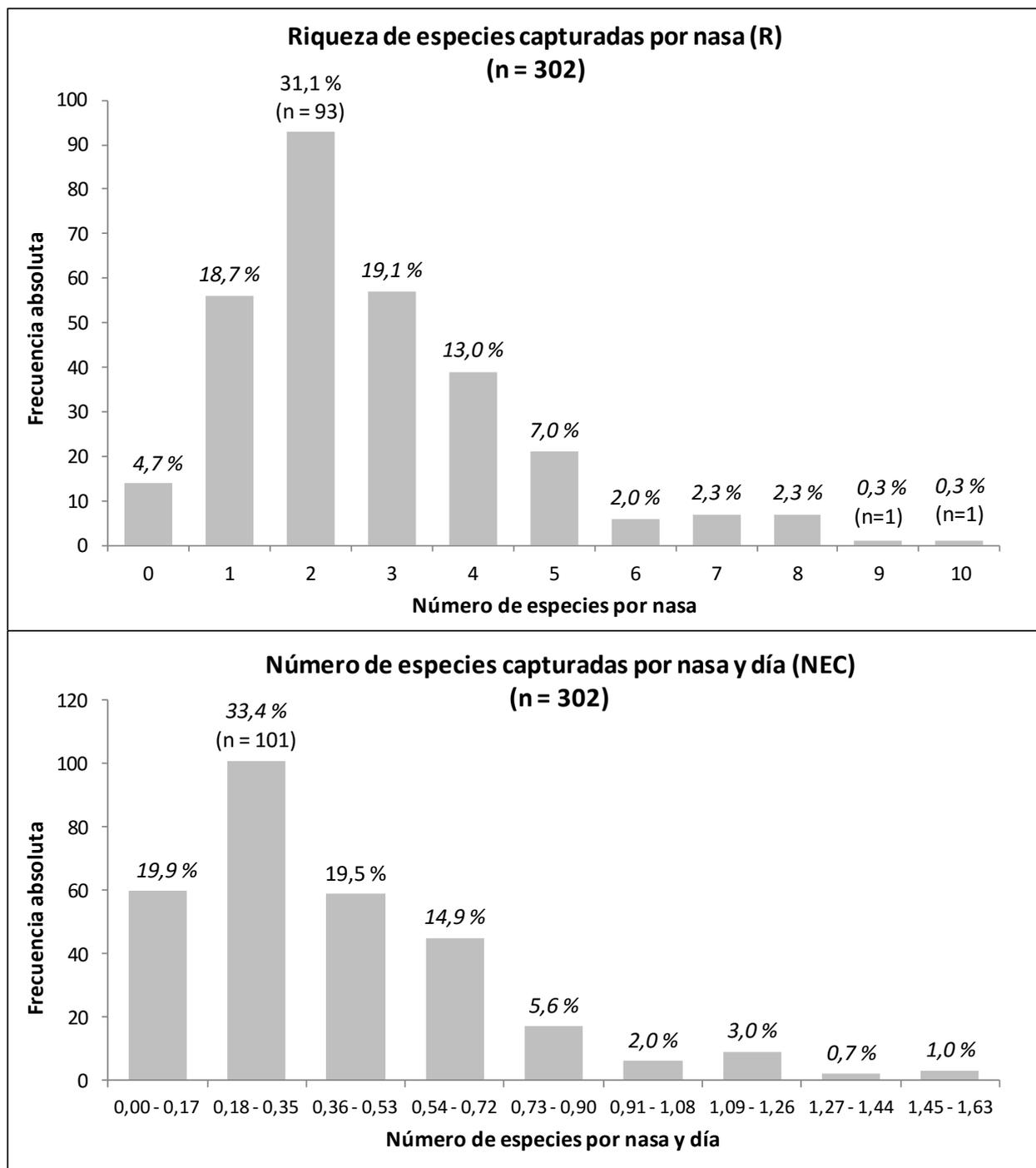
VARIABLE	Media	Mediana	Desviación estándar	Coefficiente de variación (%)	Asimetrías	Kurtosis
R	2,762	2,000	1,800	65,166	1,1668	1,6401
NTE	0,397	0,286	0,282	70,914	1,5431	3,1057
NTI	10,946	7,500	10,918	99,751	2,3309	8,1948
CPUE <sub>n</sub>	1,558	1,117	1,569	100,702	2,1587	6,3985
PTC	1219,680	789,005	1406,649	115,329	3,0938	13,5614
CPUE <sub>p</sub>	171,944	112,539	197,108	114,635	3,2359	15,8763

#### 4.3.1. Evaluación de la ocurrencia de especies capturadas

La riqueza (R) media de especies capturadas fue 2,76 especies·nasa<sup>-1</sup> (D.E. = 1,80), mientras que la mediana fue de 2 especies·nasa<sup>-1</sup> (Tabla 3.2). La R máxima registrada fue de 10 especies·nasa<sup>-1</sup>. El histograma de las frecuencias halladas para R, muestra que en el 88,96 % de las nasas (n = 266), las cifras variaron entre 1 y 5 especies (Fig. 3.1, superior). Y el intervalo de confianza de la R media (al 95 %) muestra un rango poblacional en capturas de entre 2,56 y 2,97 especies·nasa<sup>-1</sup>.

Cuando se estandariza el número de especies mediante el esfuerzo pesquero (número total de especies capturada por día ~ NTE), definido éste como tiempo de calado de las trampas (Fig. 1, inferior), se obtiene un NTE medio de 0,42

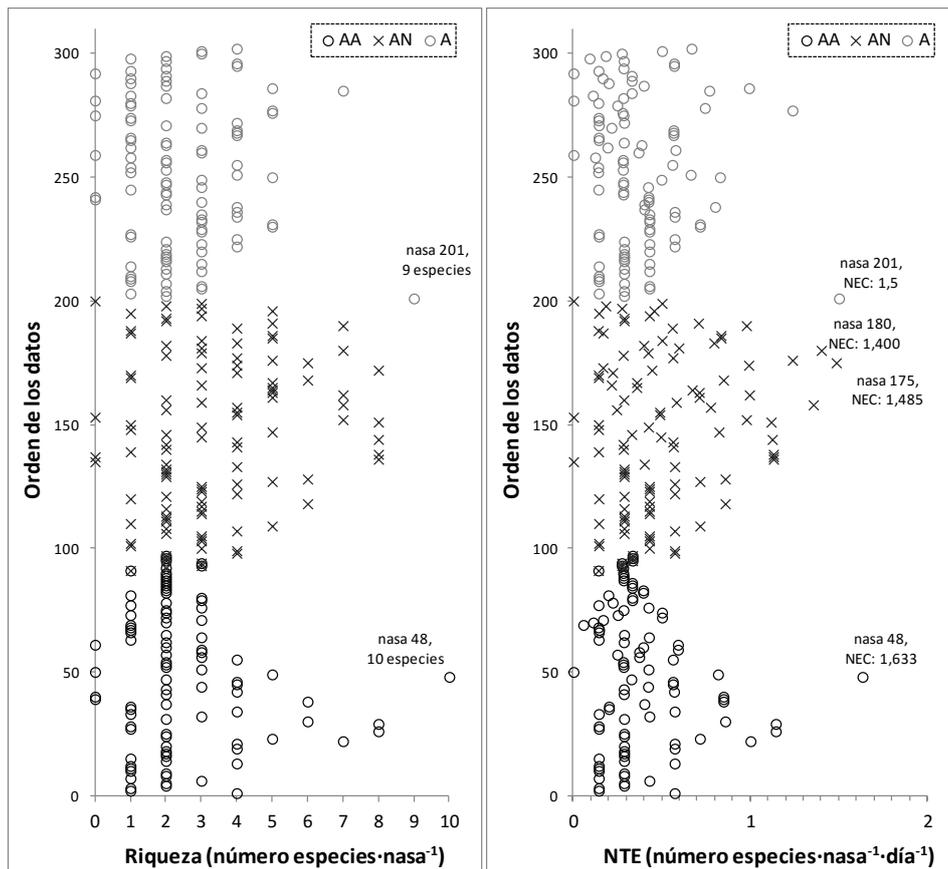
especies·nasa<sup>-1</sup>·día<sup>-1</sup> (Tabla 3.2) y un intervalo de confianza, al 95 %, de 0,39 - 0,45 especies·nasa<sup>-1</sup>·día<sup>-1</sup>. El 87,75 % de las muestras registró un NTE inferior a 0,73 especies·nasa<sup>-1</sup>·día<sup>-1</sup> (Fig. 3.1, inferior).



**Figura 3.1.** Histogramas del número de especies capturadas por nasa (R; superior) y por nasa y día (NTE; inferior). Datos de 2002-2004.

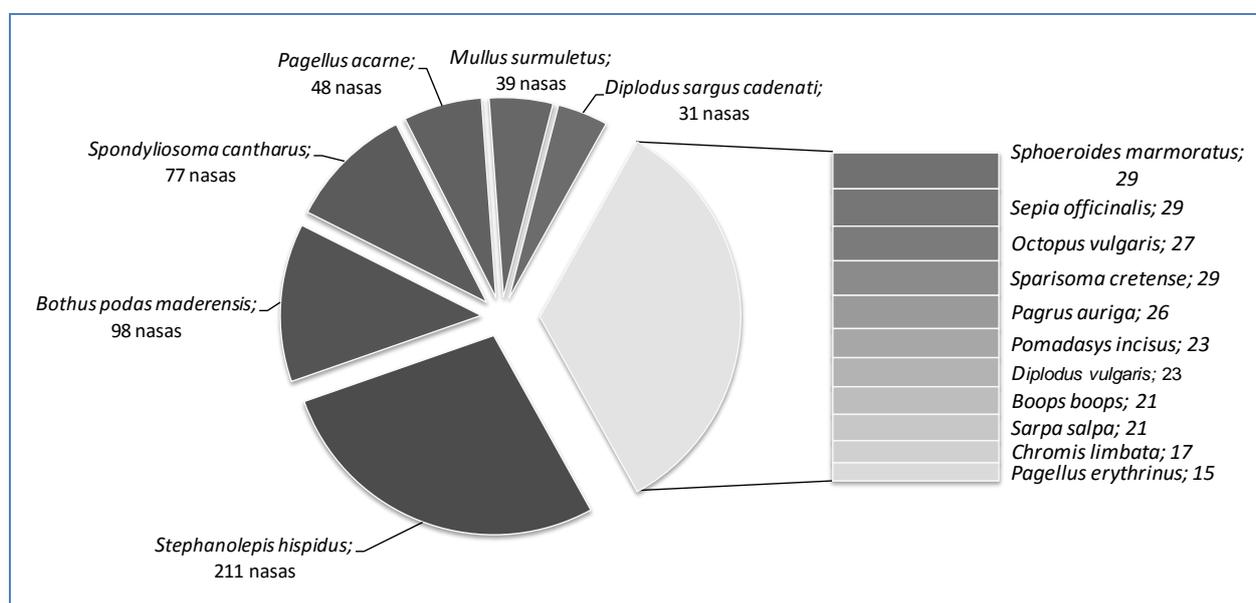
En relación con la localización de valores extremos (no erróneos), los diagramas de Cleveland (Fig. 3.2.) muestran que las capturas obtenidas con nasas número 48 y 201 presentar una riqueza extrema, pues sobresalen con 9 y 10 especies, respectivamente (Fig. 3.2., izquierda). En relación al NTE, las capturas de las nasas 48, 175, 180 y 201 muestran valores extremos, con cifras de entre 1,40 y 1,63 especies·nasa<sup>-1</sup>·día<sup>-1</sup> (Fig. 3.2., derecha).

A lo largo del estudio se identificaron 30 especies. La Tabla 3.3 presenta el registro de las especies capturadas, de acuerdo con sus familias, entre 2003 y 2004. También se aportan las frecuencias absolutas totales, de la ocurrencia de especies. Y para los tres ambientes de estudio, la frecuencia absoluta y la relativa (%).



**Figura 3.2.** Gráficos de Cleveland de riqueza (izquierda) y número de especies capturadas por nasa y día, NTE (derecha), de acuerdo con el ambiente (AA ~ arrecife artificial, AN ~ arrecife natural y A ~ fondo arenoso). Datos de 2002-2004.

La especie con mayor ocurrencia fue *Stephanolepis hispidus* (el gallito verde), capturada en 138 nasas entre 2003 y 2004 (Tabla 3.3) y en 211 nasas (69,9 %; Fig. 3.3) si consideramos el periodo 2002 a 2004 (Fig. 3.3). Le siguen en orden de importancia (datos 2002-2004; Fig. 3.3): *Bothus podas maderensis* (tapaculo) capturado en 98 nasas (32,5 %), *SpondylIOSoma cantharus* (chopa) capturada en 77 nasas (25,5 %), *Pagellus acarne* (el besugo) en 48 nasas (15,9 %), *Mullus surmuletus* (salmonete) en 39 nasas (12,9 %) y *Diplodus sargus cadenati* (sargo) en 31 nasas (10,3 %).



**Figura 3.3.** Frecuencia de ocurrencia (número de nasas) de las especies con una presencia mínima en el 5 % de las nasas (que se corresponde a unas 15 trampas). Datos 2002-2004.

Aquellas especies que presentaron una ocurrencia mayor al 5% (número de nasas = 15; en datos de 2003-2004), se muestran en la Tabla 3.4. Además, aquellas especies con una ocurrencia mínima del 10% (número de nasas = 20 en datos de 2003-2004) se muestran con letra en negrita. Así, 17 especies se muestran dentro del límite del 5%, mientras que disminuye a 10 cuando el límite es del 10%. Para el estudio comparativo de los ambientes (apartado 3.4) únicamente se utilizaron a aquellas especies con una ocurrencia mínima de 5 %.

**Tabla 3.3.** Frecuencia de ocurrencia absoluta y relativa (entre paréntesis), total y por ambiente. Datos de 2003-2004 ( $n_{AA} = 63$  nasas,  $n_{AN} = 68$  nasas y  $n_A = 66$  nasas).

FAMILIA	ESPECIE	Fi	Fi (AA)	Fi (AN)	Fi(A)
Bothidae	<i>Bothus podas maderensis</i>	54	21(38,9)	9(16,7)	24(44,4)
Haemilidae	<i>Pomadasys incisus</i>	14	5(35,7)	1(7,1)	8(57,2)
Labridae	<i>Xyrichtys novacula</i>	1	0	1(100,0)	0
Monacanthidae	<i>Stephanolepis hispidus</i>	138	44(31,9)	46(33,3)	48(34,8)
Mullidae	<i>Mullus surmuletus</i>	20	4(20,0)	12(60,0)	4(20,0)
Muraenidae	<i>Muraena augusti</i>	5	1(20,0)	4(80,0)	0
Octopodidae	<i>Octopus vulgaris</i>	12	6(50,0)	2(16,7)	4(33,3)
Pomacentridae	<i>Abudefduf luridus</i>	4	1(25,0)	3(75,0)	0
	<i>Chromis limbata</i>	12	1(8,3)	11(91,7)	0
Scaridae	<i>Sparisoma cretense</i>	20	3(15,0)	16(80,0)	1(5,0)
Scorpaenidae	<i>Scorpaena sp.</i>	4	0	4(100,0)	0
Sepiidae	<i>Sepia officinalis</i>	20	4(20,0)	7(35,0)	9(45,0)
Serranidae	<i>Serranus atriacuda</i>	8	4(50,0)	4(50,0)	0
	<i>Serranus scriba</i>	2	0	2(100,0)	0
Sparidae	<i>Boops boops</i>	14	0	7(50,0)	7(50,0)
	<i>Diplodus annularis</i>	1	0	1(100,0)	0
	<i>Diplodus puntazzus</i>	17	0	1(100,0)	0
	<i>Diplodus sargus cadenati</i>	18	3(12,0)	20(80,0)	2(8,0)
	<i>Diplodus vulgaris</i>	19	4(20,0)	16(80,0)	0
	<i>Lythognathus mormyrus</i>	20	0	0	2(100,0)
	<i>Pagellus acarne</i>	21	13(43,3)	10(33,3)	7(23,3)
	<i>Pagellus erythrinus</i>	22	1(9,1)	4(36,4)	6(54,5)
	<i>Pagrus auriga</i>	23	1(5,0)	19(95,0)	0
	<i>Pagrus pagrus</i>	24	0	7(100,0)	0
	<i>Sarpa salpa</i>	25	3(18,8)	9(56,3)	4(25,0)
	<i>Sparus aurata</i>	26	0	1(100,0)	0
	<i>Spondyliosoma cantharus</i>	27	20(37,7)	20(37,7)	13(24,5)
Synodontidae	<i>Synodus saurus</i>	28	1(25,0)	3(75,0)	0
Tetraodontidae	<i>Canthigaster capistrata</i>	29	2(25,0)	2(25,0)	4(50)
	<i>Sphoeroides marmoratus</i>	30	0	3(27,3)	8(72,7)

Fi ~ frecuencia de ocurrencia de la especie i; AA ~ arrecife artificial, AN ~ arrecife natural y A ~ arenal.

Al observar la frecuencia de ocurrencia relativa de acuerdo con el ambiente (Tabla 3.4), se pueden identificar las posibles tendencias en cuanto a la mayor ocurrencia de una especie a algún ambiente específico. Destaca *Stephanolepis hispidus* (gallo verde), por presentar una ocurrencia muy equitativa entre los

ambientes. Además, en AA sobresalen *Pomadasys incisus* (roncador), *Pagellus acarne* (besugo) y *Spondyliosoma cantharus* (chopa), mientras que en el AN destacan *Mullus surmuletus* (salmonete de roca), *Chromis limbata* (fula blanca), *Sparisoma cretense* (vieja), *Sepia officinalis* (choco o sepia), *Boops boops* (boga), *Diplodus sargus cadenati* (sargo), *D. vulgaris* (seifía), *Pagrus auriga* (catalineta o sama roquera), *Sarpa salpa* (salema) y *Spondyliosoma cantharus*. Por otra parte, en el arenal (A) destacan *Bothus podas maderensis* (tapaculo), *Pomadasys incisus*, *Octopus vulgaris* (pulpo), *Sepia officinalis*, *Boops boops*, *Pagellus erythrinus* (breca) y *Sphoeroides marmoratus* (tamboril).

**Tabla 3.4.** Ocurrencia y captura total de las especies que ocurren en al menos el 5% (n = 10 nasas) y 10 % (en negrita, 20 nasas) según el ambiente de calado de las nasas. Datos de 2003-2004

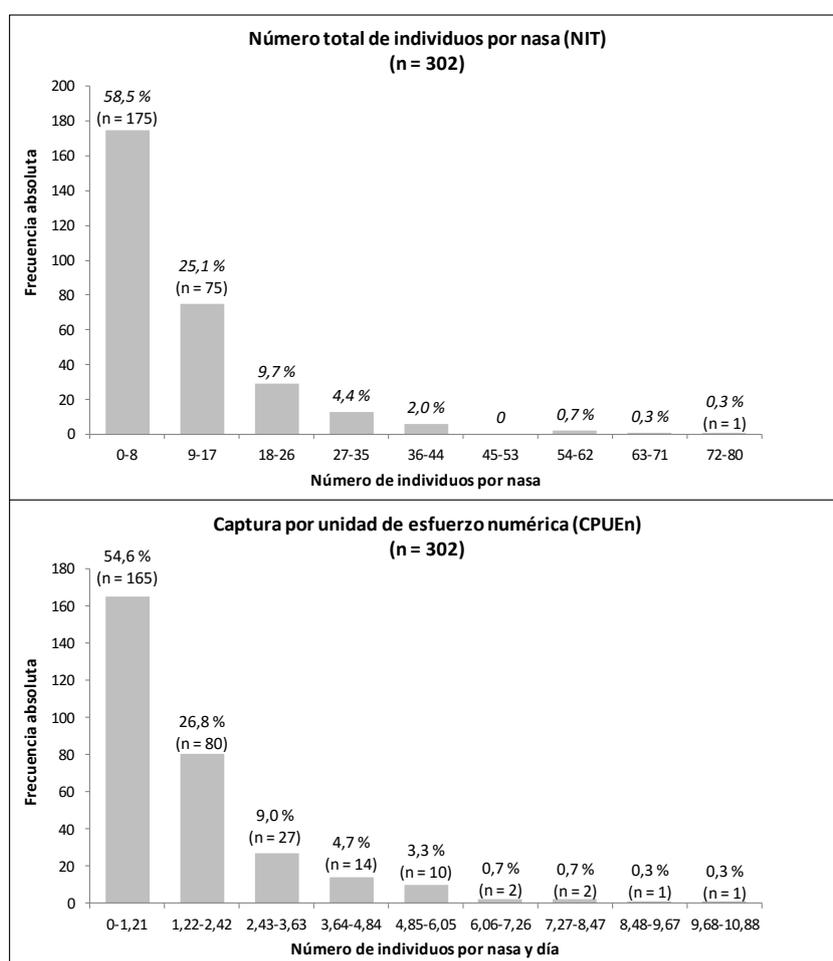
Especie (acrónimo)	Fi/Ci	Fi/Ci (AA)	Fi/Ci (AN)	Fi/Ci(A)
<i>Boops boops</i> (Bb)	14/48	0/0	7/33	7/15
<b><i>Bothus podas maderensis</i> (Bp)</b>	<b>54/120</b>	<b>21/49</b>	<b>9/14</b>	<b>24/57</b>
<i>Chromis limbata</i> (Cl)	12/109	½	11/107	0/0
<i>Diplodus sargus cadenati</i> (Ds)	25/129	3/13	20/112	2/4
<i>Diplodus vulgaris</i> (Dv)	20/130	4/4	16/126	0/0
<i>Mullus surmuletus</i> (Ms)	20/67	4/7	12/52	4/8
<i>Octopus vulgaris</i> (Ov)	12/17	6/9	2/2	4/6
<i>Pagellus acarne</i> (Pac)	30/160	13/40	10/102	7/18
<i>Pagellus erythrinus</i> (Per)	11/27	1/1	4/14	6/12
<b><i>Pagrus auriga</i> (Pau)</b>	<b>20/65</b>	<b>1/1</b>	<b>19/64</b>	<b>0/0</b>
<i>Pomadasys incisus</i> (Pi)	14/34	5/19	1/1	8/14
<i>Sarpa salpa</i> (Ss)	16/63	3/34	9/19	4/10
<i>Sepia officinalis</i> (So)	20/36	4/4	7/16	9/16
<i>Sparisoma cretense</i> (Spc)	20/77	3/3	16/73	1/1
<i>Sphoeroides marmoratus</i> (Sm)	11/36	0/0	3/5	8/31
<b><i>Spondyliosoma cantharus</i> (Sc)</b>	<b>53/146</b>	<b>20/50</b>	<b>20/69</b>	<b>13/27</b>
<b><i>Stephanolepis hispidus</i> (Sh)</b>	<b>138/1061</b>	<b>44/398</b>	<b>46/245</b>	<b>48/418</b>

Fi ~ frecuencia absoluta (número de nasas) de ocurrencia de la especie i.

Ci ~ captura total de individuos de la especie i. AA ~ arrecife artificial, AN ~ arrecife natural y A ~ arenal.

### 4.3.2. Abundancia registrada en las capturas

El número total medio de individuos capturados por nasa (NTI) fue 10,95 especímenes·nasa<sup>-1</sup> (D.E.<sup>10</sup> = 10,92), estando la mediana en 7,5 especímenes·nasa<sup>-1</sup> (Tabla 3.2). El NTI máximo registrado fue de 78 especímenes·nasa<sup>-1</sup>. El histograma de las frecuencias muestra que el NTI osciló entre 1 y 24 individuos en el 80 % de las nasas, para el periodo 2002-2004 (n = 239) (Fig. 3.4, superior).

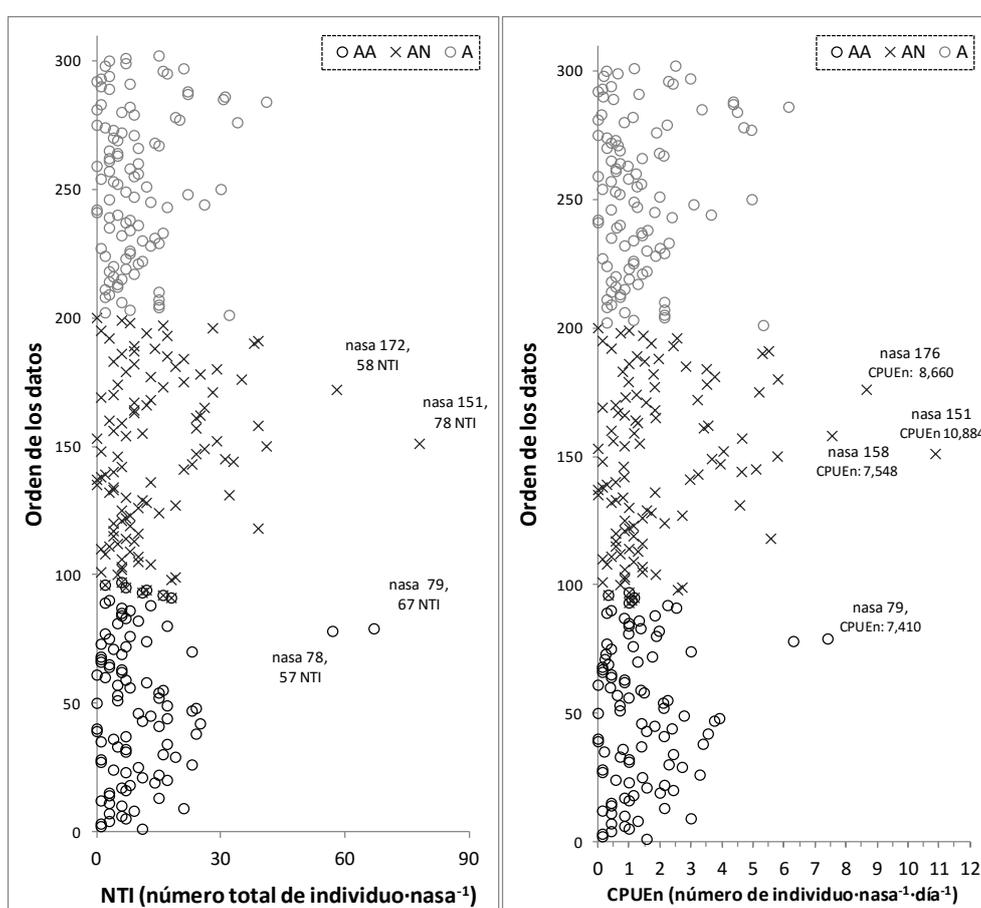


**Figura 3.4.** Frecuencia absoluta del número total de individuos capturados por nasa (NTI; superior); y la captura numérica por unidad de esfuerzo (CPUEn, inferior). Datos de 2002-2004.

<sup>10</sup> D.E. ~ desviación estándar.

El valor promedio de la captura por unidad de esfuerzo numérica (CPUEn), fue de 1,57 individuos·nasa·día, estando la mediana en 1,13 individuos·nasa·día. Este valor osciló entre 1,5 y 3,6 individuos·nasa·día en el 80 % de las nasas (n = 239) (Fig. 3.4, inferior).

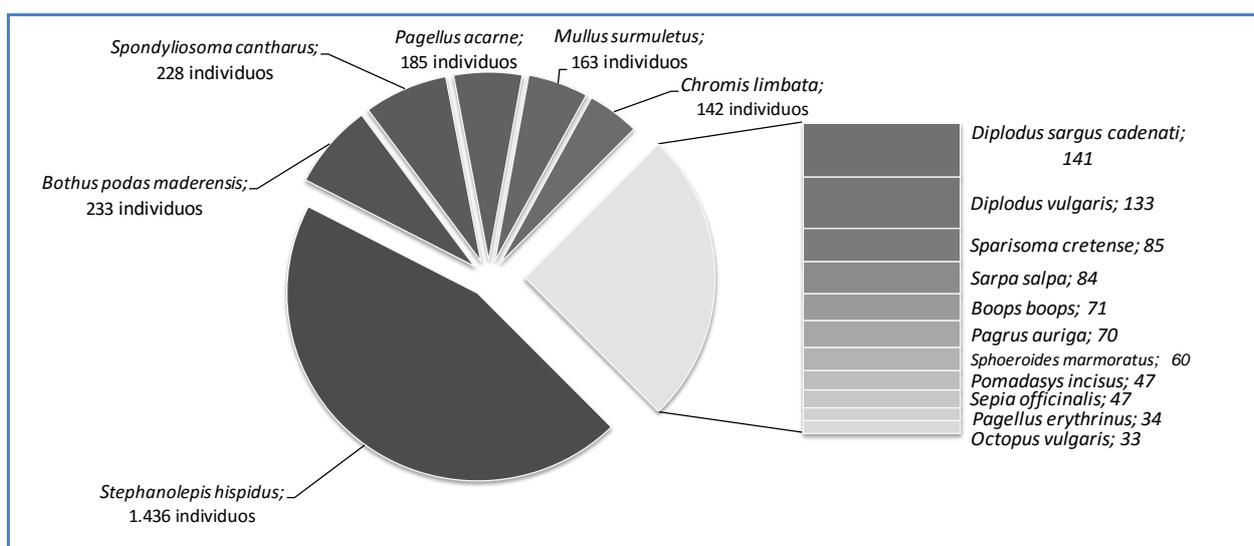
Los gráficos de Cleveland (Fig. 3.5) muestran posibles valores extremos en NTI (i.e.: nasas 78, 79, 151 y 172; Fig. 3.5, izquierda) y la CPUEn (i.e.: nasas 79, 151, 158 y 176; Fig. 3.5, derecha).



**Figura 3.5.** Gráficos de Cleveland del número total de individuos (NTI, izquierda) y la captura por unidad de esfuerzo numérica (CPUEn, derecha), de acuerdo con el ambiente en el que se realizaron las capturas (AA ~ arrecife artificial, AN ~ arrecife natural y A ~ fondo arenoso). Datos de 2002-2004.

La Figura 3.6 muestra la abundancia de las especies con una ocurrencia mayor o igual al 5%. De acuerdo con el NTI, la especie más abundante en las capturas ha

sido *Stephanolepis hispidus* (el gallito verde)(Fig. 3.6), con 1.436 especímenes capturados (43,5% del total), entre 2002 y 2004. Le siguen en orden decreciente *Bothus podas maderensis* (tapaculo) con 233 individuos (7,1%), *Spondyliosoma cantharus* (chopa) con 228 peces capturados (6,9%), *Pagellus acarne* (el besugo) con 185 especímenes (5,6%), *Mullus surmuletus* (salmonete) con 163 individuos (4,9%), y *Chromis limbata* (fula blanca) con 142 especímenes.



**Figura 3.6.** Número total de individuos capturados (NTI) de las especies con una ocurrencia igual o mayor al 5% de las nasas (que se corresponde a 15 trampas, con datos de 2002-2004).

El número de especies capturadas en al menos el 5% de las nasas asciende a 17 (listadas en la Tabla 3.4), centrándose la evaluación de las capturas sólo en estas especies. Así, para estudios de esta naturaleza, donde la ausencia de las especies en las nasas es muy alta (valor cero), se recomienda realizar un correlograma (Zuur et al., 2010) para comprobar en qué proporción coincide las cifras zeros entre las diferentes especies (Figura 3.7).

	Bb	Scr	Pau	Cl	Pi	Ss	Sm	Ds	Dv	Pe	Ov	So	Bp	Pac	Ms	Sh	Sca
Bb	0.0	85.1	85.8	88.1	86.1	87.5	84.5	83.8	86.5	89.4	84.8	84.5	63.0	79.5	81.5	28.1	69.6
Scr	85.1	0.0	85.8	88.8	84.2	85.5	82.5	84.2	87.5	86.5	82.5	82.8	60.7	76.6	80.2	26.7	68.0
Pau	85.8	85.8	0.0	89.1	85.1	85.8	82.8	84.5	87.5	86.8	82.8	83.2	61.4	77.9	81.5	27.7	69.3
Cl	88.1	88.8	89.1	0.0	87.1	88.8	85.5	86.5	90.4	89.8	86.1	85.8	62.7	80.5	83.2	28.7	71.3
Pi	86.1	84.2	85.1	87.1	0.0	85.8	84.5	82.2	85.5	88.1	83.5	84.8	63.7	76.9	80.9	29.0	68.0
Ss	87.5	85.5	85.8	88.8	85.8	0.0	83.8	84.8	87.1	89.1	85.1	84.8	62.0	78.5	81.8	28.4	70.0
Sm	84.5	82.5	82.8	85.5	84.5	83.8	0.0	81.2	83.2	86.1	82.2	83.2	60.7	75.6	78.5	27.7	66.7
Ds	83.8	84.2	84.5	86.5	82.2	84.8	81.2	0.0	86.5	85.5	81.5	81.8	59.1	75.6	77.9	26.7	67.3
Dv	86.5	87.5	87.5	90.4	85.5	87.1	83.2	86.5	0.0	88.1	84.2	83.8	61.1	78.2	80.5	28.7	69.6
Pe	89.4	86.5	86.8	89.8	88.1	89.1	86.1	85.5	88.1	0.0	86.5	86.8	64.0	79.9	82.2	30.0	71.9
Ov	84.8	82.5	82.8	86.1	83.5	85.1	82.2	81.5	84.2	86.5	0.0	82.2	60.4	76.6	80.5	26.7	69.0
So	84.5	82.8	83.2	85.8	84.8	84.8	83.2	81.8	83.8	86.8	82.2	0.0	62.4	75.9	79.2	28.4	68.3
Bp	63.0	60.7	61.4	62.7	63.7	62.0	60.7	59.1	61.1	64.0	60.4	62.4	0.0	57.1	58.1	23.8	49.8
Pac	79.5	76.6	77.9	80.5	76.9	78.5	75.6	75.6	78.2	79.9	76.6	75.9	57.1	0.0	71.9	25.4	65.0
Ms	81.5	80.2	81.5	83.2	80.9	81.8	78.5	77.9	80.5	82.2	80.5	79.2	58.1	71.9	0.0	25.4	65.3
Sh	28.1	26.7	27.7	28.7	29.0	28.4	27.7	26.7	28.7	30.0	26.7	28.4	23.8	25.4	25.4	0.0	21.1
Sca	69.6	68.0	69.3	71.3	68.0	70.0	66.7	67.3	69.6	71.9	69.0	68.3	49.8	65.0	65.3	21.1	0.0

Figura 3.7. Correlograma entre las especies de peces capturadas cuya ocurrencia en las nasas fue de al menos el 5 %.

Las celdas con letras blancas se corresponden con especies que están presentes en más del 80% de las observaciones con cero compartido<sup>11</sup> (Figura 3.7). Los estadísticos básicos del NTI en las especies con ocurrencia de al menos el 5 % (Tabla 3.5), dan muestra de estas ocurrencias nulas, con desviaciones estándar mayores que las cifras promedio, lo que se refleja en los altos valores del coeficiente de variabilidad, mayores al 100%. Entre las especies con mayor variación en cuanto NTI destacan *Chromis limbata* (fula blanca), *Sphoeroides marmoratus* (tamboril), *Diplodus sargus cadenati* (sargo), *Sarpa salpa* (salema) y *Pagellus erythrinus* (breca) (Tabla 3.6).

<sup>11</sup> Estos ceros no tienen porqué implicar mayor similitud entre cada par de muestras o especies, pues la causa de que dos especies no aparezcan en una misma captura no tiene porqué ser la misma (problema de los dobles ceros; Clarke et al., 2006, Legendre & Legendre, 2012).

**Tabla 3.5.** Estadísticos descriptivos del Número total de individuos capturado (NTI), según cada especie (Datos 2002-2004, de aquellas especies cuya ocurrencia de al menos el 5 %; n = 15 nasas).

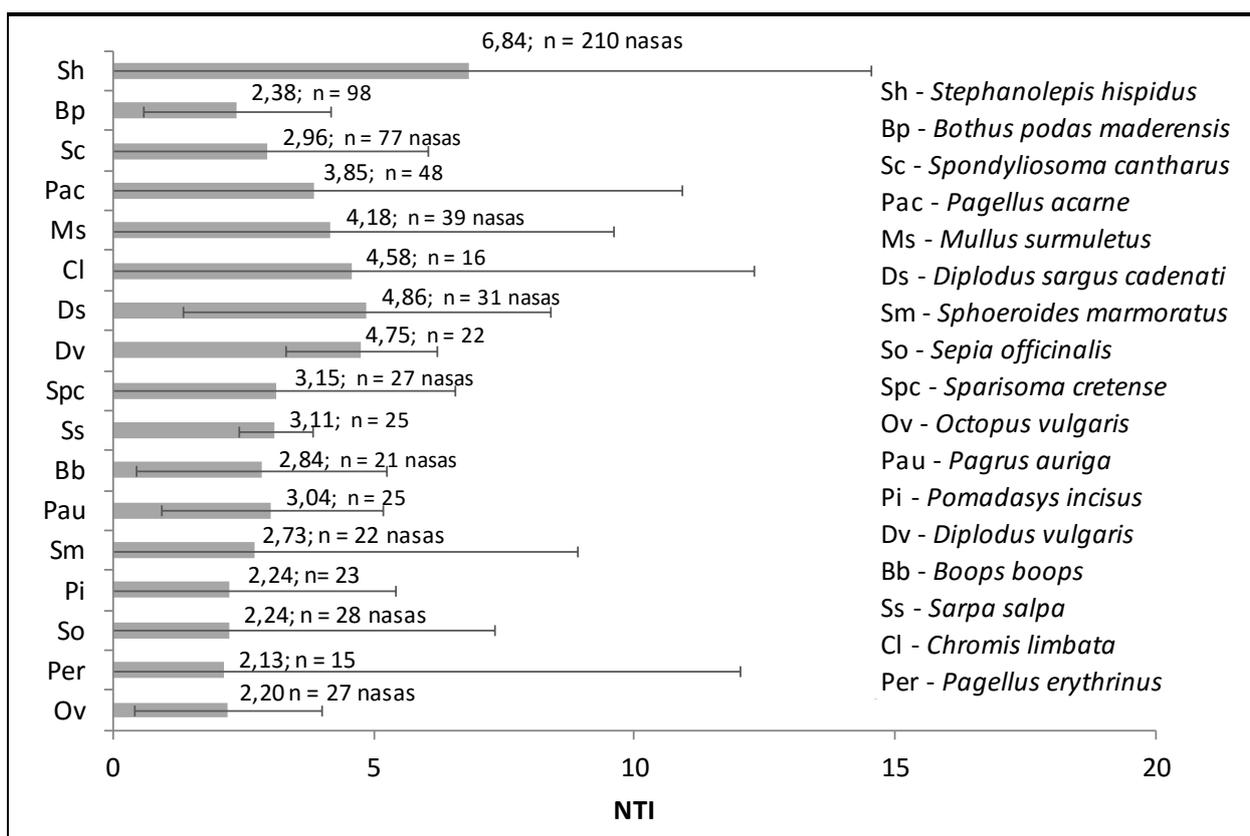
Especie (acrónimo)	Promedio	D.E.	C.V.
<i>Boops boops</i> (Bb)	0,234	1,185	505,882
<i>Bothus podas maderensis</i> (Bp)	0,769	1,505	195,685
<i>Chromis limbata</i> (Cl)	0,469	2,971	633,923
<i>Diplodus sargus cadenati</i> (Ds)	0,465	2,797	601,156
<i>Diplodus vulgaris</i> (Dv)	0,439	2,260	514,893
<i>Mullus surmuletus</i> (Ms)	0,538	2,376	441,727
<i>Octopus vulgaris</i> (Ov)	0,109	0,404	371,377
<i>Pagellus acarne</i> (Pac)	0,611	3,118	510,680
<i>Pagellus erythrinus</i> (Per)	0,112	0,626	557,495
<i>Pagrus auriga</i> (Pau)	0,231	1,026	444,056
<i>Pomadasys incisus</i> (Pi)	0,155	0,788	508,258
<i>Sarpa salpa</i> (Ss)	0,277	1,657	597,533
<i>Sepia officinalis</i> (So)	0,155	0,650	419,231
<i>Sparisoma cretense</i> (Spc)	0,281	1,346	479,817
<i>Sphoeroides marmoratus</i> (Sm)	0,198	1,234	623,337
<i>Spondylisoma cantharus</i> (Sc)	0,752	2,017	268,028
<i>Stephanolepis hispidus</i> (Sh)	4,739	7,142	150,698

D.E. ~ desviación estándar; C.V. ~ coeficiente de variación.

En la Figura 3.8 se muestran los promedio (y la correspondiente desviación estándar) de las especies recogidas en la Tabla 3.5, pero sólo con los datos de nasas con capturas positivas, sin tener en cuenta los pescas con captura cero. El NTI medio resultó mayor en *Chromis limbata* (fula blanca), *Stephanolepis hispidus* (gallo verde), *Diplodus vulgaris* (seifía), *Mullus surmuletus* (salmonete), *Diplodus sargus cadenati* (sargo) y *Pagellus acarne* (besugo).

Los resultados del análisis de clasificación empleado en la caracterización de las nasas, de acuerdo con el índice de asociación de especies<sup>12</sup>, en las capturas, se puede observar en la Figura 3.9. En ésta se representa un dendograma acorde con el método promediado (Fig. 9a), el del método de Ward (Fig. 9b), el método simple (Fig. 9c) y el método completo (Fig. 9d).

<sup>12</sup> Para su ejecución se empleo el índice de Whittaker, obtenido al aplicar la estandarización por variables, la disimilitud de Bray-Curtis (Legendre & Legendre, 2012).

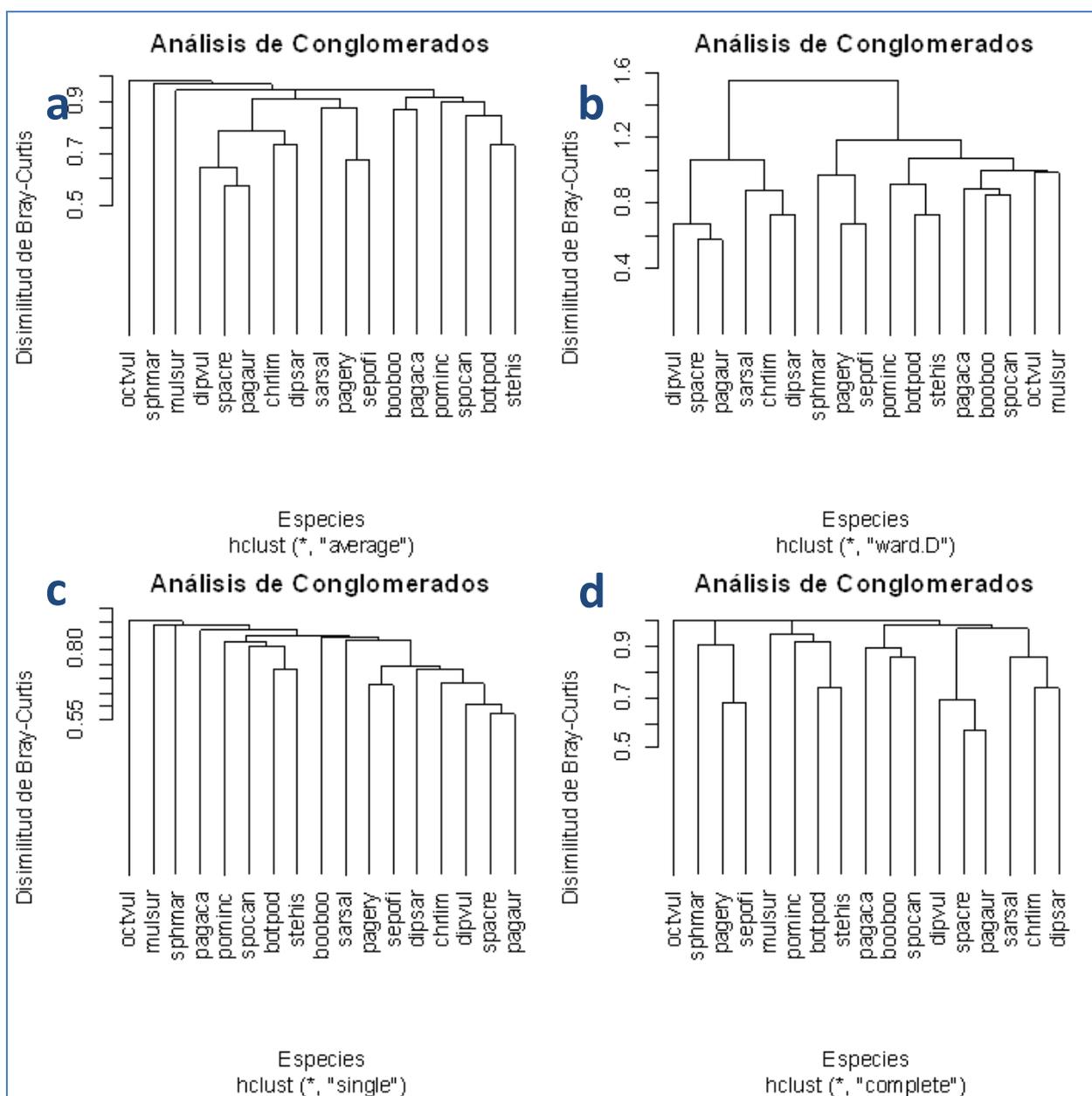


**Figura 3.8.** Promedio de individuos (NTI) de las especies capturadas con una frecuencia mínima del 5 % (las barras de error son la desviación estándar), sin tener en cuenta las nasas con capturas nulas para dichas especies. Datos de 2002-2004.

La distancia cofenética resulto mayor en el método promediado (*average*) (distancia cofenética de 0,8409; Fig. 9a), en comparación con la obtenida por los métodos simple (distancia cofenética de 0,7446; Fig. 9c), completo (distancia cofenética de 0,7345; Fig. 9d) y de Ward (distancia cofenética de 0,5185; Fig. 9b).

El método de perfiles de similitud (SIMPROF<sup>13</sup>, Clarke et al., 2008) empleado en el *cluster* de tipo promediado, de mayor distancia cofenética, determinó la presencia de ocho conjuntos estadísticamente significativos, representados por línea discontinua (Fig. 3.10). Cuatro de estos conjuntos son uniespecíficos (conjuntos 1, 2, 3 y 7). Los otros cuatro restantes se corresponden con aquellas especies de ocurrencia conjunta y significativa en las nasas (Fig. 3.10). El conjunto cuatro posee mayor similitud (menor disimilitud en Fig. 3.10).

<sup>13</sup> Análisis de perfiles de similitud (SIMPROF) realizado en el programa R, mediante la función `simprof()` del paquete "clustsig", y representado mediante la función `simprof.plot()` del mismo paquete. Nivel de significación de 0,01 y 1000 permutaciones.



**Figura 3.9.** Análisis de conglomerados entre las 17 especies con mayor ocurrencia en las capturas, de acuerdo con los métodos jerárquico de clasificación de tipo: promediado (a), de Ward (b), simple (c) y completo (d). Datos de 2002-2004.

**Conjunto 1:** octvul (*Octopus vulgaris*).

**Conjunto 2:** sphmar (*Spherooides marmoratus*).

**Conjunto 3:** mulsur (*Mullus surmuletus*).

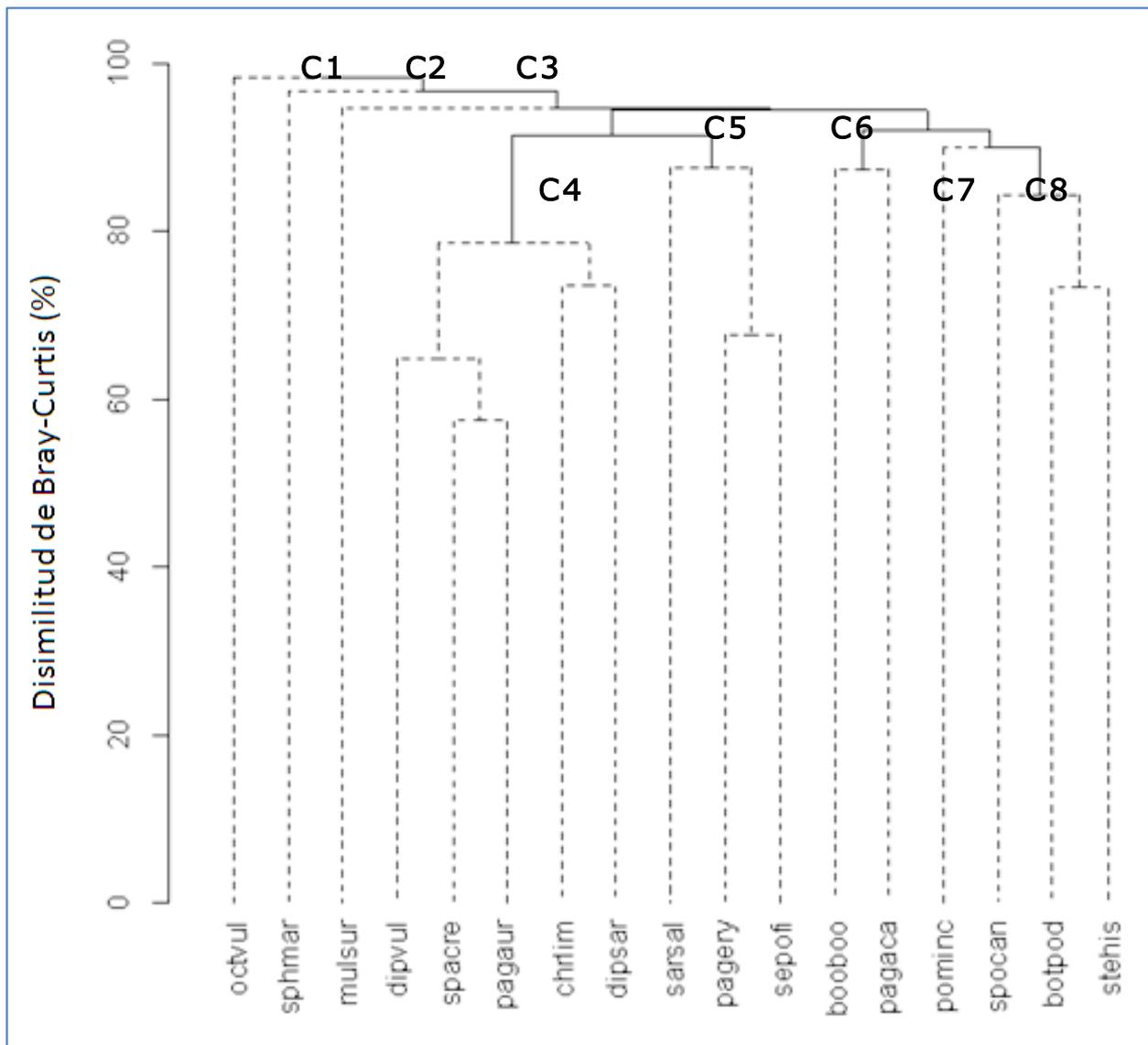
**Conjunto 4:** dipsar (*Diplodus sargus cadenati*), chrlim (*Chromis limbata*), dipvul (*Diplodus vulgaris*), spacre (*Sparisoma cretense*) y pagaur (*Pagrus auriga*).

**Conjunto 5:** sarsal (*Sarpa salpa*), pagery (*Pagellus erythrinus*) y sepofi (*Sepia officinalis*).

**Conjunto 6:** pagaca (*Pagellus acarne*) y booboo (*Boops boops*).

**Conjunto 7:** pominc (*Pomadacys incisus*).

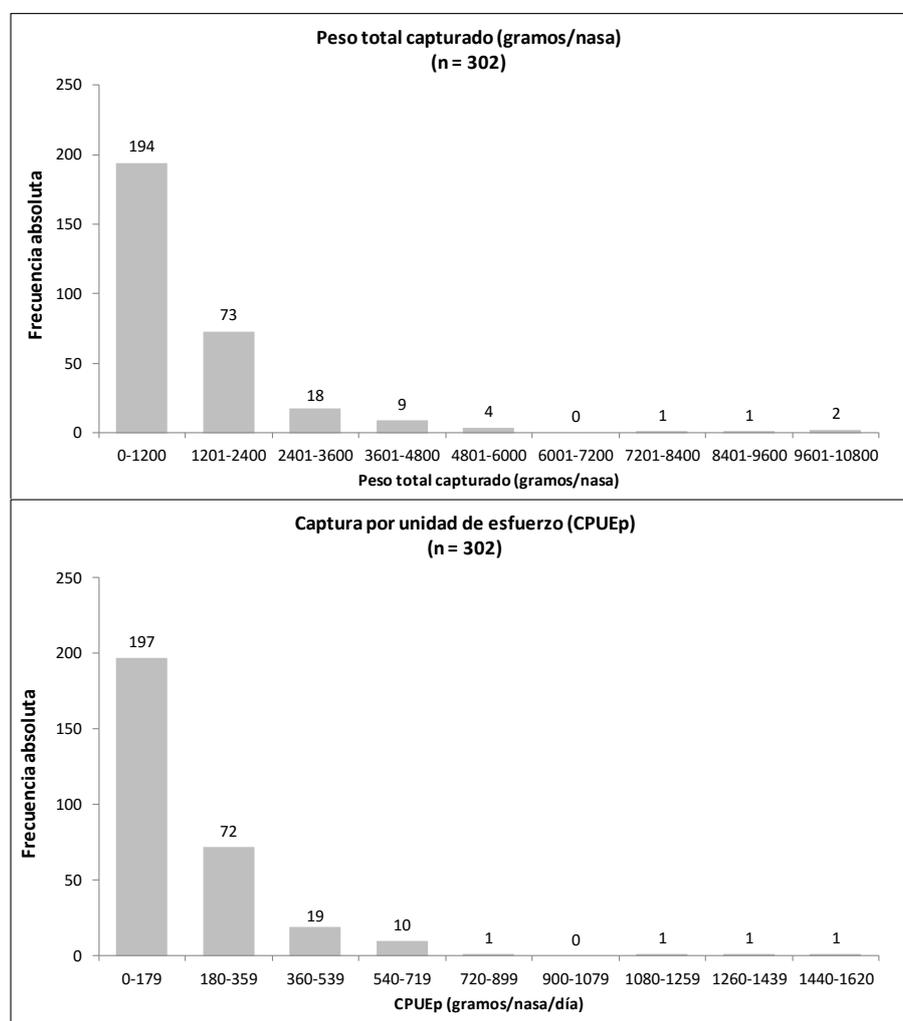
**Conjunto 8:** spocan (*Spondyliosoma cantharus*), botpod (*Bothus podas maderensis*) y stehis (*Stephanolepis hispidus*).



**Figura 3.10.** Dendrograma que muestra los conjuntos cuya ocurrencia en las capturas resulta significativa, de acuerdo con el análisis de los perfiles de similitud realizado con el paquete “clustsig” del programa R (cada grupo independiente se muestra con líneas discontinuas).

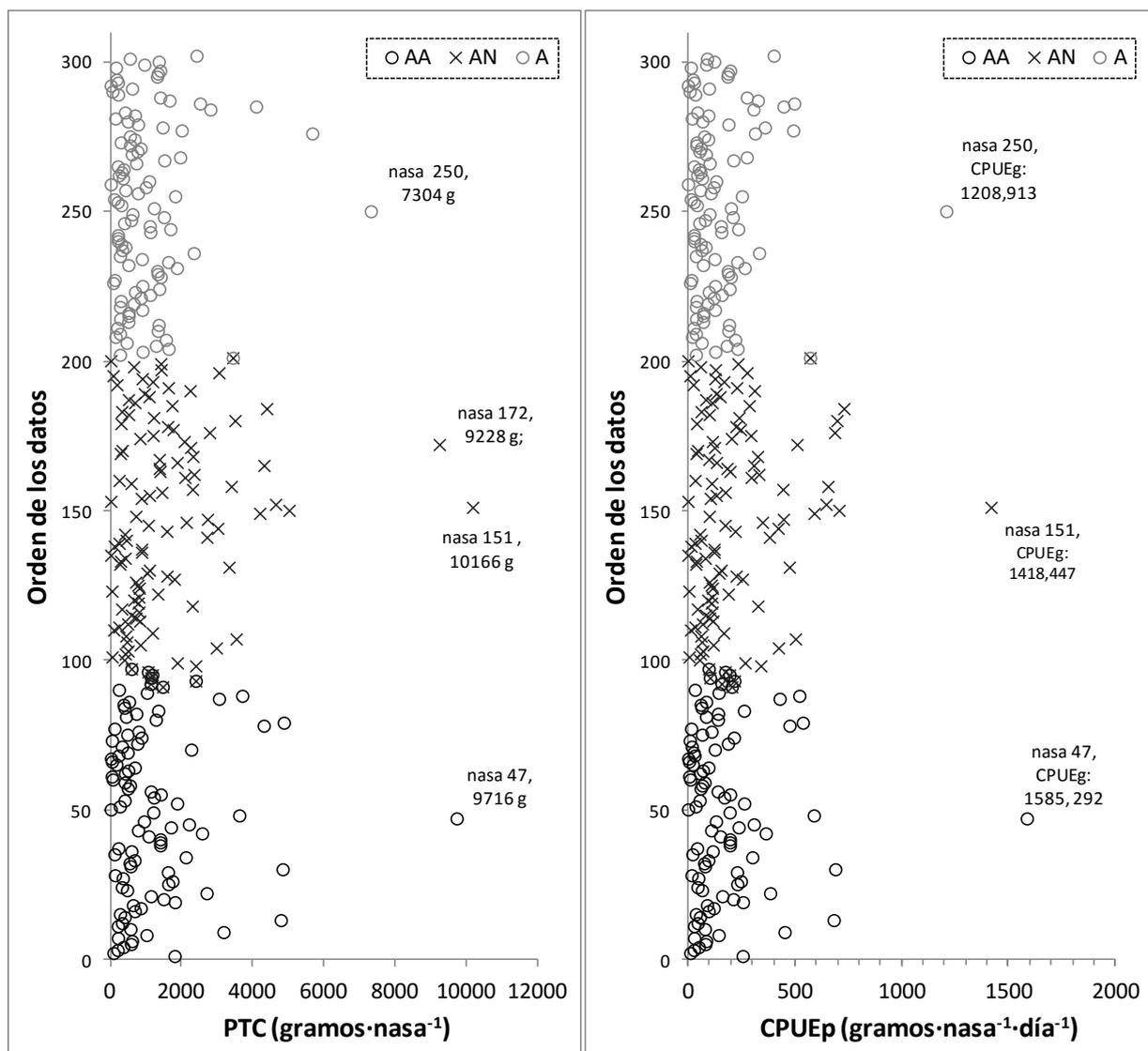
### 4.3.3. Peso registrado en las capturas.

El peso total de la captura (PTC) promedio, la mediana y el máximo, por nasa, fueron 1219,7 gramos·nasa<sup>-1</sup> (D.E.=1.406,7), 789,0 gramos·nasa<sup>-1</sup> (Tabla 3.3), 10.165,5 gramos·nasa<sup>-1</sup>, respectivamente. El histograma de las frecuencias halladas para PTC muestra que el 80% de las nasas (n=239) variaron entre 182,6 y 2697,9 gramos·nasa<sup>-1</sup> (Fig. 3.11, superior). El intervalo de confianza del PTC media (al 95%) muestra un rango poblacional en capturas de entre 1061,03 - 1378,32 individuos·nasa<sup>-1</sup>.



**Figura 3.11.** Histogramas (frecuencia absoluta) del peso total capturado por nasa (PTC; superior); y la captura en peso por unidad de esfuerzo (CPUEp, inferior). Datos de 2002-2004.

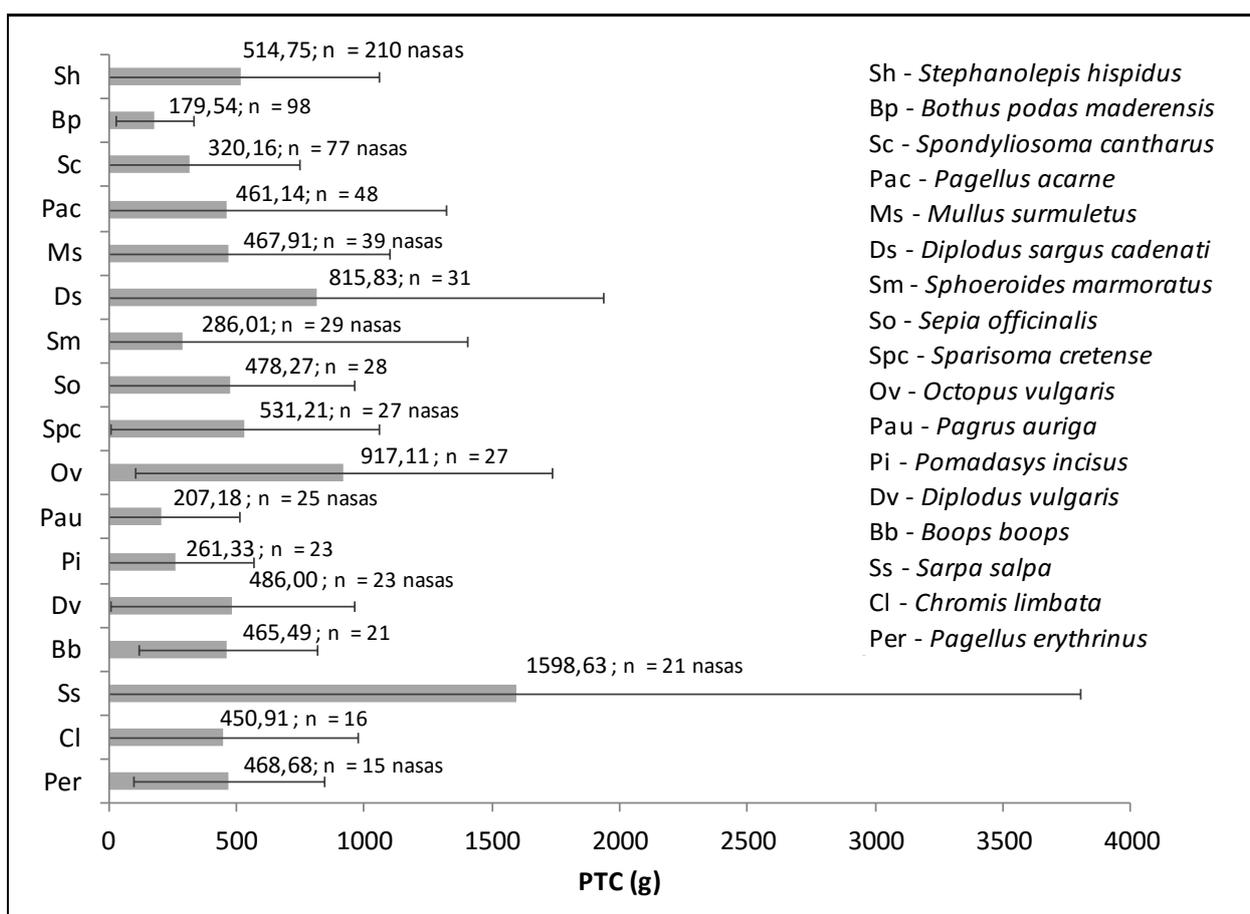
La captura por unidad de esfuerzo (CPUEp) promedio y la mediana fueron 171,9 gramos·nasa·día y 112,5 gramos·nasa·día, respectivamente, y el 80% de las nasas (n=239) se encontraron entre 24,6 y 384,1 gramos·nasa·día (Fig. 3.11, inferior). El intervalo de confianza de la CPUEp media (al 95%) muestra un rango poblacional en capturas de entre 149,71 - 194,18 gramos·nasa<sup>-1</sup>·día<sup>-1</sup>.



**Figura 3.12.** Gráficos de Cleveland en los que se observan los valores del peso total de la captura (PTC, izquierda) y la captura en peso por unidad de esfuerzo, CPUEp (derecha), de acuerdo con el ambiente muestreado (AA ~ arrecife artificial, AN ~ arrecife natural y A ~ fondo arenoso). Datos de 2002-2004.

Los gráficos de Cleveland muestran posibles valores extremos en PTC, como los encontrados en las nasas número 47, 151, 172 y 250 (Fig. 3.12, izquierda) y las 47, 151 y 250, en el caso de la CPUEp (Fig. 3.12, derecha).

En relación a las especies que presentaron mayor PTC promedio, tomando sólo en cuenta las nasas en las que éstas se capturaban (Fig. 3.13), las capturas de salemas (Ss) figuran entre las que pesan más, 1.598 g (D.E.: 2.198,53 g), aunque también es de las que más variación presenta. Otras especies cuyas capturas resultan importantes son *Octopus vulgaris*, *Diplodus sargus*.



**Figura 3.13.** Peso medio (gramos·nasa<sup>-1</sup>) de las capturas de especies con ocurrencia mínima del 5 %, las barras de error se corresponden con la desviación estándar de las nasas en que aparezcan capturas (n ~ ocurrencia en número de nasas).

Para gran parte de las especies de peces con ocurrencia mínima del 5% se muestran en la Tabla 3.6 las relaciones talla-peso. También se ofrecen otras características de las especies, como su rango de longitud total (mm) más usual, de acuerdo con los datos registrados en las capturas.

En relación al total de PTC, se registró un total de 363,34 kg, las 17 especies (Tabla 3.4) con ocurrencia mínima del 5%, suponen el 98% de este total. Sólo 4

especies han supuesto el 52,8% del total de PTC, éstas fueron: *Stephanolepis hispidus* (29,75%), *Sarpa salpa* (9,24%), *Diplodus sargus cadenati* (6,96%) y *Octopus vulgaris* (6,82%).

**Tabla 3.6.** Conjunto de relaciones talla-peso de las especies de peces capturadas con ocurrencia mínima del 5 % .

NOMBRE CIENTÍFICO	RANGO LT (mm) MAYORITARIO	n	ECUACIÓN	R <sup>2</sup>
<i>Stephanolepis hispidus</i>	160-200	924	PT = 0,026741·LT <sup>2,837191</sup>	0,93443
<i>Mullus surmuletus</i>	170-230	142	PT = 0,000015·LT <sup>2,982350</sup>	0,95241
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	130-190	182	PT = 0,000014·LT <sup>3,005938</sup>	0,98746
<i>Chromis limbata</i>	140-160	84	PT = 0,000040·LT <sup>2,841663</sup>	0,86732
<i>Sarpa salpa</i>	300-360	61	PT = 0,000017·LT <sup>2,964443</sup>	0,93470
<i>Pomadasys incisus</i>	230-250	35	PT = 0,000063·LT <sup>2,701880</sup>	0,94406
<i>Diplodus sargus cadenati</i>	170-210	104	PT = 0,000008·LT <sup>3,133953</sup>	0,96447
<i>Sparisoma cretense</i>	190-270	55	PT = 0,000024·LT <sup>2,916028</sup>	0,96453
<i>Diplodus vulgaris</i>	130-190	84	PT = 0,000012·LT <sup>3,057431</sup>	0,98205
<i>Pagellus acarne</i>	200-240	170	PT = 0,000005·LT <sup>3,82092</sup>	0,88309
<i>Boops boops</i>	220-280	89	PT = 0,000264·LT <sup>2,402189</sup>	0,64262
<i>Sphoeroides marmoratus</i>	160-180	42	PT = 0,000090·LT <sup>2,634368</sup>	0,58368
<i>Pagrus auriga</i>	125-155	36	PT = 0,000103·LT <sup>2,654915</sup>	0,87288
<i>Bothus podas maderensis</i>	200-240	179	PT = 0,000016·LT <sup>2,938984</sup>	0,98144

LT ≈ Longitud total (mm); PT ≈ Peso total (g). n ~ número de ejemplares.

#### 4.3.4. Comparativa entre ambientes de estudio.

En el apartado 4.3.4.1. se muestra la descripción básica de las variables de acuerdo con el ambiente de estudio, el arrecife artificial (AA), el arrecife natural (AN) y la zona de fondo arenoso (A). El número de muestras (n) en cada ambiente fue de  $n_{AA} = 63$ ,  $n_{AN} = 68$  y  $n_A = 66$ .

Las variables analizadas fueron la riqueza de especies en las capturas (R, en número de especies·nasa<sup>-1</sup>), el número total de individuos capturados (NTI, en número de individuos·nasa<sup>-1</sup>) y el peso total de la captura (PTC, en gramos·nasa<sup>-1</sup>). También se compararon los homólogos de las variables anteriores, estandarizados mediante la unidad de esfuerzo pesquero escogida, el tiempo de calado (en días). El número total de especies capturadas por día (NTE, en número de especies·nasa<sup>-1</sup>·día<sup>-1</sup>), la captura numérica por unidad de esfuerzo (CPUEn, en número de

individuos·nasa<sup>-1</sup>·día<sup>-1</sup>) y la captura en peso por unidad de esfuerzo (CPUEp en gramos·nasa<sup>-1</sup>·día<sup>-1</sup>).

El apartado 4.3.4.2. se caracteriza las capturas de acuerdo con el número de especímenes (NTI<sub>i</sub>) de las especies con ocurrencia mínima del 5% en algún ambiente dado (Tabla 3.4).

Tanto para los análisis univariantes (apartado 4.3.4.1) como para la comparativa multivariante (apartado 4.3.4.2.), primero se equilibró el número de muestras, que en lugar de 216, resultaron en 197 (8,8% de muestras perdidas).

#### 4.3.4.1. Estudio descriptivos de las variables de analizadas

##### *Riqueza (R) y número total de especies por unidad de esfuerzo (NTE)*

Ciertos estadísticos descriptivos de la riqueza (R) de especies capturadas y el número total de especies capturadas por nasa y día (NTE), de acuerdo con el ambiente de estudio pueden observarse en la Tabla 3.7. Se observan cifras similares de datos medios entre la R y NTE de las capturas de AA y A (Tabla 3.7). Las mayores cifras medias se registraron en el AN, con  $R_{AN} = 3,74$  especies·nasa<sup>-1</sup> (D.E.= 2,30) y  $NTE_{AN} = 0,56$  especies·nasa<sup>-1</sup>·día<sup>-1</sup> (D.E. = 0,39). También se observa un incremento de la variabilidad de los datos (mayor D.E.) con mayores valores promedios, por ejemplo, en el AA, con  $R_{AA} = 2,27$  especies·nasa<sup>-1</sup>, la D.E. fue de 1,47 especies·nasa<sup>-1</sup>, inferior a la del AN. La R máxima registrada fue de 10 especies·nasa<sup>-1</sup> (registrada en el AA). El 80 % de las nasas caladas en el AA y A, registraron entre 1 y 4 especies·nasa<sup>-1</sup> (Tabla 3.7).

**Tabla 3.7.** Resumen de estadísticos descriptivos de R y NTE, según el ambiente de estudio.

AMBIENTE	VARIABLE	MEDIA	D.E.	MEDIANA	P-0,1	P-0,9
AA	R	2.27	1,47	2,00	1	4
	NTE	0,37	0,24	0,33	0,14	0,59
AN	R	3,74	2,30	3,50	1	7
	NTE	0,56	0,39	0,49	0,14	1,13
A	R	2,30	1,50	2,00	1	4
	NTE	0,36	0,24	0,28	0,14	0,66

AA≈ arrecife artificial; AN≈ arrecife natural; A≈ arenal; R ≈ riqueza de especies en capturas por nasa,

NTE  $\approx$  número total de especies por nasa y día de calado. D.E.  $\approx$  desviación estándar; p-0,1  $\approx$  percentil 10 % y p-0,9  $\approx$  percentil 90 %.

Los resultados del análisis ANOVA de R y NTE se muestran en las Tablas 3.8 y 3.9. El análisis sólo registró un resultado significativo en ambos parámetros, relacionado con el factor ambiente (en R,  $F=17,3168$ , y en NTE,  $F = 12,3297$ ; con p-valor = 0,0002 en ambos contrastes). El factor ambiente explica un 14,06 % de la variabilidad encontrada en cuanto a R (Tabla 3.8) y un 10,69 % en relación con la variabilidad encontrada en NTE (Tabla 3.9).

**Tabla 3.8.** Resultados del análisis ANOVA para la riqueza de especies en las capturas. Análisis PERMANOVA con 4999 permutaciones ( $\alpha = 0,01$ ;  $n = 216$  muestras).

Fuente de variación	g.l.	SC	MC	F	p-valor	%
Ambiente (amb.)	2	104,9532	52,4766	17,3168	<b>0,0002</b>	14,06
Trimestre	7	14,1628	2,0233	0,6677	0,6940	1,90
Amb. x Trimestre	14	45,3432	3,2388	1,0688	0,3872	6,08
Residuo	192	581,8346	3,0304			77,96
Total corregido	215	746,2938				100,00

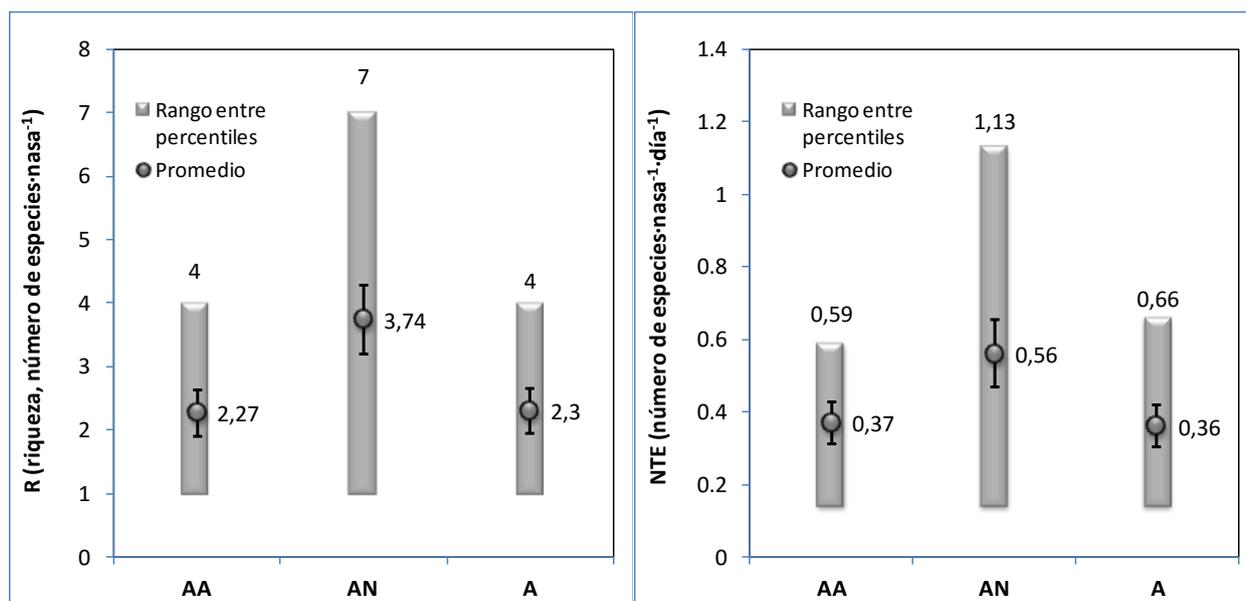
g.l.  $\approx$  grados de libertad; SC  $\approx$  suma de cuadrados; MC  $\approx$  media de los cuadrados; %  $\approx$  proporción de variabilidad según el término de fuente de variación.  
p-valor- se ha tomado el obtenido según el método de Montecarlo.

**Tabla 3.9.** Resultados del análisis ANOVA para el número total de especies capturadas por unidad de esfuerzo (NTE). PERMANOVA con 4999 permutaciones ( $\alpha = 0,01$ ;  $n = 216$  muestras).

Fuente de variación	g.l.	SC	MC	F	p-valor	%
Ambiente (amb.)	2	2,1194	1,0597	12,3297	<b>0,0002</b>	10,69
Trimestre	7	0,3473	0,0496	0,5773	0,7768	1,75
Amb. x Trimestre	14	0,8536	0,061	0,7094	0,7718	4,31
Residuo	192	16,5022	0,0859			83,25
Total corregido	215	19,8225				100,00

g.l.  $\approx$  grados de libertad; SC  $\approx$  suma de cuadrados (SS en inglés); MC  $\approx$  media de los cuadrados (MS en inglés). %  $\approx$  proporción de variabilidad según el término de fuente de variación. p-valor- se ha tomado el obtenido según el método de Montecarlo.

Los contrastes de hipótesis posteriores de  $R^{14}$  muestran que las diferencias recaen en una mayor cifra promedio en el AN (Fig. 3.14, izquierda), con respecto al resto de ambientes (AN vs AA t-student: 4,9731 y p-valor = 0,0002; y AN vs A t-student: 4,5134 y p-valor = 0,0002). No se encontraron diferencias entre las cifras del AA y del A (t-student: 0,5887 y p-valor = 0,56).



**Figura 3.14.** Comparativa de R promedio (izquierda) y NTE promedio (derecha), según el ambiente, su intervalo de confianza (barras de error negras al 95 de confianza) y la franja situada entre los percentiles 10 y 90 (barras grises anchas). Estas cifras son las obtenidas en el muestreo, no las de los datos tras equilibrar el diseño.

Los contrastes de hipótesis posteriores de NTE reflejan que las diferencias recaen en que el promedio en el AN es mayor (Fig. 3.14, derecha) que en el resto de ambientes (AN vs AA t-student: 4,3067 y p-valor = 0,0002; y AN vs A t-student: 3,7366 y p-valor = 0,0008). No se encontraron diferencias entre las cifras del AA y del A (t-student: 0,6664 y p-valor = 0,51).

<sup>14</sup> El  $\alpha$  corregido según Bonferroni ( $\alpha'$ ) es  $0,01/3 = 0,0033$ .

*Número total de individuos (NTI) y captura numérica por unidad de esfuerzo (CPUEn)*

Estadísticos descriptivos del NTI y la CPUEn, de acuerdo con el ambiente de estudio, pueden observarse en la Tabla 3.10. Se observan cifras similares de datos medios entre la R y NTE de las capturas de AA y A (Tabla 3.10). Las mayores cifras medias se registraron en el AN, con  $NTI_{AN} = 16,41$  individuos·nasa<sup>-1</sup> (D.E.= 14,75) y  $CPUEn_{AN} = 2,35$  individuos·nasa<sup>-1</sup>·día<sup>-1</sup> (D.E. = 2,23). También se observa un incremento de la variabilidad de los datos (mayor D.E.) con mayores valores promedios, por ejemplo en el AA, con  $NTI_{AA} = 10,32$  individuos·nasa<sup>-1</sup>, la D.E. fue de 11,32 individuos·nasa<sup>-1</sup>, inferior a la del AN. El NTI máximo registrado fue de 78 individuos·nasa<sup>-1</sup> (registrada en el AN), aunque se han tomado 2 nasas de NTI igual a 67 y 57 individuos·nasa<sup>-1</sup> en el AA y de 41 NTI en A.

Los resultados del análisis ANOVA de NTI y CPUEn se muestran en las Tablas 3.11 y 3.12. El análisis registró un único resultado significativo en NTI, relacionado con el factor ambiente ( $F=7,7922$  y  $p$ -valor = 0,0004; Tabla 3.11). Este factor explica un 6,45 % de la variabilidad encontrada en cuanto a los datos de NTI (Tabla 3.11). En CPUEn, hubo dos resultados significativos, con respecto a ambiente ( $F=7,3857$  y  $p$ -valor = 0,0006; Tabla 3.12) y el trimestre ( $F= 3,0948$  y  $p$ -valor = 0,0046; Tabla 3.12). Ambos factores explican, respectivamente, un 6,02 % y 8,82 % del total de la variabilidad encontrada en los datos de CPUEn (Tabla 3.12).

**Tabla 3.10.** Resumen de estadísticos descriptivos de NTI y CPUEn, según el ambiente de estudio.

AMBIENTE	VARIABLE	MEDIA	D.E.	MEDIANA	P-0,1	P-0,9
AA	NTI	10,32	11,60	7,00	1,00	22,00
	CPUEn	1,43	1,40	1,00	0,16	2,96
AN	NTI	16,41	14,75	12,50	1,00	34,00
	CPUEn	2,35	2,23	1,52	0,14	5,31
A	NTI	9,89	9,46	7,00	1,00	22,00
	CPUEn	1,47	1,48	0,97	0,12	4,01

AA≈ arrecife artificial; AN≈ arrecife natural; A≈ arenal; NTI ≈ número total de individuos capturados por nasa, CPUEn ≈ captura numérica por unidad de esfuerzo (número de individuos·nasa<sup>-1</sup>·día<sup>-1</sup>). D.E.≈ desviación estándar; p-0,1 ≈ percentil 10 % y p-0,9 ≈ percentil 90 %.

Los contrastes de hipótesis posteriores de NTI<sup>15</sup> muestran que las diferencias recaen en una mayor cifra promedio en el AN (Fig. 3.15, izquierda), con respecto al resto de ambientes (AN vs AA t-student: 3,0890 y p-valor = 0,0014; y AN vs A t-student: 3,2094 y p-valor = 0,0020). No se encontraron diferencias entre las cifras del AA y del A (t-student: 0,1146 y p-valor = 0,91; Fig. 3.15, izquierda).

**Tabla 3.11.** Resultados del análisis ANOVA para el número total de individuos capturados (NTI), según el muestreo completo. Análisis PERMANOVA con 4999 permutaciones ( $\alpha = 0,01$ ;  $n = 216$  muestras).

Fuente de variación	g.l.	SC	MC	F	p-valor	%
Ambiente (amb.)	2	1969,1481	984,5741	7,7922	<b>0,0004</b>	6,45
Trimestre	7	2087,1852	298,1693	2,3598	0,0234	6,84
Amb. x Trimestre	14	2191,5926	156,5423	1,2389	0,2566	7,18
Residuo	192	24260	126,3542			79,52
Total corregido	215	30507,9259				100,00

g.l.  $\approx$  grados de libertad; SC  $\approx$  suma de cuadrados; MC  $\approx$  media de los cuadrados; %  $\approx$  proporción de variabilidad según el término de fuente de variación. p-valor- se ha tomado el obtenido según el método de Montecarlo.

Según el factor ambiente, los contrastes de hipótesis posteriores de CPUEn muestran que las diferencias recaen en el AN (Fig. 3.15, derecha), con respecto al AA (AN vs AA t-student: 3,21 y p-valor = 0,0018). No se encontraron diferencias entre el AA y el A (t-student: 0,64 y p-valor = 0,52; Fig. 3.15, derecha), ni entre el AN y A (t-student: 2,68 y p-valor = 0,01; Fig. 3.15, derecha).

Según el factor trimestre, los contrastes de hipótesis posteriores de CPUEn muestran que las diferencias recaen (se ha tomado como referencia un valor de significación del orden a 0,001<sup>16</sup>). De esta manera, se encontraron diferencias entre el primer trimestre de 2003 y el segundo trimestre de 2004 (t-student: -3,02 y p-valor = 0,0036); entre el segundo y el cuarto trimestre de 2003 (t-student: 3,38 y p-valor = 0,0012); el cuarto trimestre de 2003 y el segundo trimestre de 2004 (t-student: -3,67 y p-valor = 0,0008); y entre el segundo y cuarto trimestre de 2004 (t-student: 2,91 y p-valor = 0,005). Si se observa la CPUEn de

<sup>15</sup> El  $\alpha$  corregido según Bonferroni ( $\alpha'$ ) es  $0,01/3 = 0,0033$ .

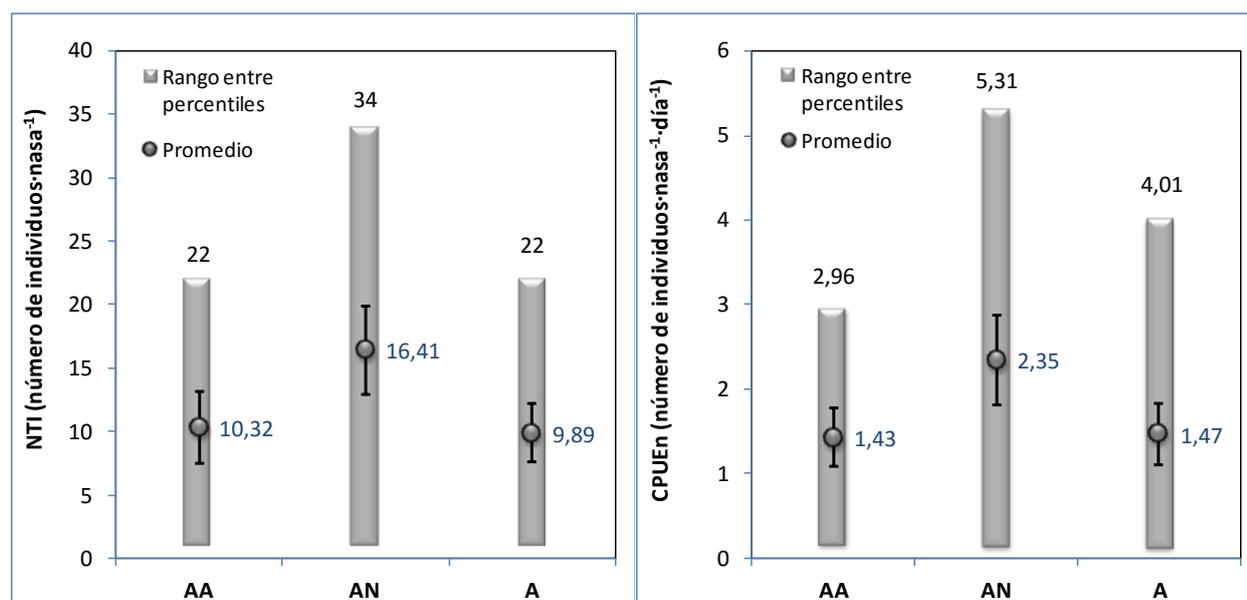
<sup>16</sup> El  $\alpha$  corregido según Bonferroni ( $\alpha'$ ) es  $0,01/28 = 0,00036$ . Demasiado conservativo.

*Stephanolepis hispidus* (Fig. 3.16), se detecta un aumento considerable de este parámetro en el segundo trimestre de 2004.

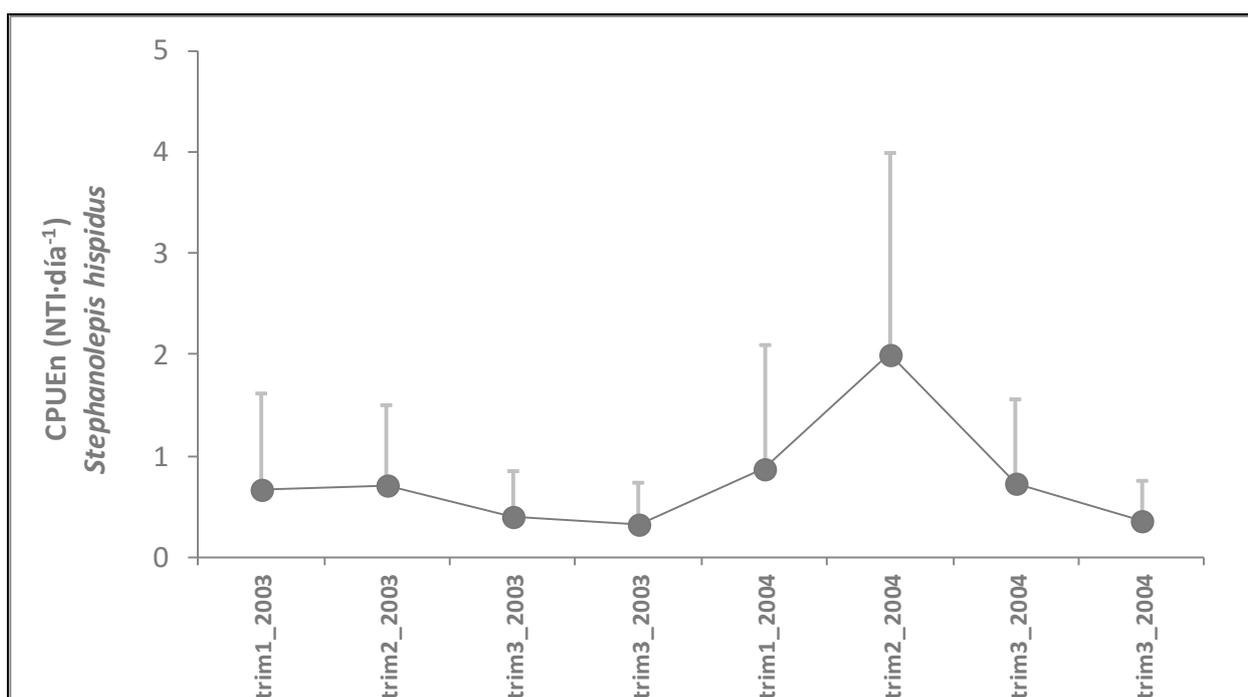
**Tabla 3.12.** Resultados del análisis ANOVA para la captura numérica por unidad de esfuerzo (CPUEn), según el muestreo completo. Análisis PERMANOVA con 4999 permutaciones ( $\alpha = 0,01$ ;  $n = 216$  muestras).

Fuente de variación	g.l.	SC	MC	F	p-valor	%
Ambiente (amb.)	2	38,1048	19,0524	7,3857	<b>0,0006</b>	6,02
Trimestre	7	55,8843	7,9835	3,0948	<b>0,0046</b>	8,82
Amb. x Trimestre	14	44,0179	3,1441	1,2188	0,2704	6,95
Residuo	192	495,2874	2,5796			78,21
Total corregido	215	633,2944				100,00

g.l.  $\approx$  grados de libertad; SC  $\approx$  suma de cuadrados; MC  $\approx$  media de los cuadrados; %  $\approx$  proporción de variabilidad según el término de fuente de variación. p-valor- se ha tomado el obtenido según el método de Montecarlo.



**Figura 3.15.** Número medio de individuos por nasa (NTI, izquierda) y la captura numérica por unidad de esfuerzo (CPUEn, derecha), según el ambiente, su intervalo de confianza (barras de error negras al 95 de confianza) y la franja situada entre los percentiles 10 y 90 (barras grises anchas). Estas cifras son las obtenidas en el muestreo, no las de los datos tras equilibrar el diseño.



**Figura 3.16.** Captura por unidad de esfuerzo numérica (NTI·nasa<sup>-1</sup>·día<sup>-1</sup>; NTI~ número total de individuos por nasa).

*Peso total de la captura (PTC) y captura en peso por unidad de esfuerzo (CPUEp)*

Ciertos estadísticos descriptivos de la PTC y la CPUEp, de acuerdo con el ambiente de estudio, puede observarse en la Tabla 3.13. Los valores medios más altos se registraron en el AN, con  $PTC_{AN} = 1783,91 \text{ g}\cdot\text{nasa}^{-1}$  (D.E. = 1864,97) y  $CPUE_{AN} = 245,55 \text{ g}\cdot\text{nasa}^{-1}\cdot\text{día}^{-1}$  (D.E. = 245,93). También se observa un incremento de la variabilidad de los datos con mayores valores promedios, por ejemplo, en el AA, con  $PTC_{AA} = 1203,39 \text{ g}\cdot\text{nasa}^{-1}$  (D.E.=1513,50  $\text{g}\cdot\text{nasa}^{-1}$ ) inferior a la del AN. La PTC máxima registrada fue de 10165,54  $\text{g}\cdot\text{nasa}^{-1}$  (registrada en el AN).

Los resultados del análisis ANOVA de PTC y CPUEp se muestran en las tablas 3.14 y 3.15. El análisis registró un único resultado significativo en PTC, relacionado con el factor ambiente ( $F=5,29$  y  $p\text{-valor} = 0,007$ ; Tabla 3.14). Este factor explica un 4,5 % de la variabilidad encontrada en cuanto a los datos de PTC (Tabla 3.14).

En CPUEp, hubo dos resultados casi significativos<sup>17</sup>, con respecto al ambiente (F=4,65 y p-valor = 0,01; Tabla 3.12) y el trimestre (F= 2,57 y p-valor = 0,014; Tabla 3.15). Ambos factores explican, respectivamente, un 3,9 % y 7,54 % del total de la variabilidad encontrada en los datos de CPUEp (Tabla 3.15).

**Tabla 3.13.** Estadísticos descriptivos de PTC y CPUEp, según el ambiente de estudio.

AMBIENTE	VARIABLE	MEDIA	D.E.	MEDIANA	P-0,1	P-0,9
AA	PTC	1203,39	1513,50	765,69	114,11	2527,31
	CPUEp	170,49	226,20	115,40	15,17	352,73
AN	PTC	1783,91	1864,97	1363,18	232,96	3696,56
	CPUEp	245,55	245,93	170,61	33,02	607,32
A	PTC	1026,23	1253,40	607,45	174,32	1973,45
	CPUEp	147,57	180,72	87,37	24,89	320,30

AA≈ arrecife artificial; AN≈ arrecife natural; A≈ arenal; PTC ≈ peso total capturado por nasa (gramos·nasa-1), CPUEp ≈ captura en peso por unidad de esfuerzo (gramos·nasa-1·día-1). D.E.≈ desviación estándar; p-0,1 ≈ percentil 10 % y p-0,9 ≈ percentil 90 %.

**Tabla 3.14.** Resultados del análisis ANOVA para el peso total de la captura por nasa (PTC), según el muestreo completo. Análisis PERMANOVA con 4999 permutaciones ( $\alpha = 0,01$ ;  $n = 216$  muestras).

Fuente de variación	g.l.	SC	MC	F	p-valor	%
Ambiente (amb.)	2	22806614,8	11403307,4	5,2884	<b>0,0070</b>	4,50
Trimestre	7	27690857,3	3955836,76	1,8346	0,0832	5,46
Amb. x Trimestre	14	42646054,0	3046146,72	1,4127	0,1540	8,41
Residuo	192	414003376,0	2156267,58			81,63
Total corregido	215	507146902,0				100,00

g.l.≈ grados de libertad; SC ≈ suma de cuadrados; MC ≈ media de los cuadrados; % ≈ proporción de variabilidad según el término de fuente de variación. p-valor- se ha tomado el obtenido según el método de Montecarlo.

Según el factor ambiente, los contrastes de hipótesis posteriores de la PTC<sup>18</sup> mostraron una mayor PTC en AN, respecto a A (t-student: 2,83 y p-valor = 0,0068). No se encontraron diferencias entre las cifras del AA y del A (t-student:

<sup>17</sup> Cuando se realiza un análisis de aleatorización, que emplee permutaciones, como PERMANOVA (Anderson, 2005), y éstas sean 4999 permutaciones, el nivel de significación pasa de ser el usual 0,05 a 0,01 (Manly, 1997).

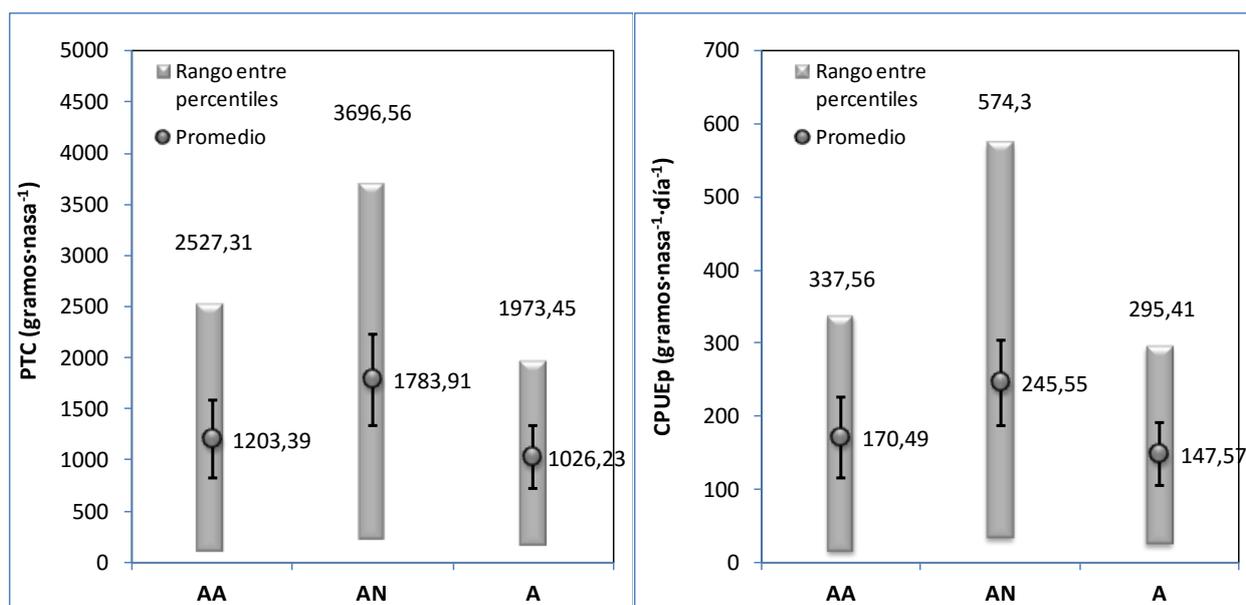
<sup>18</sup> El  $\alpha$  corregido según Bonferroni ( $\alpha'$ ) es  $0,01/3 = 0,0033$ .

0,37 y p-valor = 0,71; Fig. 3.17, izquierda), ni entre el AA y AN (t-student: 2,37 y p-valor = 0,02; Fig. 3.17, izquierda).

**Tabla 3.15.** Resultados del análisis ANOVA para la captura en peso por unidad de esfuerzo (CPUEp), según el muestreo completo. Análisis PERMANOVA con 4999 permutaciones ( $\alpha = 0,01$ ;  $n = 216$  muestras).

Fuente de variación	g.l.	SC	MC	F	p-valor	%
Ambiente (amb.)	2	384419,088	192209,544	4,6478	0,0112	3,90
Trimestre	7	743434,338	106204,905	2,5681	0,0140	7,54
Amb. x Trimestre	14	792351,986	56596,5705	1,3685	0,1784	8,04
Residuo	192	7940205,48	41355,2369			80,53
Total corregido	215	9860410,89				100,00

g.l.  $\approx$  grados de libertad; SC  $\approx$  suma de cuadrados; MC  $\approx$  media de los cuadrados; %  $\approx$  proporción de variabilidad según el término de fuente de variación. p-valor- se ha tomado el obtenido según el método de Montecarlo.



**Figura 3.17.** Peso medio total capturado (PTC, izquierda) y la captura numérica por unidad de esfuerzo (CPUEp, derecha), según el ambiente, su intervalo de confianza (barras de error negras al 95 de confianza) y la franja situada entre los percentiles 10 y 90 (barras grises anchas). Estas cifras son las obtenidas en el muestreo, no las de los datos tras equilibrar el diseño.

Según el factor ambiente, los contrastes de hipótesis posteriores de la CPUep<sup>19</sup> no mostraron resultados significativos (AA vs AN t-student: 2,2643 y p-valor = 0,0278; AA vs A t-student: 0,2205 y p-valor = 0,8244; ni entre el AN y A (t-student: 2,6705 y p-valor = 0,0112, aunque casi lo fue en éste último caso).

En cuanto a la PTCi, por especie y por individuo (Fig. 3.18), destacan las siguientes especies, por orden en importancia *Octopus vulgaris*, *Sepia officinalis* y *Pagellus erythrinus*.

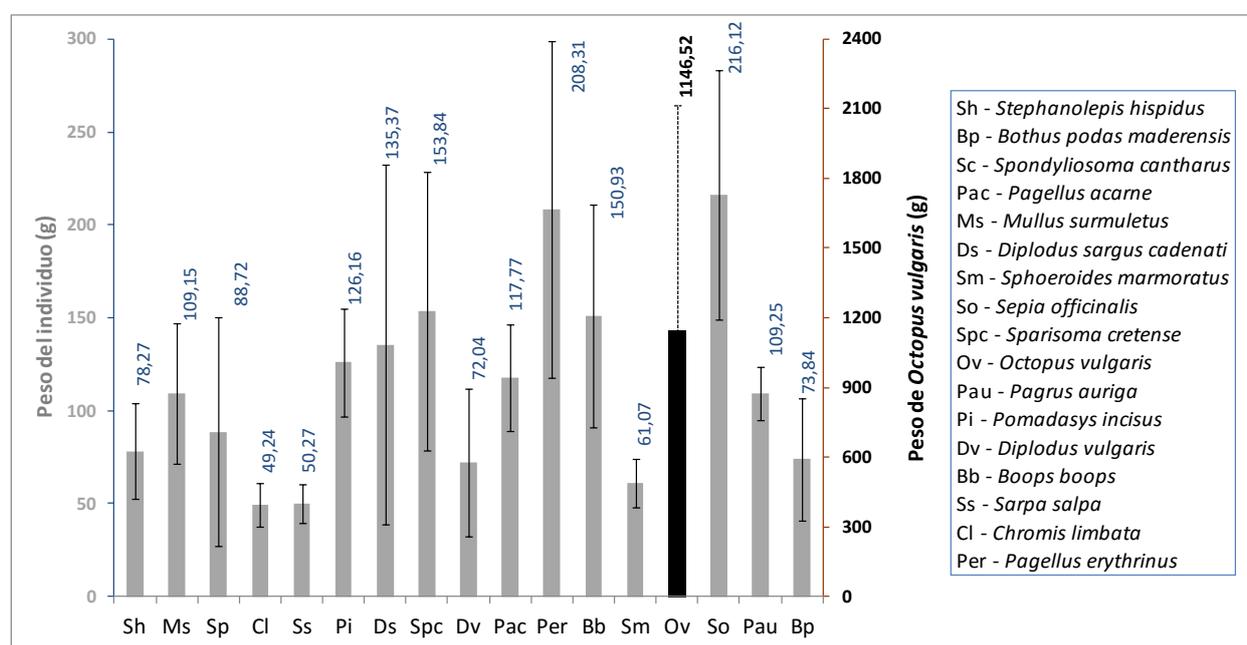


Figura 3.18. Cifra media de peso de las especies con ocurrencia mínima del 5 %, *Octopus vulgaris* se ha diferenciado en un color y eje aparte, debido a su mayor peso medio.

### Caracterización de especies capturadas según los ambientes

Con el objeto de estudiar las diferencias existentes en la asociación de especies capturadas según los ambientes, se empleó el índice de asociación de especies (Whittaker, 1952). Éste índice fue aplicado a los NTI<sub>i</sub> de cada una de las especies escogidas (aquellas con ocurrencia mínima del 5 %; un total de 17 especies) para desarrollar los análisis multivariantes (estructura multivariante de

<sup>19</sup> El  $\alpha$  corregido según Bonferroni ( $\alpha'$ ) es  $0,01/3 = 0,0033$ .

NTI), como el PERMANOVA (Anderson, 2001, 2005), el análisis CAP (Anderson y Willis, 2003; Anderson y Robinson, 2003) y el análisis de correspondencia.

La Tabla 3.16 muestra los resultados del análisis PERMANOVA realizados con los NTI<sub>i</sub> de acuerdo con los factores ambiente, trimestre y su interacción. Se obtuvieron dos resultados significativos, con respecto a los factores ambiente (F: 4,28 y p-valor = 0,0002) y trimestre (F: 1,75 y p-valor = 0,0002). No se detectaron resultados significativos en la interacción de ambos factores (Tabla 3.16). Estos dos factores y su interacción, explican el 15,62 % del total de la variabilidad encontrada (Tabla 3.16).

Según el factor ambiente, los contrastes de hipótesis posteriores de estructura multivariante de NTI<sup>20</sup> muestran que las diferencias recaen entre AN con respecto a AA (t-student: 2,32 y p-valor = 0,0002) y entre AN con respecto a A (t-student: 2,38 y p-valor = 0,0002). No se encontraron diferencias entre la estructura multivariante de AA y A (t-student: 1,16 y p-valor = 0,18).

Según el factor trimestre, los contrastes de hipótesis posteriores de estructura multivariante de NTI muestran que las diferencias recaen entre el 2º trimestre y el 4º trimestre de 2003 (t-student: 1,49 y p-valor = 0,009), entre el 3º trimestre de 2003 y el 2º de 2004 (t-student: 1,65 y p-valor = 0,003) y entre el 2º trimestre y el 4º de 2004 (t-student: 1,54 y p-valor = 0,007).

**Tabla 3.16.** Contraste de la abundancia media de las especies con ocurrencia mayor o igual al 5% (datos 2003-2004), de acuerdo con el ambiente y diversas escalas temporales (Índice de Whittaker).

Fuente de variación	df	SC	MC	F	p-(MC)	%
Ambiente (amb)	2	33751,30	16875,65	4,2809	<b>0,0002</b>	3,76
Trimestre (trim)	7	48296,04	6899,45	1,7502	<b>0,0002</b>	5,38
Amb x trim	14	58111,09	4150,79	1,0529	0,2932	6,48
Residual	192	756883,78	3942,10			84,38
Total	215	897042,21				100,00

g.l. ≈ grados de libertad; SC ≈ suma de cuadrados; MC ≈ media de los cuadrados; % ≈ porcentaje explicado de la variación hallada en los datos.

<sup>20</sup> El  $\alpha$  corregido según Bonferroni ( $\alpha'$ ) es  $0,01/3 = 0,0033$ .

Con el objeto de encontrar qué estructura multivariante, de la abundancia de las 17 especies observadas en el análisis, representaban a las diferencias encontradas, se presentan seguidamente los resultados de diversos análisis exploratorios multivariantes.

El análisis canónico de coordenadas principales, CAP (Anderson y Willis, 2003), realizado también mediante el índice de asociación de especies (Whittaker, 1952) encontró la mejor aproximación con un número de ejes PCO<sup>21</sup> (m), de  $m = 14$ . Este método es el que obtiene un mayor porcentaje de muestras, clasificadas de manera correcta (54,17% del total de datos y un 45,83%, 63,89% y 52,78% para el AA, AN y A, respectivamente).

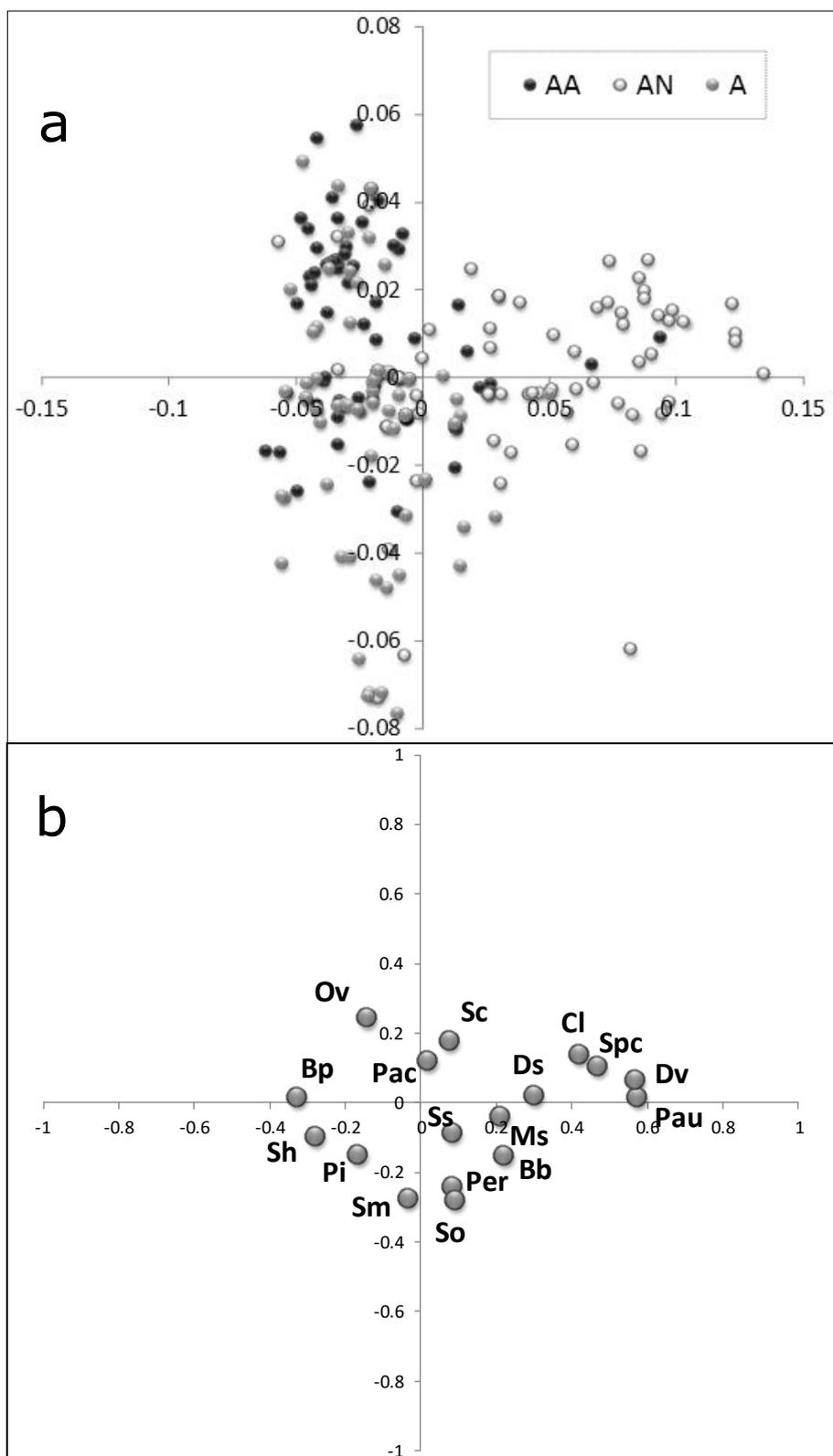
La Figura 3.19a recoge la ordenación de las 216 muestras de capturas obtenidas entre 2003 y 2004. Se observa una nube de puntos triangular en la que existe una relación muy marcada entre cierto número de muestras del AN y el tramo positivo del eje canónico 1 (eje x). Igualmente, se aprecia una relación importante entre las muestras de AA y A, y el tramo positivo y el negativo del eje canónico 2 (eje y).

Como complemento del análisis CAP, la Figura 3.19b muestra las correlaciones canónicas de las 17 especies seleccionadas y su relación con los ejes canónicos. El tramo negativo del eje canónico 1 (eje x) se asocia con *Bothus podas maderensis* (Bp; -0,3267) y *Stephanolepis hispidus* (Sh; -0,2794), zona que coincide con cierto número de nasas de AA, AN y A, como se observa en la Figura 3.19a. El tramo positivo del eje canónico 1 se relaciona con *Pagrus auriga* (Pau; 0,5747), *Diplodus vulgaris* (Dv; 0,5684), *Sparisoma cretense* (Spc; 0,4667), *Chromis limbata* (Cl; 0,4207), *Diplodus sargus cadenati* (Ds; 0,3013) y *Mullus surmuletus* (Ms; 0,2114), zona que coincide en gran mayoría con nasas de AN (Fig. 3.19a).

---

<sup>21</sup> El primer paso del análisis de canónico de coordenadas principales consta de un análisis de coordenadas principales (PCO, siglas en inglés; Anderson & Willis, 2003).

---



**Figura 3.19.** Ordenación canónica de las muestras (capturas) de acuerdo con los ejes canónicos (a) y la correlación canónica entre las especies y los ejes canónicos obtenidos (b).

En cuanto al eje canónico 2 (eje y), *Octopus vulgaris* (Ov; 0,2455), *Spondyllosoma cantharus* (Sc; 0,1778) y *Pagellus acarne* (Pac; 0,1202) presentan cierta relación con el tramo positivo del eje; zona coincidente principalmente con nasas de AA y A (Fig. 3.19a). Mientras que *Sepia officinalis* (So; -0,2809), *Sphoeroides marmoratus* (Sm; -0,2727) y *Pagellus erythrinus* (Per; -0,2405) presentan cierta relación con el tramo negativo del eje canónico 2, zona que coincide con nasas de A (Figura 3.19a).

Por otro lado, el análisis de clasificación (véase apartado 4.3.2.) obtuvo 8 grupos de asociaciones de especies de acuerdo con su índice de asociación (Whittaker, 1952). La Tabla 3.17, muestra estos grupos, junto con los ambientes en el que el NTI es mayor, y la relación canónica con los ejes del CAP. El conjunto 4, compuesto por *Diplodus sargus cadenati* (Ds), *Chromis limbata* (Cl), *Diplodus vulgaris* (Dv), *Sparisoma cretense* (Spc) y *Pagrus auriga* (Pau), de acuerdo con la Tabla 3.17 (Figs. 3.19b), presentó una correlación canónica muy importante con respecto al lado positivo del eje canónico 1 (eje x), que se corresponde con una zona de bastante nasas de AN (Fig. 3.19a).

El conjunto 5 (Tabla 3.17), con *Sarpa salpa*, *Pagellus erythrinus* y *Sepia officinalis*, muestra por parte de estas dos últimas especies cierta correlación con lado negativo del eje canónico 2 (Figs. 3.19b), donde se sitúan ciertas nasas de A (Fig. 3.19a).

**Tabla 3.17.** Agrupamiento de las especies según el análisis de clasificación y la correlación canónica de las especies con los ejes obtenidos en el análisis de ordenación CAP.

CONJUNTO	ESPECIE (acrónimo)	SUBSTRATOS CON MAYOR CAPTURA	CORRELACIÓN CANÓNICA	
			EJE 1 (horizontal)	EJE 2 (vertical)
1	<i>Octopus vulgaris</i> (Ov)	AA y A	-0,1419	0,2455
2	<i>Sphoeroides marmoratus</i> (Sm)	A	-0,0321	-0,2727
3	<i>Mullus surmuletus</i> (Ms)	AN	0,2114	-0,039
4	<i>Diplodus sargus cadenati</i> (Ds)	AN	0,3013	0,0219
	<i>Chromis limbata</i> (Cl)	AN	0,4207	0,1364
	<i>Sparisoma cretense</i> (Spc)	AN	0,4667	0,1039

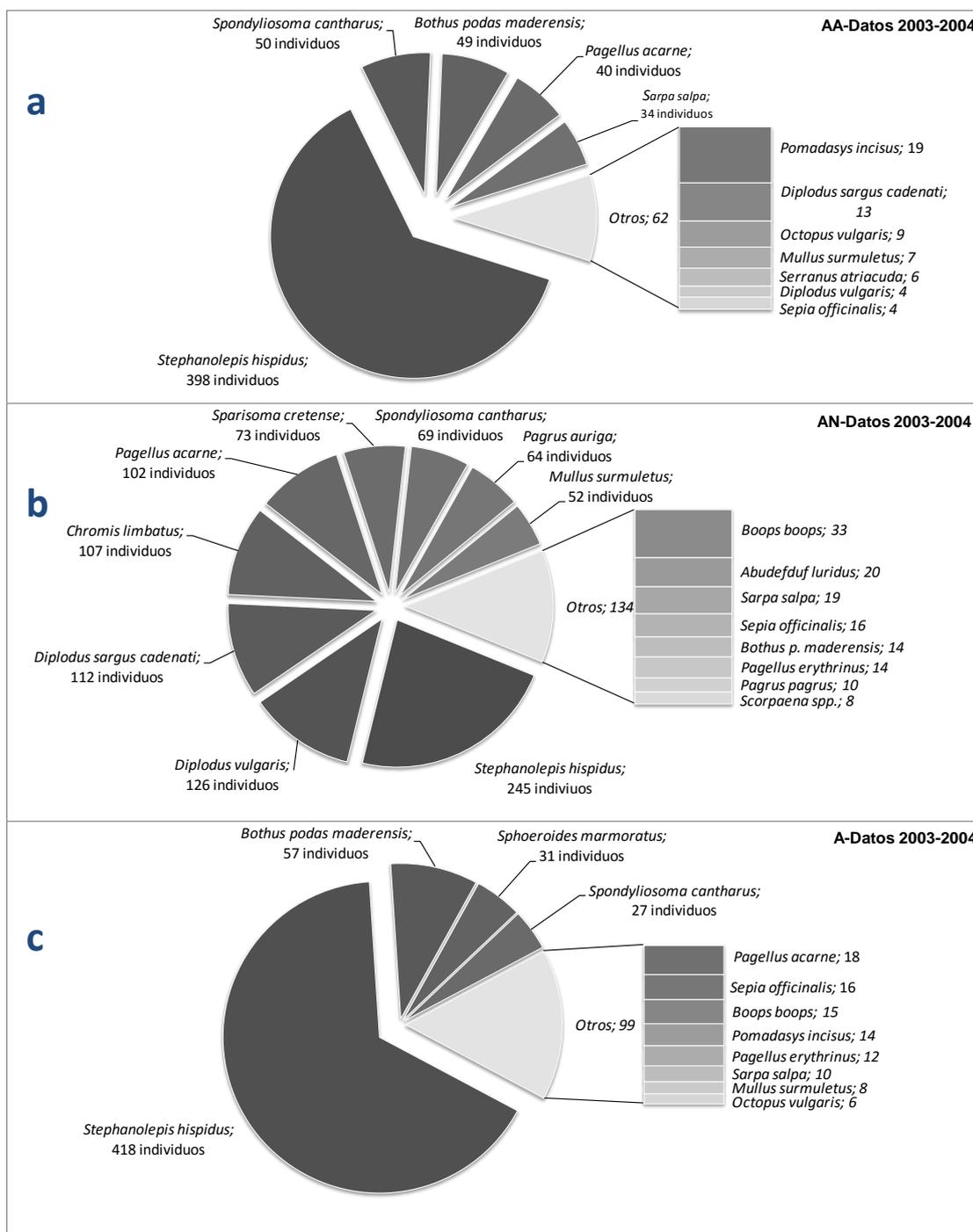
CONJUNTO	ESPECIE (acrónimo)	SUBSTRATOS CON MAYOR CAPTURA	CORRELACIÓN CANÓNICA	
			EJE 1 (horizontal)	EJE 2 (vertical)
	<i>Diplodus vulgaris</i> (Dv)	AN	0,5684	0,0634
	<i>Pagrus auriga</i> (Pau)	AN	0,5747	0,0162
5	<i>Sarpa salpa</i> (Ss)	AA y AN	0,0851	-0,0877
	<i>Pagellus erythrinus</i> (Per)	AN y A	0,084	-0,2405
	<i>Sepia officinalis</i> (So)	AN y A	0,0928	-0,2809
6	<i>Boops boops</i> (Bb)	AN y A	0,2224	-0,1527
	<i>Pagellus acarne</i> (Pac)	AN	0,021	0,1202
7	<i>Pomadasys incisus</i> (Pi)	AA y A	-0,1657	-0,15
8	<i>Spondyliosoma cantharus</i> (Sc)	AN, AA y A	0,4667	0,1039
	<i>Bothus podas maderensis</i> (Bp)	A y AA	-0,3267	0,0156
	<i>Stephanolepis hispidus</i> (Sh)	A, AA y AN	-0,2794	-0,0967

**Conjunto.** Grupo encontrado como de asociación significativa en los análisis cluster.

**CAP** ~ Análisis canónico de coordenadas principales (Anderson y Willis, 2003).

El conjunto 8 (Tabla 3.17), con *Stephanolepis hispidus* y *Bothus podas maderensis*, que presentan bastante correlación con el margen negativo del eje canónico 1 (eje y, Figs. 3.19b), y a *Spondyliosoma cantharus* que se correlaciona principalmente con el lado positivo del eje canónico 2 (eje y, Figs. 3.19b), se sitúan en la zona de nasas mayoritariamente situadas en AA y A (Fig. 3.19a). No obstante, *S. hispidus* y *S. cantharus* resultaron comunes AA, AN y A (Figs. 3.20a, 3.20b y 3.20c), y *B. podas maderensis* sólo en AA y A (Figs. 3.20a y 3.20c).

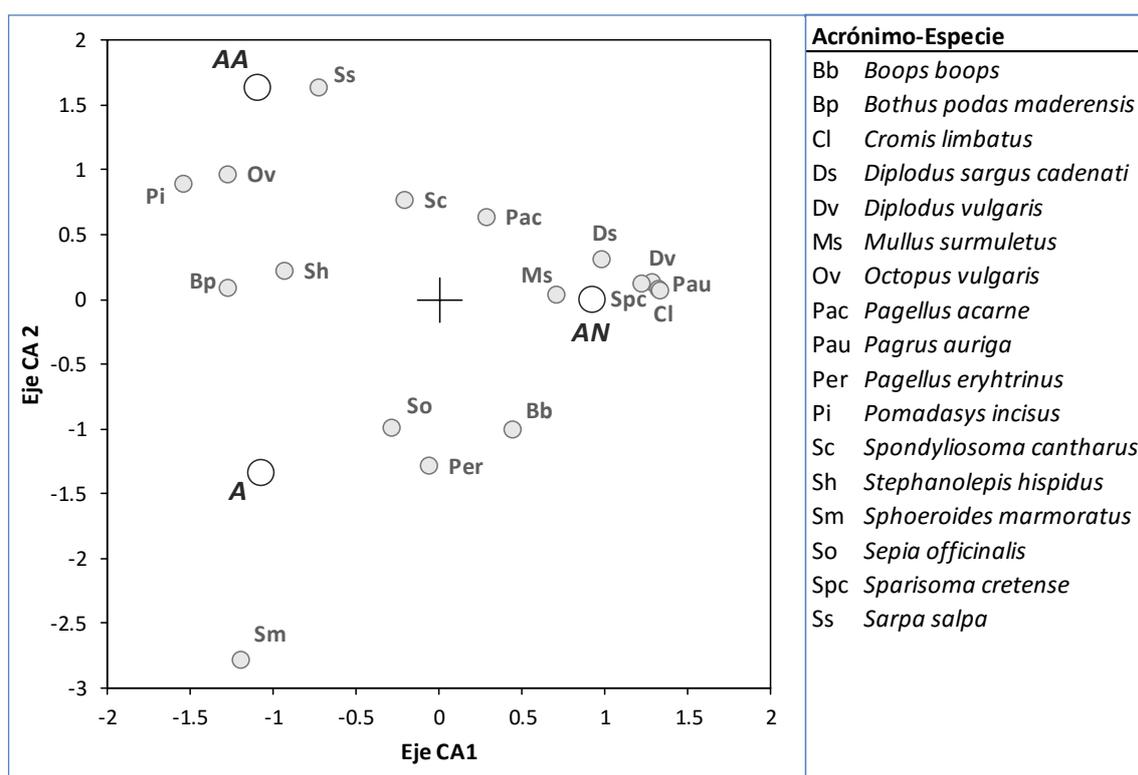
De acuerdo con los datos expuestos en la Tabla 3.17, y tal como se observa en la Figura 3.20b, las especies asociadas en las nasas del tipo conjunto 4 se relacionan con el ambiente AN. Lo mismo sucede con el conjunto de nasas que contiene a *Mullus surmuletus* (Tabla 3.17 y Fig. 20b).



**Figura 3.20.** Abundancia total de las principales especies capturadas, de acuerdo con el ambiente donde fueron situadas las nasas (AA~ arrecife artificial, AN ~ arrecife natural y A ~ arenal).

Por otro lado, el análisis de correspondencia (CA) de la abundancia de especies con ocurrencia mínima del 5 % (aproximadamente 10 nasas) y según el

ambiente, muestra que no existe una relación independiente entre las especies y los ambientes donde fueron capturadas (chi-cuadrado de Pearson, de  $\chi^2 = 1048,026$ ; gl = 32, p-valor <  $2,2 \cdot 10^{-16}$ ). Los autovalores de los 2 ejes CA representaron el 100 % de la inercia total (valor: 4,8520), por ello los dos ejes representan bien las coordenadas constituidas por los puntos correspondientes a las especies de estudio (Figura 3.21).



**Figura 3.21.** Análisis de correspondencia de la abundancia relativa en las especies con ocurrencia mínima del 5% (Realizado con el paquete MASS del programa R).

La contribución de cada especie a la chi-cuadrado de Pearson, según el ambiente, puede observarse en la Tabla 3.18 y su representación gráfica en la Figura 3.21. En el AA, destacan *Pomadasys incisus*, *Octopus vulgaris*, *Sarpa salpa*, y en menor medida, *Bothus podas maderensis*, *Stephanolepis hispidus* y *Spondyliosoma cantharus* (Tabla 3.18 y Fig. 3.21). En AN, *Pagrus auriga*, *Chromis limbata*, *Diplodus vulgaris*, *Sparisoma cretense*, *D. sargus cadenati* y *Mullus surmuletus*, presentan valores relativamente importantes, y *Boops boops* y *Pagellus*

*acarne*, en menor medida (Tabla 3.18 y Fig. 3.21). En A, *Sphoeroides marmoratus*, principalmente, y además *B. podas maderensis*, *Sepia officinalis*, *P. erythrinus* y *S. hispidus* (Tabla 3.18 y Fig. 3.21).

**Tabla 3.18.** Contribución de cada especie al estadístico de la chi-cuadrado de Pearson según los diferentes ambientes.

Especie	Hábitat >>	AA	AN	A
Bb	<i>Boops boops</i>	-4,5129	<b>1,9644</b>	1,1680
Bp	<i>Bothus podas maderensis</i>	<b>4,5346</b>	-5,7784	<b>4,3888</b>
Cl	<i>Chromis limbata</i>	-4,1116	<b>5,9637</b>	-5,0385
Ds	<i>Diplodus sargus cadenati</i>	-2,2715	<b>4,4162</b>	-4,4233
Dv	<i>Diplodus vulgaris</i>	-3,8234	<b>5,7873</b>	-5,0385
Ms	<i>Mullus surmuletus</i>	-2,2016	<b>3,1763</b>	-2,6730
Ov	<i>Octopus vulgaris</i>	<b>7,2172</b>	-5,7648	<b>1,9675</b>
Pac	<i>Pagellus acarne</i>	1,0268	<b>1,2860</b>	-2,7994
Per	<i>Pagellus erythrinus</i>	-3,6904	-0,3214	<b>3,7736</b>
Pau	<i>Pagrus auriga</i>	-4,1781	<b>6,0044</b>	-5,0385
Pi	<i>Pomadasys incisus</i>	<b>7,8823</b>	-6,9730	<b>3,1385</b>
Ss	<i>Sarpa salpa</i>	<b>7,4528</b>	-3,2728	-1,8869
So	<i>Sepia officinalis</i>	-2,0463	-1,3328	<b>3,7805</b>
Spc	<i>Sparisoma cretense</i>	-3,6460	<b>5,5022</b>	-4,7805
Sm	<i>Sphoeroides marmoratus</i>	-4,5106	-5,4798	<b>12,0498</b>
Sc	<i>Spondyliosoma cantharus</i>	<b>3,0714</b>	-0,9458	-1,3668
Sh	<i>Stephanolepis hispidus</i>	<b>3,8030</b>	-4,2309	<b>2,7812</b>

AA~arrecife artificial, AN~arrecife natural y A~arenal

## 4. 4.Discusión

### 4.4.1. Características de los datos registrados

A pesar del hecho que gran parte de los estudios iniciales sobre la fauna y flora en el entorno del campo de arrecifes artificiales de la Bahía de Santa Águeda se han basado en los censos visuales (Herrera-Pérez, 1998) aportó también algunos datos de capturas con nasas, los datos no fueron tratados estadísticamente, ni referirlos a una unidad de esfuerzo estandarizada al tratarse de censos visuales sobre las nasas que los buceadores encontraban durante las inmersiones. Sin embargo, estos datos de censos en nasas ya mostraban que las trampas capturaban un menor número de especies que en la riqueza hallada en el entorno próximo. Ello no resulta extraño, pues la nasa está diseñada para atraer a especies que responden positivamente al cebo utilizado, incluyendo aquí a la atracción que ejercen la aglomeración de individuos ya capturados, o al aparente refugio que la estructura de la nasa proporciona.

Antes de la instalación del campo de arrecifes artificiales se habían censado 15 especies de peces en el área (Haroun et al., 1994). Sin embargo, una vez instalado dicho registro se incrementó hasta 53 especies (finalmente este número se estabilizó en una treintena de especies entre 1991 y 1994, Herrera-Pérez, 1998; Herrera-Pérez et al. 2002). No obstante, esta diversidad no queda reflejada en las capturas con nasas (Herrera-Pérez -1998- sólo censó 16 especies de peces y una de cefalópodo en las nasas), posiblemente por las propias limitaciones del método de pesca (poco eficiente en la captura de especies pelágicas y/o bento-demersales demasiado grandes o pequeñas).

Por otro lado, los datos de censos registrados entre 2003 y 2004 hallaron 41 especies en el arrecife artificial, 38 en el natural y sólo 11 en los arenales circundantes a ambos sistemas (Castro et al., 2004). Estos son datos de número total de especies censadas a lo largo de dos ciclos anuales, aunque en un único muestro se han registrado sólo 15 especies como máximo (Castro et al., 2004). Cuando se determinaron los valores medios de especies en estos ambientes,

mediante censos, el máximo valor se halló en el arrecife natural, aunque éste no fue significativamente distinto del hallado en el arrecife artificial (Castro et al., 2004). Se volvió a hallar (mediante censos), de forma significativa, un menor valor medio en los arenales que en ambos sistemas arrecifales (AA y AN), un resultado distinto a cuando el muestreo se realizó a través de pescas con nasas (Castro et al., 2004, Pérez-González et al., 2006). Hecho que se vuelve a confirmar también en el presente trabajo que difiere de los realizados por Castro et al. (2004) y Pérez-González et al. (2006) en el análisis estadístico de los datos disponibles, en el caso multivariante, y en completar la serie de datos con muestreos de capturas de años anteriores, en el estudio univariante.

En relación a la riqueza de especies capturadas en AA de la Bahía de Santa Águeda, las cifras promedias de las variables de estudio relacionadas, mostraron los siguientes rangos (según acuerdo con un intervalo de confianza del 95 %), en riqueza (R) = 2,56 y 2,97 especies·nasa<sup>-1</sup> y número de especies capturadas por nasa y tiempo de pesca (NTE) = 0,39-0,45 especies·nasa<sup>-1</sup>·día<sup>-1</sup>. El número total de especies registradas en las nasas fue de 28 (peces) + 2 (cefalópodos), de las cuáles 17 poseían una ocurrencia mínima del 5% (el número máximo de especies que se capturó en un única una nasa fue 10). Estas cifras doblan el número encontrado por Herrera-Pérez (1998), de 16 especies, puesto que el presente estudio fue dirigido a evaluar las capturas, mientras que en el trabajo de 1998 censaban las nasas halladas durante las inmersiones realizadas en el AA. En relación al estudio de las capturas desembarcadas en el Puerto de Mogán, con datos de entre 1989 y 1999, Solari et al. (2001), citan un registro mínimo de 25 especies en todo el periodo de estudio.

En cuanto al NTI y la CPUEn, el rango inferido para el promedio se encuentran entre 9,71 - 12,18 individuos·nasa<sup>-1</sup> y 1,38 - 1,74 individuos·nasa<sup>-1</sup>·día<sup>-1</sup>, respectivamente. El 80% de las nasas caladas en torno al campo de arrecifes artificiales de la Bahía de Santa Águeda registró un NTI que varió entre 1 y 24 individuos, y una CPUEn 1,5 y 3,6 individuos·nasa<sup>-1</sup>·día<sup>-1</sup>.

Para las variables relacionadas con la peso de la captura, los intervalos de sus cifras promedias fueron 1.061,03 - 1.378,32 gramos·nasa<sup>-1</sup>, para PTC y 149,71 -

194,18 gramos·nasa<sup>-1</sup>·día<sup>-1</sup>, para CPUep. El rango promedio de CPUep es algo superior a la cifra obtenida por Hernández-López (2001) en el área de pesca de la flota artesanal de Arguineguín, en el suroeste de Gran Canaria (120,5, D.E.: 170,9 g/nasa/día). El 80% de las nasas registradas en la el Arrecife Artificial dio valores de CPUep que oscilaron entre 24,6 y 384,1 gramos·nasa<sup>-1</sup>·día<sup>-1</sup>. En cuanto a los rendimientos medios, en peso, aportado por un muestreo realizado en 2009 en Gran Canaria (García-Mederos et al., 2015), fueron, de acuerdo con la orientación e la costa, de 160 gramos·nasa<sup>-1</sup>·día<sup>-1</sup> (al noroeste, 609 nasas), 190 gramos·nasa<sup>-1</sup>·día<sup>-1</sup> (al noreste, 1.138 nasas) y 150 gramos·nasa<sup>-1</sup>·día<sup>-1</sup> (al este, 821 nasas). Estos resultados son similares al rango de PTC promedio hallado en la zona de estudio.

Las especies que han contribuido de forma importante a las capturas (NTI y CPUEn) fueron: *Stephanolepis hispidus* (1.436 especímenes), *Bothus podas maderensis* (233 especímenes) y *Spondylisoma cantharus* (228 especímenes), *Pagellus acarne* (185 especímenes), *Mullus surmuletus* (163 especímenes) y *Chromis limbata* (142 especímenes). Y en cuanto al peso (PTC y CPUep) se suman a las anteriores especies, *Sarpa salpa* (33,57 kg en total), *Diplodus sargus cadenati* (25,29 kg en total) y *Octopus vulgaris* (24,76 kg en total). La ocurrencia sigue un patrón de especies similar, pero *C. limbata* entra poco en las nasas (16 nasas), aunque su NTI promedio ha sido el más elevado de las especies capturadas (en promedio, 4,6 especímenes·nasa<sup>-1</sup>). En cuanto a ocurrencia, destaca también *Diplodus sargus cadenati*. Como datos de referencia, en el presente estudio, el rango más común de especímenes osciló entre 130 y 360 mm de longitud total<sup>22</sup>, en las especies más comunes en las capturas. Ya Herrera-Pérez (1998) resaltaba la ocurrencia de *S. hispidus* en los censos realizados sobre las nasas. Pues es una especie importante de la costa sur de Gran Canaria (Mancera-Rodríguez, 2000), y también en otras franja costeras de la isla (García-Mederos et al., 2015).

Tomando de referencia otros estudios en arrecifes artificiales, las capturas obtenidas en el de Faro y Olhao (Algarve, Portugal) proporcionaron entre 2 y 6 especies bento-demersales, con valores de CPUep entre 500 y 5.500 gramos con

---

<sup>22</sup> Medida desde la boca del pez hasta el final de la aleta caudal totalmente estirada.

750 m de red, según la zonas (Seaman et al., 2011). Los rendimientos de la CPUEp encontrada en estos arrecifes artificiales, con respecto a los sitios de control, fueron 1,3 y 2,6 veces mayores (Seaman et al., 2011). No obstante, no hay que olvidar que estas capturas han sido realizadas con otro método de captura, lo que dificulta las comparaciones en las estimaciones de la CPUE.

Las nasas muestreadas presentaron una proporción baja de capturas nulas, un 5 % (15 nasas, si se toman los datos de 2002-2004). Lo que contrasta con otros estudios que sugieren lo contrario (Garrison et al., 2004). Lo que si resulta común es que los datos obtenidos presentaron una variación relativamente alta a diferentes niveles. De hecho, los coeficientes de variación de los datos, resultaron mínimos en cuanto al número de especies registradas, y aún así alcanzaron cifras del 65% en R y el 71% en NTE. Para el resto de variables registradas, asociadas a la abundancia o a la captura, los coeficientes de variación resultaron ser del 100% o incluso mayores, respectivamente.

La variación está asociada a diferentes aspectos. En primer lugar, a que las tandas, o conjuntos de nasas empleadas en el estudio, tuviesen una diferencia alta en cuanto al número total de individuos capturados por nasa (NTI) y al peso de estos, pues o eran diferentes especies o poseían distinta talla o NTI (posiblemente como consecuencia del efecto de las estaciones del año sobre el crecimiento y presencia de las distintas especie en el área de pesca). De hecho, la mayor variabilidad encontrada en los análisis fue la registrada mensualmente (frecuencia mínima de muestreo) y por ello, y por la falta de replicación mensual se optó por emplear un factor temporal de temporalidad trimestral, en las inferencias estadísticas desarrolladas.

Por otro lado, la naturaleza variable de los datos de capturas es muy reconocida en el ámbito de estudio, como pueden observarse tanto en las capturas en arrecifes artificiales (Seaman, 2011) como en capturas con nasas en general (González-Pajuelo, 1997; Kingsford, 1998b; Favaro et al., 2010).

El hecho de incorporar al estudio datos numéricos, y no sólo de peso en las capturas, ofrece información inusual en cuanto a capturas, pero relevante, pues los peces nos son kilogramos, sino individuos, y esta simple explicación suele pasar

---

desapercibida. Normalmente, resulta más fácil registrar el peso de las capturas, y por ello es este tipo de información es la más frecuente. Además, resulta interesante estudiar no sólo los datos estandarizados mediante el esfuerzo (días de pesca), sino los datos brutos, más aún cuando el esfuerzo de pesca (medido en jornadas de pesca o día de calado) es el mismo en los diferentes ambientes de estudio a comparar (promedio de 7,26 días, D.E.: 2,23; C.V.: 34 %). Así, con 304 nasas utilizadas entre 2002 y 2004, los coeficientes de regresión obtenidos entre los datos registrados de estas variables y sus homólogas estandarizadas por unidad de esfuerzo, superan el 0,8 (Tabla 4.1).

**Tabla 4.1.** Ecuaciones de la recta ajustada entre las variables de estudio y sus homólogas estandarizadas por la unidad de esfuerzo.

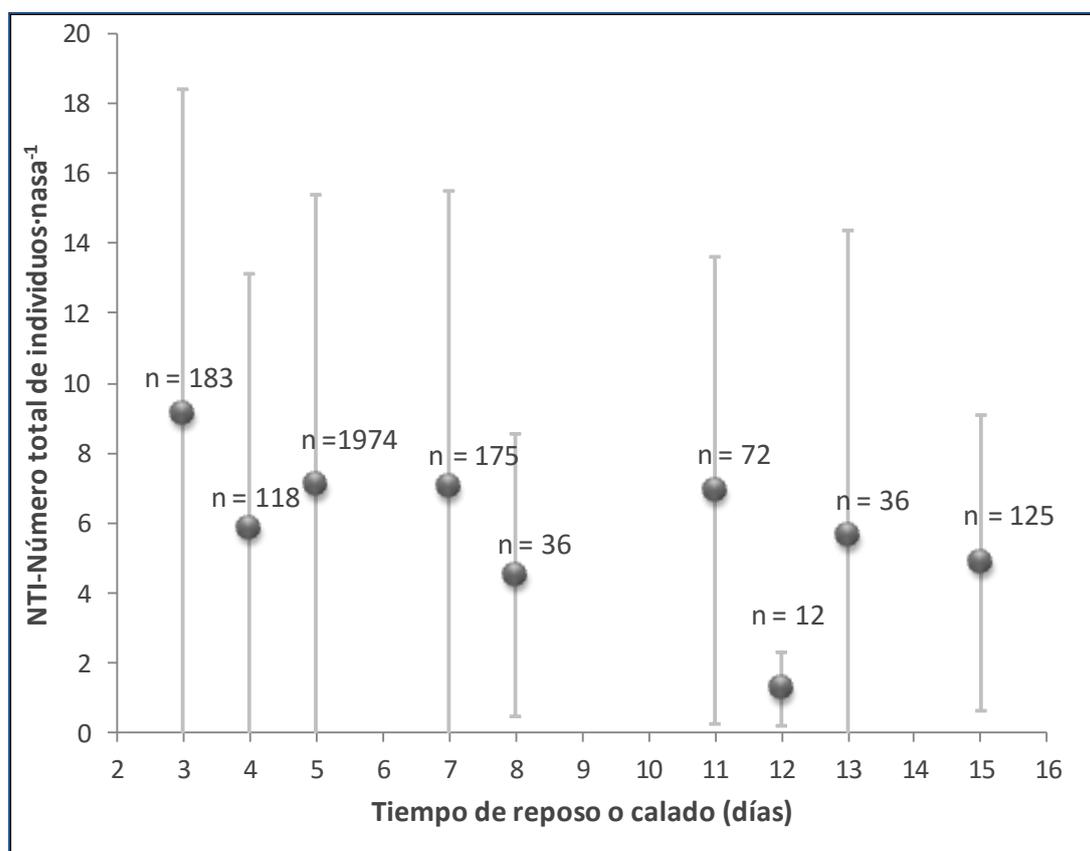
ECUACIÓN	R <sup>2</sup>
$NTE = 0,145344 \cdot R + 0,000319$	$R^2 = 0,837311$
$CPUE_n = 0,132399 \cdot NTI + 0,120250$	$R^2 = 0,846498$
$CPUE_p = 0,130234 \cdot PTC + 12,923435$	$R^2 = 0,863649$

NTE ~ número total de especies capturadas por nasa y día; R ~ número de especies capturadas; CPUE<sub>n</sub> ~ captura numérica por unidad de esfuerzo; NTI ~ número total de individuos capturados por nasa; CPUE<sub>p</sub> ~ captura en peso por unidad de esfuerzo; PTC ~ peso total de la captura por nasa.

Según Martín-Sosa (2012), los pescadores artesanales suelen calar las nasas durante un promedio de 3 días, el cual es inferior al tiempo que suelen utilizar los pescadores del sur de Gran Canaria, que oscila entre 5 y 7 días (Hernández-García et al., 1998). No obstante, el tiempo de calado que hemos estimado en el área de Arguineguín, en las proximidades del campo de arrecifes, es de 5,74 días (D.E.: 2,59; calculado sobre 2.731 nasas), es decir, aproximadamente 1,5 días menos que el tiempo empleado en los pescas realizadas en este estudio. Por lo tanto, este tiempo de calado en las nasas, no resulta tan distante del empleado en el presente análisis y, por ello, es muy próximo al estándar de la pesquería comercial.

Por otra parte, Munro (1974) encontró que, en las nasas caladas en los arrecifes del sur de Jamaica, la captura acumulada en una trampa crecía, en promedio, hasta un valor asintótico que se estabilizaba en torno a los 7 y 14 días. No obstante, y aunque la zona de trabajo de Munro (1974) sea muy distinta, no se descarta que en el sur de Gran Canaria suceda algo similar. Sin embargo, los datos

registrados en el seguimiento de la pesquería local de nasas no muestran una relación clara entre el número de días de calado y la captura, en NTI (Fig. 4.1). Aunque podría haber cierta tendencia a disminuir el NTI con respecto al tiempo de calado (para cifras mayores a 4 días) como efecto de un proceso de despesca (predación entre los individuos ya capturados). No obstante, la variación de los datos es muy alta y la diferencia de muestras para cada tiempo de calado, no permiten sacar conclusiones estadísticamente significativas.



**Figura 4.1.** Relación entre el número promedio de individuos capturados por nasa frente al tiempo de calado (datos de seguimiento de capturas realizados en 1998-1999 y 2003-2004 en la misma embarcación empleada en el estudio al sur de Gran Canaria). Las barras de error se corresponden con la desviación estándar y n es el número de nasas.

#### 4.4.2. Co-ocurrencia de especies capturadas

Solari et al. (2001), tras el estudio de la serie de capturas con nasas de la flota artesanal con base en el Puerto de Mogán (suroeste de Gran Canaria), entre

1989 a 1999, observaron la predominancia de *Pagellus acarne*, *P. erythrinus*, *Serranus atricauda*, *Sepia officinalis*, *SpondylIOSoma cantharus*, *Stephanolepis hispidus*, *Pagrus pagrus*, *Octopus vulgaris*, *Mullus surmuletus*, *Diplodus sargus cadenati* y *Sparisoma cretense*. Estos autores, en la correlación halladas entre las series temporales de descargas, destacan resultados significativos entre las 9 especies sometidas a estudio. Por ejemplo, registraron correlaciones positivas entre las descargas de *Mullus surmuletus* y *Pagellus erythrinus*, *P. acarne*, *Sepia officinalis*; entre *Sparisoma cretense* y *P. acarne*; entre *Octopus vulgaris* y juveniles de espáridos, *P. erythrinus*. Y también correlaciones negativas, como las encontradas entre *Muraena augusti* o *M. helena* y *O. vulgaris*, juveniles de espáridos y *P. erythrinus*; entre *Dentex dentex* o *D. gibbosus* y *S. officinalis* y *P. erythrinus*.

Por otro lado, y ya desde el punto de vista de la co-ocurrencia dentro de la nasa, el estudio de esta característica en las capturas de la Bahía de Santa Águeda, obtuvo 8 conjuntos de capturas, de los que 4 resultaron monoespecíficos y su captura no suele tener especies acompañantes, en detalle: *Octopus vulgaris*, *Spherooides marmoratus*, *Mullus surmuletus* y *Pomadacys incisus*. Los otros 4 conjuntos, eran multiespecíficos, en detalle:

- *Diplodus sargus cadenati*, *Chromis limbata*, *Diplodus vulgaris*, *Sparisoma cretense* y *Pagrus auriga* (índice de correlación de especies<sup>23</sup>, SC = 22%). Especies capturadas entre 16 y 31 nasas, según las especies.
- *SpondylIOSoma cantharus*, *Bothus podas maderensis* y *Stephanolepis hispidus* (SC = 15%). Especies capturadas entre 78 y 210 nasas, pero no simultáneamente.
- *Sarpa salpa*, *Pagellus erythrinus* y *Sepia officinalis* (SC = 13%). Especies capturadas entre 15 y 28 nasas, pero no simultáneamente.
- *Pagellus acarne* y *Boops boops* (SC = 13%). Especies capturadas entre 21 y 48 nasas, pero no simultáneamente.

---

<sup>23</sup> Su cálculo proviene de restar a 100, la cifra obtenida de disimilitud de Bray-Curtis (previamente estandarizada entre especies)(Legendre y Legendre, 2012), empleadas en el apartado 3.2.

---

A pesar que las cifras de SC no son muy altas (véase Whittaker, 1952), sin embargo, los resultados del análisis de perfiles de similitud (SIMPROF, Clarke et al., 2008) resultan significativos. Nuevamente, la variabilidad de los datos de capturas y sus diferentes combinaciones de especies, así como el bajo NTI de algunas especies, presentan una gran dificultad a la hora de encontrar co-ocurrencias de especies en una pesquería multiespecífica, como la de estudio. En el trabajo desarrollado por Munro (1974), sobre capturas con nasas en las Antillas, ya exponía la problemática de la alta variabilidad de los datos de captura; y a la poca efectividad del estudio de aquellas especies poco ocurrentes, debido al elevado número de nasas que debían emplearse para obtener datos concluyentes en esos casos. Es quizás en esta cuestión, la mejora de la eficiencia, donde el uso de análisis multivariantes, como por ejemplo los tests de aleatorización (p.ej.: PERMANOVA -Anderson, 2005) o el análisis de perfiles de similitud (Clarke, 2008), plantean una mayor ventaja a la hora de trabajar con los datos de captura.

A pesar de ello, la herramienta SIMPROF ha sido capaz de encontrar estas asociaciones aún cuando el número de muestras es relativamente pequeño. Como ejemplo, el grupo de mayor asociación total, las especies del conjunto número 4, fueron capturadas en una cifra de 16 a 31 nasas, según las especies que lo conforman. Este hecho, pone de manifiesto, y apoya la utilidad de su empleo en cuanto al tratamiento de similitudes entre especies (Somerfield et al., 2013), al menos con un índice apropiado de asociación de especies como el de Whittaker (Legendre Legendre, 2012). Resulta importante destacar que Whittaker empleó su índice para la captura de insectos en trampas (Whittaker, 1952), por lo que su aplicación en trampas para peces resulta muy aceptable.

De los conjuntos hallados, la ocurrencia sólo pasa del 16% (48 nasas) en el conjunto constituido por las tres especies más comunes, *Stephanolepis hispidus*, *Bothus podas maderensis* y *Spondyllosoma cantharus*, con una ocurrencia mínima del 25% en ésta última.

Otro aspecto interesante del estudio ha sido buscar relaciones de la ocurrencia y abundancia de las especies con los ambientes de estudio, y comprobar si estas especies forman parte de alguno de los conjuntos de co-ocurrencia obtenidos. Para

ello, se aplicó el análisis de correspondencia (CA) a los datos de proporción de abundancia (Legendre y Legendre, 2012) de las 17 especies con ocurrencia mínima del 5%, según los tres hábitats de estudio. El CA mostró que evidentemente las capturas no son independientes del ambiente en el que se colocaban las nasas, y también que había ciertas especies que se asociaban más a un hábitat que a otros.

De esta forma, se observa que el conjunto 4 constituido por cinco especies<sup>24</sup>, corresponde a capturas ligadas a la Baja de Pasito Blanco (el arrecife natural) junto con las nasas en las que se captura *Mullus surmuletus*. Por otro lado, las nasas en las que se capturaba *Spherooides marmoratus* se encuentran muy ligadas al arenal (A). Y finalmente, ciertas especies presentan cierta disposición a ser capturadas en el arrecife artificial (AA), principalmente *Pomadasys incisus*, *Octopus vulgaris* y *Sarpa salpa*. Si bien las dos primeras no co-ocurrieron con otra especie de manera significativa, *S. salpa*, lo hizo con *Sepia officinalis* y *Pagellus erythrinus*, aunque no en las nasas de AA.

El conjunto 8, está constituido por las dos especies más abundantes en las capturas, en general (*Stephanolepis hispidus* y *Sondyliosoma cantharus*) y *Bothus podas maderensis*. Éstas resultan muy comunes en sendos ambientes, pero contribuyen de manera efectiva a diferenciar las de AA y A, del AN; pues en AN, destacan también otras especies (conjunto 4<sup>24</sup>).

#### 4.4.3. Comparativa entre los ambientes estudiados

Este apartado describe la comparativa de los datos registrados entre ambientes. Desde el punto de vista univariante, la Baja de Pasito Blanco (durante 2003 y 2004) presentó, de manera estadísticamente significativa, la mayor riqueza de especies y mayor número de individuos capturados. No obstante, en cuanto a la peso de las capturas, esta diferencia no está del todo clara, pues sólo se aprecia en relación a la PTC, y no se obtiene este resultado en CPUEp.

---

<sup>24</sup> El conjunto cuatro está constituido por *Sparisoma cretense*, *Pagrus auriga*, *Chromis limbata*, *Diplodus vulgaris* y *D. sargus cadenati*.

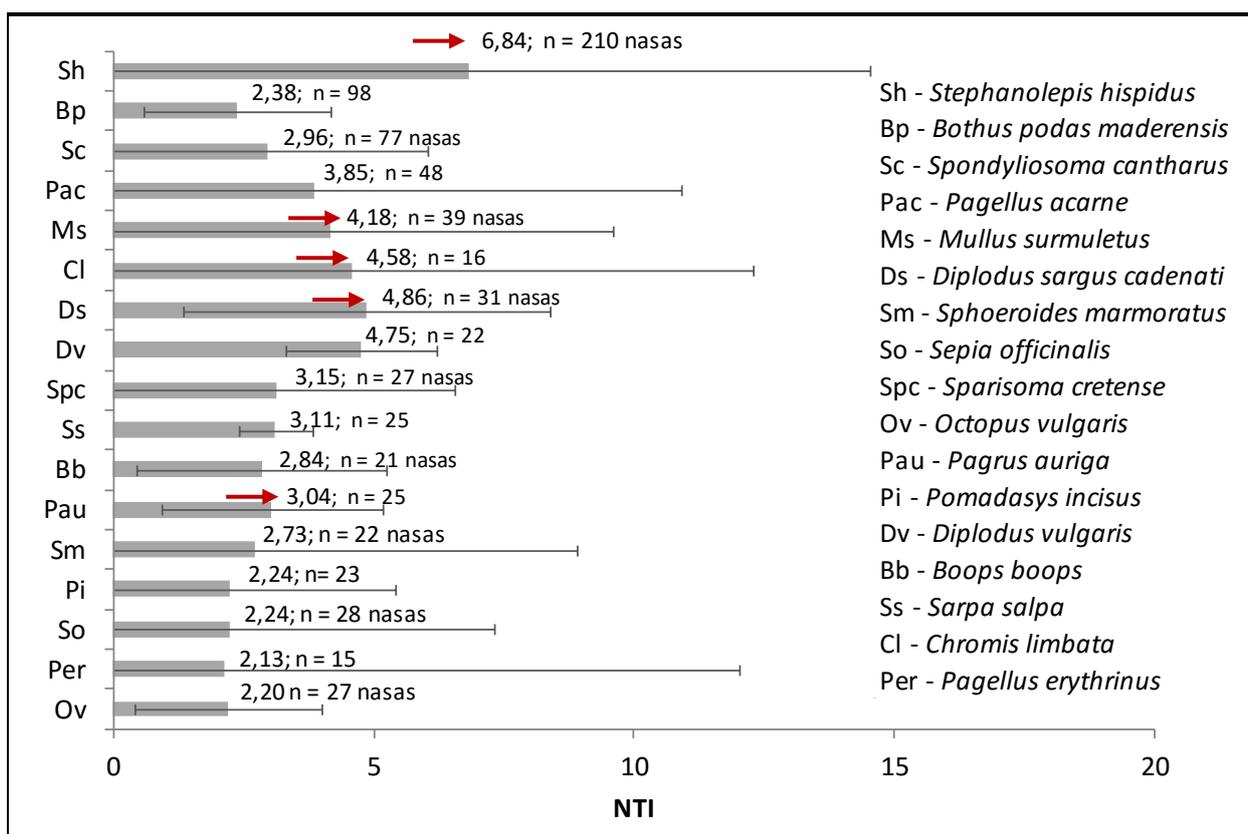
---

Ambas variables relacionadas con el número de especies, R y NTE, sólo presentaron diferencias en cuanto al ambiente y no al periodo trimestral de estudio. Sin embargo, en relación a la riqueza de especies, la media de R en AN es un 16% superior a la encontrada en A y AA. En cuanto a NTE, el promedio en AN es un 34% superior al de AA y un 35% al de A.

De las variables relacionadas con el número de individuos, NTI y CPUEn, la primera sólo presentó diferencias en cuanto al ambiente. Para ambas variables, su promedio resultó entre un 37% y un 40% mayor en AN que en los otros ambientes. No obstante, la CPUEn también registró diferencias significativas con respecto al periodo trimestral de estudio, que se dieron de manera similar en los tres ambientes, de modo que coinciden en una CPUEn mayor en el segundo trimestre de 2004 (abr-may-jun). Justo en este trimestre, la CPUEn de *Stephanolepis hispidus*, presentó un valor relativamente alto.

Con respecto a mayores cifras de NTI promedio en AN, no sólo la especie más común, *Stephanolepis hispidus*, presenta una alta ocurrencia en AN, sino que esta especie, como algunas de las del conjunto 4 y *Mullus surmuletus* (muy asociado a AN), presentan NTIi específico relativamente altos (p.ej.: *Chromis limbata*, con 4,58 especímenes/nasa; Fig. 4.2). Algunos NTIi medios, relativamente altos, dan indicios de fenómenos de atracción co-específica (Munro, 1974) en las nasas donde se capturan, como por ejemplo en *S. hispidus*, *C. limbata*, *Diplodus sargus cadenati*, *M. surmuletus*.

Pero en otras especies, con NTI no tan altos, también podría darse el fenómeno de atracción co-específica o de pesca por contagio. Ejemplo de ello sería *Pagrus auriga*, que en este estudio presentó tallas pequeñas (146,1 mm LT, D.E.: 15,4), mostró un NTI de 3,04 especímenes por nasa (en la que ha sido capturada). Este valor es relativamente elevado si se tiene en cuenta que, al menos durante el día, estos ejemplares suelen nadar de manera solitaria (Castro et al., 2005).



**Figura 4.2.** Número total de individuos (NTI) medio de las especies (con ocurrencia mínima del 5 %) cuando son capturadas (barras de error grises ~ desviación estándar), sin tomar en cuenta las unidades muestrales (nasas), en las que no aparecen. Datos de 2002-2004.

En relación a las variables de peso de las capturas, PTC y CPUEp, las diferencias no llegaron a ser significativas, pero los p-valores estuvieron entre 0,02 y 0,01, próximos al nivel de significación de 99%. El PTC promedio mostró ser un 32,5% mayor en el AN respecto al AA, y un 42,5 % mayor que en A. En relación a CPUEp, esta fue superior en un 30,6 % y 39,9% respecto al AA y A, respectivamente. Aún así, estos resultaron no fueron significativos, probablemente por la alta variabilidad de los datos de captura, con elevados valores de coeficientes de variación (mayores al 100 %). El papel de *Stephanolepis hispidus* en el peso resulta menos importante, pues su peso promedio individual resulta el sexto más bajo de las 17 especies con ocurrencia mínima del 5%.

## 4.5. Conclusiones

La riqueza media osciló entre 2,56 - 2,97 especies·nasa<sup>-1</sup> y el del número total de especies capturadas entre 0,39 - 0,45 especies·nasa<sup>-1</sup>·día<sup>-1</sup>. La riqueza máxima registrada en una nasa fue de 10 especies, mientras que la riqueza total registrada en la zona fue de 30 especies en el periodo de estudio.

En el 89 % de las nasas, la riqueza registrada fue de 1 - 5 especies, mientras que el número total especies fue inferior a 0,73 especies·nasa<sup>-1</sup>·día<sup>-1</sup>. En 2002-2004, las especies más frecuentes fueron *Stephanolepis hispidus* (70 %), *Bothus podas maderensis* (33 %), *Spondyliosoma cantharus* (26 %), *Pagellus acarne* (16 %), *Mullus surmuletus* (13 %) y *Diplodus sargus cadenati* (10 %).

El número total de individuos por nasa y la CPUEn, fue de 9,71-12,18 individuos·nasa<sup>-1</sup> y 1,38-1,73 individuos·nasa<sup>-1</sup>·día<sup>-1</sup>, respectivamente.

El máximo número total de individuos registrado fue de 78 especímenes·nasa<sup>-1</sup>. No obstante, el 80 % de las nasas capturaron de 1 a 24 individuos y la CPUEn osciló entre 1,5 y 3,6 individuos·nasa<sup>-1</sup>·día<sup>-1</sup>. Las especies más abundantes fueron *Stephanolepis hispidus* (43,5 %), *Bothus podas maderensis* (7,1 %), *Spondyliosoma cantharus* (6,9 %), *Pagellus acarne* (5,6 %), *Mullus surmuletus* (4,9 %) y *Chromis limbata* (4,3 %).

En relación al número total de individuos, se encontraron 8 asociaciones de especies en las capturas. Cuatro tipos monoespecíficos (*Octopus vulgaris*, *Sphoeroides marmoratus*, *Mullus surmuletus*, *Pomadacys incisus*), y cuatro tipos de asociaciones en las que co-ocurren diversas especies de manera significativa: (i) *Diplodus sargus cadenati*, *Chromis limbata*, *Diplodus vulgaris*, *Sparisoma cretense* y *Pagrus auriga*; (ii) *Sarpa salpa*, *Pagellus erythrinus* y *Sepia officinalis*; (iii) *Pagellus acarne* y *Boops boops*; y (iv) *Spondyliosoma cantharus*, *Bothus podas maderensis* y *Stephanolepis hispidus*.

El empleo del índice de asociación de especies de Whittaker (1952), ha resultado eficaz a la hora de trabajar los datos de trampas de peces desde el punto de vista multivariante. Su empleo conjunto con la herramienta SIMPROF (perfiles

---

de similitud, Clarke, 2008), ha constatado la existencia de las 8 asociaciones de especies descritos anteriormente.

El análisis de correspondencia, aplicado a las proporciones del número total de individuos capturados, mostró que existe una dependencia entre las especies y los ambientes donde fueron capturadas.

Algunas especies, como *Stephanolepis hispidus*, *Spondyliosoma cantharus* y *Bothus podas maderensis*, son capturadas en gran medida en los tres ambientes de estudio.



## CAPÍTULO 5

### Discusión general

En ciertos aspectos, el campo de arrecifes artificiales ubicado en la Bahía de Santa Águeda-Arguineguín (Gran Canaria) muestra una comunidad biológica y asociaciones de peces muy similar a la que puede tener lugar en un arrecife natural próximo (i.e.: Baja de Pasito Blanco).

Como un arrecife artificial de producciones un conjunto de estructuras, de origen natural o antrópico, que se sitúan a propósito sobre un fondo marino poco productivo desde el punto de vista pesquero (e.g. un arenal), y cuya presencia en el lugar de instalación es capaz de modificar los procesos físicos, biológicos, o socioeconómicos, relacionados con los recursos vivos (Seaman y Jensen, 2000). Desde su instalación, las estructuras del arrecife comienzan a ejercer un "cambio de estado ambiental" sobre el medio que lo alberga, a través de la "redistribución de la fauna circundante" (Spanier et al., 2011). Como además su empleo puede orientarse a múltiples usos, no sólo como herramienta de gestión pesquera (Seaman y Jensen, 2000), sus efectos pueden producir cambios diversos.

Aunque el campo de arrecifes artificiales de Arguineguín se construyó como parte de la estrategia de gestión pesquera del Gobierno de Canarias, el presente estudio no se ha orientado a evaluar cuál es el papel del mismo como infraestructura pesquera, si tan siquiera participar en el debate sobre si los mismos actúan como elementos de atracción o producción de biomasa (Osemberg et al., 2002). El objeto de este trabajo ha sido sólo evaluar la composición faunística, características de los poblamientos biológicos y evolución de la comunidad biológica (haciendo especial hincapié en los peces), asociada a este ambiente artificial y establecer las oportunas comparaciones con otros ecosistemas naturales próximos.

La capacidad de atracción sobre la fauna que posee el arrecife artificial de Arguineguín lo convierte en un sistema de aspecto semejante al arrecife natural cercano. Así, la evaluación mediante censos visuales ha permitido comprobar que durante los periodos diurnos ambos ecosistemas comparten muchas de las especies. De igual forma, los valores de densidades y biomasa de peces son también equiparables en ambos hábitats. No obstante, estas similitudes se sostiene fundamentalmente en especies que conforman grandes agregaciones diurnas (*Boops boops*, *Pomadasys incisus* y *Pagellus acarne*) en torno a estas estructuras que rompen la homogeneidad del sistema arenoso sobre los que se asientan (Herrera-Pérez, 1998, Castro et al., 2005).

Los valores de densidad y biomasa suelen ser semejantes entre ambos arrecifes debido a que estas especies de hábitos gregarios, que además presentan una capacidad natatoria importante (bien durante el día o la noche, según especies). Estas características, unida a los pocos kilómetros que separan ambos sistemas arrecifales, pueden ser suficientes como para que exista un trasiego de individuos de especies no sedentarias entre ambos ecosistemas.

Por otra parte, la semejanza hallada en la densidad y biomasa de ciertas especies confirma el poder de agregación de ambos sistemas arrecifales. En zonas costeras, la complejidad del hábitat y el tipo de fondo, resultan dos factores claves en cuanto a la constitución de asociaciones de especies de peces (Farré et al., 2015), y ambos hábitats parecen resultar atractivos para estas especies (Herrera-Pérez, 1998; Castro et al., 2005). Y son estas especies también las que hacen que dichos sistemas sean atractivos para los pescadores locales. Curiosamente, las pescas que se desarrollaron en los arrecifes no fueron muy diferentes a las obtenidas sobre los arenales próximos, posiblemente porque en un sistema tridimensionamente tan homogéneos como los arenales las nasas actúan como si fuesen módulos de un arrecife artificial, actuando como puntos de agregación de los peces que transitan sobre ellos.

No obstante, y de acuerdo con los datos registrados, las capturas de las especies que conforman grandes cardúmenes no son las más importantes, porque su relación con las estructuras del arrecife es menos directa, más "aérea". Sólo *Pagellus acarne* fue capturada en el 12% de las trampas utilizadas entre 2003 y 2004, incluyendo las instaladas en los arenales (5%). Esto confirma que existe un

cierto trasiego de especies entre diferentes ecosistemas, y es en este trasiego cuando las nasas ubicadas en los arenales actúan como atractores y se hacen eficaces al convertirse en un arrecife.

Con el objeto de evitar el enmascaramiento producido por las especies más abundantes, tanto en censos, como en nasas, se desarrollaron diversos análisis considerando sólo a las especies más ocurrentes (Sommerfield y Clarke, 2013) y no sólo a las más abundantes. Además, se contempló la disparidad de densidades mediante el empleo de estandarizaciones o transformaciones de los datos (Legendre y Legendre, 2012). De esta manera se logró no sólo contemplar la densidad de especies como una característica diferenciadora, sino incluir también a especies que sin llegar a representar una densidad elevada, presentan una frecuencia relativamente importante y ayudan a describir y distinguir la estructura de la comunidad biológica de ambos arrecifes. Es importante, además, tener en cuenta que la equitatividad, registrada mediante censos, resultó algo mayor en el arrecife natural, lo que implicaría una menor variabilidad en los valores de densidades entre especies (Molles, 2006).

De manera general, las especies más abundantes (constituyentes de cardúmenes), registraron densidades medias inferiores en el arrecife natural, y aquellas de menor importancia numérica mostraron una densidad media algo superior en este hábitat rocoso. Este hecho podría estar muy relacionado con un sistema en el que las especies no necesitan competir por su nicho (Molles, 2006).

Las especies observadas en ambos sistemas arrecifales han sido registradas anteriormente en la zona (Herrera-Pérez, 1998) y algunas de ellas, como *Abudefduf luridus*, *Boops boops*, *Chromis limbata*, *Sparisoma cretense* y *Canthigaster capistrata*, resultan de las más abundantes en fondos litorales de menos de 20 m de profundidad (Tuya et al., 2004).

Por otro lado, las especies que han presentado mayor rendimiento en cuanto a las capturas, tienen que ver muy poco en relación con las que presentaron más densidad en los censos visuales, no así la ocurrencia. Esta circunstancia es una de las que limitan el empleo de nasas en las evaluaciones poblacionales (Miller, 1989). Las especies con un mayor rendimiento en las capturas, en número de individuos, han sido *Stephanolepis hispidus*, *Bothus podas maderensis*, *Spondyliosoma cantharus*, *Pagellus acarne*, *Mullus surmuletus* y *Chromis limbata*. Pero esto no se

---

da de la misma manera según el ambiente, si bien *Stephanolepis hispidus* resulta la más abundante en los hábitats estudiados (43,5 % del total de individuos), esta especie ha resultado de las más abundantes (14 % de individuos) para las capturas evaluadas con nasas durante 2009 en la costa noroeste, noreste y este de Gran Canaria (Islas Canarias) (Garrido-Mederos et al., 2015) y se muestra como de las especies demersales más importantes de las capturas realizadas en el sur grancanario (Mancera-Rodríguez, 2000).

En cuanto al resto de especies capturadas (Tabla 5.2.), la abundancia varía según el ambiente de captura. Las capturas realizadas en el arrecife artificial y arenales presentaron una riqueza de especies, similar y menor a la del arrecife natural. La abundancia está protagonizada en el arrecife artificial por *Stephanolepis hispidus*, *SpondylIOSoma cantharus* (chopa), *Bothus podas maderensis* (tapaculo), *Pagellus acarne* y *Sarpa salpa* (salema), que engloban al 83 % de los individuos capturados. Sin embargo, en el arrecife natural, el 85 % de los ejemplares corresponden a *S. hispidus*, *Diplodus vulgaris*, *Diplodus sargus*, *Chromis limbata*, *Pagellus acarne*, *Sparisoma cretense*, *SpondylIOSoma cantharus* y *Mullus surmuletus*. Pero, en el arenal el 83 % de la abundancia capturada estuvo constituida por *S. hispidus*, *B. podas maderensis*, *Sphoeroides marmoratus* y *S. cantharus*. Esta variabilidad espacial en cuanto a las especies, aunque a mayor escala y en términos de biomasa, también la observan Garrido-Mederos y colaboradores (2015).

**Tabla 5.1.** Estructura de la comunidad de peces (ocurrencia mínima del 5%), observada en al arrecife artificial de Arguineguín o el arrecife natural (Baja de Pasito Blanco).

<b>CENSOS VISUALES</b>	
<b>Arrecife Artificial</b>	<b>Arrecife Natural</b>
<i>Abudefduf luridus</i>	<i>Abudefduf luridus</i>
<b><i>Apogon imberbis</i></b>	<i>Apogon imberbis</i>
<i>Aulostomus strigosus</i>	<b><i>Aulostomus strigosus</i></b>
<i>Boops boops</i>	<i>Boops boops</i>
<b><i>Bothus podas maderensis</i></b>	<i>Bothus podas maderensis</i>
<b><i>Canthigasther capistrata</i></b>	<i>Canthigasther capistrata</i>
<i>Chromis limbata</i>	<i>Chromis limbata</i>
<i>Coris julis</i>	<i>Coris julis</i>
<i>Diplodus cervinus cervinus</i>	<b><i>Diplodus cervinus cervinus</i></b>

CENSOS VISUALES	
Arrecife Artificial	Arrecife Natural
<i>Diplodus sargus cadenati</i>	<b><i>Diplodus sargus cadenati</i></b>
<i>Diplodus vulgaris</i>	<b><i>Diplodus vulgaris</i></b>
<i>Heteropriacanthus cruentatus</i>	<i>Heteropriacanthus cruentatus</i>
<i>Mullus surmuletus</i>	<i>Mullus surmuletus</i>
<b><i>Muraena augusti</i></b>	<i>Muraena augusti</i>
<i>Pagellus acarne</i>	<i>Pagellus acarne</i>
<i>Pagrus auriga</i>	<b><i>Pagrus auriga</i></b>
<i>Pomadasys incisus</i>	<i>Pomadasys incisus</i>
<i>Scorpaena maderensis</i>	<i>Scorpaena maderensis</i>
<b><i>Serranus atriacuda</i></b>	<i>Serranus atriacuda</i>
<i>Serranus cabrilla</i>	<i>Serranus cabrilla</i>
<i>Sparisoma cretense</i>	<b><i>Sparisoma cretense</i></b>
<i>Sphoeroides marmoratus</i>	<i>Sphoeroides marmoratus</i>
<i>Sphyraena viridensis</i>	<i>Sphyraena viridensis</i>
<i>SpondylIOSoma cantharus</i>	<i>SpondylIOSoma cantharus</i>
<i>Stephanolepis hispidus</i>	<i>Stephanolepis hispidus</i>
<i>Synodus saurus</i>	<i>Synodus saurus</i>
<i>Thalassoma pavo</i>	<b><i>Thalassoma pavo</i></b>

**Tabla 5.2.** Estructura de la comunidad de peces (ocurrencia mínima del 5%), capturada en al arrecife artificial de Arguineguín o el arrecife natural (Baja de Pasito Blanco).

TRAMPAS PARA PECES (NASAS)		
Arrecife Artificial	Arrecife Natural	Arenal
	<i>Boops boops</i>	<i>Boops boops</i>
<b><i>Bothus podas maderensis</i></b>	<i>Bothus podas maderensis</i>	<b><i>Bothus podas maderensis</i></b>
<i>Chromis limbata</i>	<b><i>Chromis limbata</i></b>	<i>Chromis limbata</i>
<i>Diplodus sargus cadenati</i>	<b><i>Diplodus sargus cadenati</i></b>	<i>Diplodus sargus cadenati</i>
<i>Diplodus vulgaris</i>	<b><i>Diplodus vulgaris</i></b>	
<i>Mullus surmuletus</i>	<b><i>Mullus surmuletus</i></b>	<i>Mullus surmuletus</i>
<b><i>Octopus vulgaris</i></b>	<i>Octopus vulgaris</i>	<i>Octopus vulgaris</i>
<b><i>Pagellus acarne</i></b>	<i>Pagellus acarne</i>	<b><i>Pagellus acarne</i></b>
<i>Pagellus erythrinus</i>	<i>Pagellus erythrinus</i>	<b><i>Pagellus erythrinus</i></b>
<i>Pagrus auriga</i>	<b><i>Pagrus auriga</i></b>	
<i>Pomadasys incisus</i>	<i>Pomadasys incisus</i>	<i>Pomadasys incisus</i>

TRAMPAS PARA PECES (NASAS)		
Arrecife Artificial	Arrecife Natural	Arenal
<i>Sarpa salpa</i>	<i>Sarpa salpa</i>	<i>Sarpa salpa</i>
<i>Sepia officinalis</i>	<i>Sepia officinalis</i>	<b><i>Sepia officinalis</i></b>
<i>Sparisoma cretense</i>	<b><i>Sparisoma cretense</i></b>	<i>Sparisoma cretense</i>
	<i>Sphoeroides marmoratus</i>	<b><i>Sphoeroides marmoratus</i></b>
<b><i>SpondylIOSoma cantharus</i></b>	<b><i>SpondylIOSoma cantharus</i></b>	<i>SpondylIOSoma cantharus</i>
<b><i>Stephanolepis hispidus</i></b>	<b><i>Stephanolepis hispidus</i></b>	<b><i>Stephanolepis hispidus</i></b>

De manera general, tanto los censos como las capturas muestran a *Chromis limbata*, *Diplodus* spp., *Pagrus auriga*, *Sparisoma cretense* y *Thalassoma pavo*, como las especies que diferencian en gran medida las estructuras descritas en ambos arrecifes, pues se las suele observar y capturar en el arrecife natural. Mientras que por el lado del arrecife artificial, algunas especies que definen bien la estructura observada no son pescables con las nasas, como *Apogon imberbis*. Sin embargo, otras que también resultan importantes en el arrecife artificial, como *Muraena augusti* o *Serranus atricuada*, no suelen pescarse en la zona. Ello plantea cierta hipótesis, ya descrita anteriormente (Castro et al., 2004), sobre la posibilidad de que el efecto atrayente de la nasa se vea mitigado por la "sombra" que producen los efectos atrayentes de los módulos arrecifales. Un fenómeno parecido ha sido descrito en arrecifes naturales del Mar Caribe (Robichaud et al., 2000).

La similitud de las características de las capturas más abundantes en el arrecife artificial y en el arenal puede tener varias explicaciones. En primer lugar, en la homogeneidad estructural de los arenales, las nasas pueden estar actuando como un arrecife artificial, atrayendo a los peces. Esto se explica en parte a que el número de especies y la biomasa censada en los arenales durante el día y en ausencia de nasas, fue siempre muy inferior a los valores obtenidos en el arrecife artificial.

No se puede descartar que en el arrecife artificial esté ocurriendo un efecto de despesque, y que en cierta medida sea éste el que haya reducido la riqueza y abundancia hasta niveles que no las hacen diferente a las encontradas en los arenales (Castro et al, 2005). En realidad, las embarcaciones faenan en mayor

proporción en la proximidad inmediata al arrecife artificial, en comparación con las zonas de arenales, lo que determina que probablemente el número de nasas por unidad de superficie en la estructura artificial sea más alto que en ningún otro sistema próximo (Fig. 5.1).

Un elevado factor de concentración de esfuerzo pesquero en el entorno del arrecife artificial también podría explicar algunas de las diferencias halladas entre este ambiente y el natural. En este último, el calado de nasas por parte de la flota artesanal que faena en la zona es prácticamente anecdótico, principalmente debido al efecto disuasorio que representan la presencia de los buceadores que visitan diariamente la baja de Pasito Blanco, hecho que se está trasladando el arrecife artificial (Castro et al., 2005) y algunos pescadores de la zona constatan. Por otro lado, las diferencias en la composición de las capturas de peces en ambos sistemas de arrecifes puede tener su explicación en otros factores, ya que se encuentra localizados a profundidades ligeramente distintas (de 19 a 22 m en el arrecife artificial, y de 14 a 18 en el natural), así como en lo referente a la distancia de la costa (4,2 Km aproximadamente para el arrecife artificial y 2,5 Km para el arrecife natural). También la existencia de cobertura de macroalgas, la densidad de *Diadema africanum*, el grado de exposición a la corriente (debido a la situación más al oeste del arrecife natural), y el nivel de continuidad-discontinuidad de las estructuras duras que constituyen ambos arrecifes, pueden ser factores que influyan en la composición de la comunidad de peces asociada a cada hábitat.

La mayor presencia de cobertura de macroalgas en el AN podría ser el principal motivo de la predominancia en el mismo de especies herbívoras o de aquellas que se alimentan de la fauna epibionte, como es el caso de *Sparisoma cretense* (Quignard y Pras, 1986), *Chromis limbata*, juveniles de *Pagrus auriga* (Chakroun-Marzouk y Kartas, 1987) y *Diplodus spp.* Las algas, además de servir de refugio durante las horas de nocturnidad a invertebrados y juveniles de peces, aumentan la heterogeneidad secundaria (ver concepto en Svane y Petersen, 2001), lo que puede favorecer la presencia de determinadas especies. Sin embargo, también es posible que el diseño del arrecife artificial podría ser menos atractivo para otras especies de peces que el arrecife natural, según los requerimientos de

cada una, tanto en la complejidad, como en la heterogeneidad tridimensional (Beck, 2000).

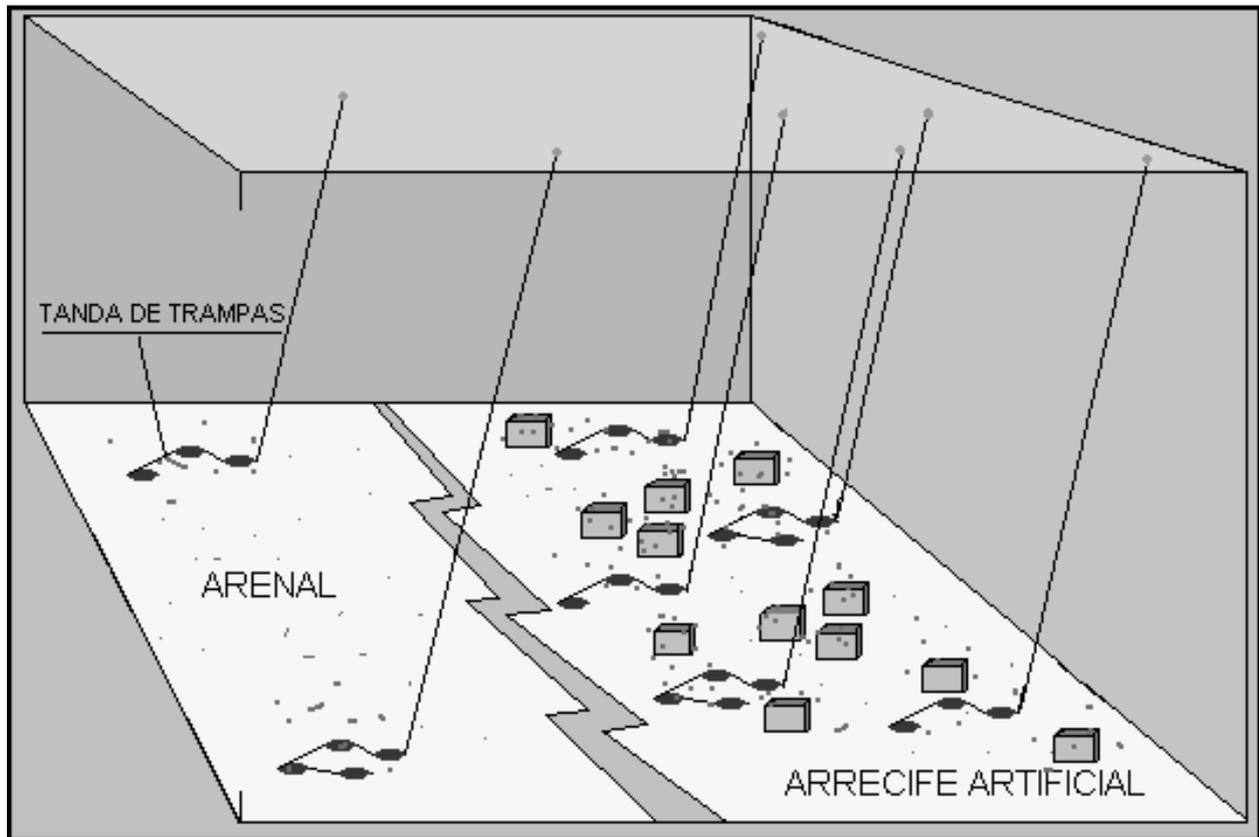


Figura 5.1. Esquema que muestra una situación típica de pesca en la zona estudiada.

## CAPÍTULO 6

### Referencias bibliográficas

- Almonacid-Rioseco, E. 2006. Contribución a la ecología de *Sepia officinalis* (Cephalopoda:Sepiidea) en Gran Canaria. Tesis Doctoral, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. 167 pp
- Anderson, M.J. & D. C. I. Walsh. 2013. PERMANOVA, ANOSIM and the Mantel test in the face of heterogeneous dispersions: What null hypothesis are you testing? *Ecological Monographs* 83 (4): 557-574.
- Anderson, M.J. 2005. PERMANOVA: a FORTRAN computer program for permutational multivariate analysis of variance. Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand.
- Anderson, M.J. 2004. CAP: a FORTRAN computer program for canonical analysis of principal coordinates. Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand.
- Anderson, M.J. & Legendre, P. 1999. An empirical comparison of permutation methods for tests of partial regression coefficients in a linear model. *Journal of Statistical Computation and Simulation* 62: 271-303.
- Anderson, M.J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26: 32-46.
- Anderson, M. J., & J. Robinson (2003). Generalized discriminant analysis based on distances. *Aust. N. Z. J. Stat.* 45 (3) , 301-318.
- Anderson, M. J., & Willis, T. J. (2003). Canonical analysis of principal coordinates: a useful method of constrained ordination for ecology. *Ecology* 84 (2) , 511-525.

- Anderson, M.J. & ter Braak, C.J.F. 2003. Permutation tests for multi-factorial analysis of variance. *Journal of Statistical Computation and Simulation* 73: 85-113.
- Anderson, M.J. & R.B. Millar. 2004. Spatial variation and effects of habitat on temperate reef fish assemblages in northeastern New Zealand. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 305: 191-221.
- Arena, G., L. Barea & O. Defeo. 1994. Theoretical evaluation of trap capture for stock assessments. *Fish. Res.* 19: 349-362.
- Bakus, G.J. 2007. Quantitative analysis of marine biological communities: field biology and environment. Wiley-Interscience. United States of America. 435 pp.
- Bas, C, J.J. Castro, V. Hernández-García, J.M. Lorenzo, T. Moreno, J.G. Pajuelo y A.G. Ramos. 1995. *Las Pesca en Canarias y áreas de influencia*. Ediciones del Cabildo Insular de Gran Canaria. 331 pp.
- Bas, C. 2005. Fishery research: current approaches, tensions and emerging aspects. The future and how to approach it. *Sci. Mar.* 69 (Suppl. 1): 139-156.
- Beck, M.W. 2000. Separating the elements of habitat structure: independent effects of habitat complexity and structural components on rocky intertidal gastropods. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 249: 29- 49.
- Bohnsack, J. A. and S. P. Bannerot. 1986. A stationary visual census technique for quantitatively assessing community structure of coral reef fishes. NOAA Technical Report NMFS 41. 15 pp.
- Bohnsack, J. A. and D. E. Harper. 1988. Length-weight relationships of select marine reef fishes from the southeastern United States and the Caribbean. *NOAA Tech. Mem. NMFS-SEFC-215*: 31 pp.
- Bohnsack, J.A. 1989. Are high densities of fishes at artificial reefs the result of habitat limitation or behavioral preference? *Bull. Mar. Sci.* 44:631-645.
- Bohnsack, J.A., A.M. Ecklund & A.M. Szmant. 1997. Artificial reef research: Is there more than the attraction-production issue? *Fisheries* 22(4):14-16.
- Borcard, D., F. Gillet & P. Legendre. 2011. *Numerical Ecology with R*. Springer. 319 pp.
- Bortone, S. A. and J. A. Bohnsack. 1991. Sampling and studying fish on artificial reefs. In: Artificial reef research. Diver's handbook. J. G. Halusky; ed. TP 63, Florida Sea Grant College Program.
- Bortone, S.A., J.L. Van Tassell, A. Brito, J.M. Falcon, J. Menia & C.M. Bindrick. 1994. Enhancement of the nearshore fish assemblage in the Canary Islands with artificial habitats. *Bulletin of Marine Science* 55: 602-608.

- Bray, J.R. & J.T. Curtis. 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs*. Vol. 27, Nº 4, 325-349.
- Bussotti, S., P. Guidetti y G. Belmonte. 2003. Distribution patterns of the cardinal fish, *Apogon imberbis*, in shallow marine caves in southern Apulia (SE Italy). *Ital. Zool.* 70:153-157.
- Cao, Y. & D.P. Larsen. 2001. Rare species in multivariate analysis for bioassessment: some considerations. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 20(1): 144-153.
- Castillo, R., Gómez, J.A. & P. Guamán. 1987. Experiencia de un biotopo artificial en la Bahía de Gando. Gran Canaria. Centro de Tecnología Pesquera. Excmo. Cabildo Insular de Gran Canaria. 23 pp.
- Castro H., J.J., F. Bordes C., J.L. Hernández L., C. Cuyás L., Y. Pérez G. 2002. Seguimiento científico del sistema de arrecifes artificiales ubicados en la Bahía de Santa Águeda (Arguineguín, Gran Canaria). Viceconsejería de Pesca. Gobierno de Canarias. 59 pp.
- Castro H., J.J., Y. Pérez G., C. Cuyás L., F. Bordes C., J.L. Hernández L., M. Reuss S. 2003. Seguimiento científico del sistema de arrecifes artificiales ubicados en la Bahía de Santa Águeda (Arguineguín, Gran Canaria). Viceconsejería de Pesca. Gobierno de Canarias. 120 pp.
- Castro H., J.J., Y. Pérez G., E. Almonacid R., C. Cuyás L., F. Bordes C., J.L. Hernández L., 2004. Seguimiento científico del sistema de arrecifes artificiales ubicados en la Bahía de Santa Águeda (Arguineguín, Gran Canaria). Viceconsejería de Pesca. Gobierno de Canarias .119 pp.
- Castro H., J.J., Y. Pérez G., J.L. Hernández L., P. De Roock, E. Almonacid R., 2005. Seguimiento científico del sistema de arrecifes artificiales ubicados en la Bahía de Santa Águeda (Arguineguín, Gran Canaria). Viceconsejería de Pesca. Gobierno de Canarias. 117 pp.
- Castro, J.J., V. Hernández G., J.L. Hernández L., E. Almonacid R., Y. Pérez G. y A.T. Santana O. 2006. Seguimiento científico de los sistemas de arrecifes artificiales ubicados en el litoral de las islas de Lanzarote, Fuerteventura, Gran Canaria y la Palma. Viceconsejería de Pesca. Gobierno de Canarias.
- Castro, J.J., J.L. Hernández L., Y. Pérez G. y A.T. Santana O. 2007. Seguimiento científico de los sistemas de arrecifes artificiales ubicados en el litoral de las islas de Lanzarote, Fuerteventura, Gran Canaria y la Palma. Viceconsejería de Pesca. Gobierno de Canarias.
- Castro, J.J. y V. Hernández. 2010. Seguimiento científico de los sistemas de arrecifes artificiales ubicados en el litoral de las Islas de Lanzarote, Fuerteventura, Gran Canaria y La Palma. Viceconsejería de Pesca.
-

- Chakroun-Marzouk, N. & F. Kartas. 1987. Denture et regime alimentaire des espèces du genre *Pagrus* (Piscis, Sparidae) des côtes Tunisiennes. *Cybium* 11(1): 3-19.
- Clarke, K.R., P. J. Somerfield & R.N. Gorley. 2008. Testing of null hypothesis in exploratory community analyses: similarity profiles and biota-environment linkage. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 366, 56-69.
- Clarke, K.R., P.J. Somerfield & M.G. Chapman. 2006. On resemblance measure for ecological studies, including taxonomic dissimilarities and zero-adjusted Bray-Curtis coefficient for denuded assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 330: 55-80.
- Clarke, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18, 117-143.
- Claudet, J., D. Pelletier, J.-Y. Jouvenel, F. Bachet & R. Galzina 2006. Assessing the effects of marine protected area (MPA) on a reef fish assemblage in a northwestern Mediterranean marine reserve: Identifying community-based indicators. *Biological Conservation* 130(3): 349-369.
- Christian, R., F. Steimle & R. Stone. 1998. Evolution of marine artificial reef development. A philosophical review of management strategies. *Gulf of Mexico Science*, 16(1):32-36.
- Compagno, L. J. V. 1984. Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date. Part 1. Hexanchiformes to Lamniformes. FAO species catalogue. 4. 249 pp.
- Crossland, J. 1976. Fish trapping experiments in northern New Zealand waters. *N. Z. J. Mar. Freshwat. Res.* 10: 511-516.
- DeMartini, E.E. & D. Roberts. 1983 An Empirical test of biases in the rapid visual technique for species-time censuses of reef fish assemblages. *Marine Biology* 70: 129-134.
- Diedrich, A, J. Tintoré & F. Navinés. 2010. Balancing science and society through establishing indicators for integrated coastal zone management in the Balearic Islands. *Marine Policy* 34: 772-781.
- Espino, F., A. Boyra, F. Tuya, R. Haroun. 2007. *Guía visual de especies marinas de Canarias*. 2ª Edición. Gobierno de Canarias. Canarias. 482 pp.
- Dufrêne, M. y P. Legendre. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological monograph* 67(3): 345-366
- Favaro, B., D.T. Rutherford, S.D. Duff & I. M. Côté. 2010. Bycatch of rockfish and other species in British Columbia spot prawn traps: Preliminary assessment using research traps. *Fisheries Research* 102: 199-206
-

- Field, J.G., K.R. Clarcke, R.M. Warwick. 1982. A practical strategy for analysing multispecies distribution patterns. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 8: 37-52
- Fujii, T. 2015. Temporal variation in environmental conditions and the structure of fish assemblages around an offshore oil platform in the North Sea. *Marine Environmental Research* 108: 69-82.
- García-Mederos, A.M., F. Tuya, V. Tuset. 2015. The structure of a nearshore fish assemblage at an oceanic island: insight from small scale fisheries through bottom traps at Gran Canary Island (Canary Islands, eastern Atlantic). *Aquat. Living Resour.* 28, 1-10 pp.
- García-Pérez, A. 2006. Métodos avanzados de estadística aplicada. Técnicas avanzadas. Educación Permanente. Programa de Enseñanza Abierta. Universidad Nacional de Educación a Distancia. 321 pp.
- Garrido-Sanahuja, M.J. 2003. *Contribución al conocimiento de "Diadema antillarum" Philippi 1845, en Canarias*. Mem. Tesis Doctoral, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. 107 pp.
- Garrison, V.H., C.S. Rogers, J. Beets & A.M. Friedlander. 2004. The habitats exploited and the species trapped in a Caribbean islands trap fishery. *Environmental Biology of Fishes* 71: 247-260.
- Gonçalves, J. M., L. Bentes, P. G. Lino, J. Ribeiro, A. V. Canário and K. Erzini. 1997. Weight-length relationships for selected fish species of the small-scale demersal fisheries of the south and south-westcoast of Portugal. *Fish. Res.* 30: 253-256.
- González-Pajuelo., J. M. and J. M. Lorenzo-Nespereira. 1994. Parámetros biológicos del besugo *Pagellus acarne* (Pisces: Sparidae) en Gran Canaria (Islas Canarias). *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.* 10 (2) 155-164.
- González-Pajuelo, J.M., J.M<sup>a</sup>. Lorenzo-Nespereira & M. Méndez-Villamil-Mata. 1996. Determinación del estado de explotación de la breca *Pagellus erythrinus* (Linnaeus, 1758) en aguas de Gran Canaria a través del análisis de cohorte en longitud. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.* 12 (2): 115-130.
- González-Pajuelo, J.M. 1997. *La pesquería artesanal canaria de especies demersales: análisis y ensayo de dos modelos de evaluación*. Mem. Tesis Doctoral, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. 347 pp.
- González-Pajuelo, J.M. & J. M<sup>a</sup> Lorenzo-Nespereira. 2001. Estado de explotación de la chopo *Spondyllosoma cantharus* (Linnaeus, 1758) en aguas de Gran Canaria (Islas Canarias). *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.* 17 (3 y 4): 271-277.
- González-Pajuelo, J., I. Martínez, J.A. González, J.M. Lorenzo, A. García Mederos, R. Domínguez-Soane y C.M. Hernández-Cruz. 2006. Growth pattern and age
-

- estimation of the coastal sparid fish *Pagrus auriga* on the Canary Islands shelf. *Fisheries Research* 82: 7–13.
- Gotelli, N.J. & A.M. Ellison. 2004. *A Primer of Ecological Statistics*. Sinauer Associates, Inc. Publishers Sunderland, Massachusetts, USA. 510 pp.
- Grossman, G.D., P.J. Geoff & W. J. Seaman, jr. 1997. Do artificial reef increase regional fish production? A review of existing data. *Fisheries*. 22(4): 17- 23.
- Grove, R.S. & C.S. Sonu. 1985. Fishing reef planning in Japan. In: Artificial reef (D'Itril, Ed.). *Lewis Publ. Inc.*, 1985:187-251.
- Guerra-Sierra, A. y J. L. Sánchez-Lizaso. 1998. *Fundamentos de explotación de recursos vivos marinos*. Acribia (Ed.). Zaragoza. 249 pp.
- Hair, J. F., R. E. Anderson, R. L. Tatham, and W. C. Black. 2004. *Análisis multivariante*, 5nd, Pearson-Prentice Hall. Editorial Pearson. Prentice Hall. Madrid. 799 pp.
- Haroun, R.J.; M, Gómez, J.J. Hernández, R. Herrera, D. Montero, T. Moreno, A. Portillo, M.E. Torres & E. Soler. 1994. Environmental description of an artificial reef site in Gran Canaria (Canary Islands, Spain) prior to reef placement. *Bull. Mar. Sci.*, 55(2-3):932-938.
- Hernández, J.C., S. Clemente, C. Sangil y A. Brito. 2008. The key role of the sea urchin *Diadema* aff. *Antillarum* in controlling macroalgae assemblages throughout the Canary Islands (eastern subtropical Atlantic): An spatio-temporal approach. *Marine Environmental Research* 66: 259-270.
- Hernández-García, V., J.L. Hernández-López & J.J. Castro. 1998. The octopus (*Octopus vulgaris*) in the small-scale trap fishery off Canary Islands (Central-East Atlantic). *Fisheries Research* 35:183-189.
- Hernández-López, J. L. 2001. *Biología, ecología y pesca del pulpo común (Octopus vulgaris Cuvier, 1797) en aguas de Gran Canaria*. Memoria de Tesis Doctoral, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. 197 pp.
- Herrera-Pérez, R., T. Moreno, A. Casaña, E. Soler, H. Larsen & R. Haroun. 1995. Three years study of benthic communities on an artificial reef in Canary Islands. Proceeding ECOSET'95, Tokyo. Nov. 1995.
- Herrera-Pérez, R. 1998. *Dinámica de las comunidades bentónicas de los arrecifes artificiales de Arguineguín (Gran Canaria) y Lanzarote*. Memoria de Tesis Doctoral, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. 355 pp.
- Herrera-Pérez, R., F. Espino, M. Garrido and R.J. Haroun. 2002. Observations on fish predation on two artificial reefs in the Canary Islands. *ICES Journal of Marine Science*, 59: S69-S73.
-

- Hixon, M.A. & J.P. Beets. 1993. Predation, prey refuges, and the structure of coral-reef fish assemblage. *Ecological Monographs*, 63(1):77-101.
- Hurlbert, S.H. 1984. Pseudoreplication and the desing of ecological field experiments. *Ecological Monographs*, 54 (2) 187 - 211.
- Johnson, C.S. 2001. The artificial reef debate. *California Coast and Ocean*, 17(1):18-21.
- Jongman, R.H.G., C.J.F. Ter Braak, & O.F.R. van Tongeren (eds). Data analysis community and landscape ecology. Cambridge Univeristy Press, Cambridge.
- Kakimoto, H., K. Tsumura & M. Noda. 1998. Creation of fishing ground and nursery by the artificial reef technique. *Fish. Eng. Japan* 34(3):305-311.
- Kennelly, S.J., Craig, J.R. 1989. Effects of trap design, independence of traps and bait on sampling population of spanner crabs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 51: 49 - 56.
- Khailov, K.M., G.E. Vimbad, S.A. Kovardakov, A.V. Prazukin & Y. Yurchenko. 1999. Experimental models of artificial reef and the related ecological criteria. In: *The sea and coast of Sevastopol, Ukraine: ecosystem processes and services to the society (Pavlova, E.V. & N.V. Shadrin, eds.)*. Sevastopol, Ukraine. pp. 25-33.
- Kingsford, M.J. 1998a. Analytical aspects of sampling design (chapter 3). In *Studying temperate marine environments. A handbook for ecologist*. Eds M. Kingsford & C. Battershill, pp. 49 - 83. Canterbury University Press. 335 pp.
- Kingsford, M.J. 1998b. Reef fishes (chapter 6). In *Studying temperate marine environments. A handbook for ecologist*. Eds M. Kingsford & C. Battershill, pp. 132 - 166. Canterbury University Press. 335 pp.
- Koslow, J.A., F. Hanley & R. Wickland. 1988. Effects of fishing on reef fish communities at Pedro Bank and Port Royal Cays, Jamaica. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 43: 201-212.
- Koutrakis, E. T. and A. C. Tsikliras. 2003. Length-weight relationships of fishes from three northern Aegean estuarine systems (Greece). *J. Appl. Ichthyol.* 19: 258-260.
- Legendre, P. & L. Legendre, 2012. Numerical Ecology. Third English Edition. Developments in Environmental Modelling, 24. Elsevier. Great Britain. 990 pp.
- Leps, J. & P. Smilauer. 2003. *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO*. Ed. Cambridge (Univeristy Press). U.K. 269 pp.
- Mancera-Rodríguez., N. J. 2000. *Estudio de la biología, ecología y pesquería de "Stephanolepis hispidus" (Linnaeus, 1766) (Pisces: Monacanthidae) en aguas de Canarias*. Mem. Tesis Doctoral, Universidad de las Palmas de Gran Canaria. 302 pp.
-

- Manly, B.F.J. 1997. *Randomization, Bootstrap and Monte Carlo Methods in Biology*, 2<sup>nd</sup> English edition. Chapman & Hall, London. 399 pp.
- Margalef, R. 1986. *Ecología*. Ediciones Omega. Barcelona. 951 pp.
- Martín-Andrés A. y J. De Dios Luna del Castillo. 1998. *Bioestadística para ciencias de la salud*. Editorial Norma. Madrid. 622 pp.
- Martín-Sosa, P. 2012. Fisheries around Outermost Regions: Canary Islands. Report for the Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries, European Commission. Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Canarias: 61 pp.
- McGarigal, K.; Cushman, S. & S. Stafford. 2000. *Multivariate statistics for wildlife and ecology research*. Ed. Springer-Verlay New York.Inc. United States of America. 283 pp.
- Medina, J.R. 1992. *Arrecifes artificiales en la protección de costas y la mejora de la productividad pesquera*. Análisis y propuesta de actuación. I. Jornadas en ciencias y tecnologías marinas. Alicante, 8-10 de junio de 1992. (mimeo).
- Miller, R.J. 1983. How many traps should a crab fisherman fish? *N. Am. J. Fish. Manag.*, 3:1-8.
- Miller, P. J. & W. Hunte. 1987. Effective area fishes by Antillean fish traps. *Bull. Mar. Sci.* 40: 484-493.
- Miller, R. J. 1989. Traps as a survey tool for animal density. *Proc. Gulf Carib. Fish. Inst.*, 39:331-339.
- Miller, R. J. 1990. Effectiveness of crabs and lobster traps. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 47: 1228-1251.
- Miller, R.J., A.J. Adams, J.P. Ebersole & E. Ruiz. 2007. Evidence for positive density-dependent effects in recovering *Diadema antillarum* population. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 349: 215-222.
- Molles, M.C. Jr. 2006. *Ecología. Conceptos y aplicaciones*. 3<sup>a</sup> Edición. Mc Graw-Hill.Interamerica. España. 671 pp
- Morato, T, P. Afonso, P. Lourinho, J. P. Barreiros, R. S. Santos and R. D. M. Nash. 2001. Length-weight relationships for 21 coastal fish species of the Azores, north-eastern Atlantic. *Fisheries Research* 50 (3): 297-302.
- Morey, G., J. Moranta, E. Massuti, A. Grau, M. Linde, V. Riera and B. Morales-Nin. 2003. Weight - length relationships of litoral to lower slope fishes from the western Mediaterranean. *Fisheries Research* 62: 89-96.
-

- Moutopoulos, D. K. and K. I. Stergiou. 2002. Length-weight and length-length relationships of fish species from the Aegean Sea (Greece). *J. Appl. Ichthyol.* 18: 200-203.
- Munro, J.L. 1974. The mode of operation of Antillean fish traps and the relationships between ingress, escapement, catch and soak. *J. Cons. int. Explor. Mer.* 35 (3): 337-350.
- Neves dos Santos, L., D. Shimada-Brotto y I. Rosental-Zalmon. 2011. Assesing artificial reef for fisheries management. A 10-year assessment off the Northern Coast of Rio de Janeiro. 125-139 pp. In *Artificial reef in fisheries management*. Edited by Bortone, S.A, F. Pereira Brandini, G. Fabi & S. Otake. CRC Press. USA. 332 pp.
- Ogawa, Y. 1973. Problems of artificial reefs for propagating of fish in shallow water. In: *Propagation of marine resources of the Pacific Ocean. Papers presented at the first Japan-URSS Joint Symposium on Aquaculture of the Pacific Ocean, 1-4 December 1972, Tokyo and Shimizu* Motoda, S. Tokyo Japan Tokai Univ.
- Oksanen, J., F. Guillaume- Blanchet, R. Kindt, P. Legendre, P. R. Minchin, R. B. O'Hara, G. L. Simpson, P. Solymos, M. Henry H. Stevens, Helene Wagner. 2015. *Community Ecology Package*. Package 'vegan' for R: a Language and Environment for Statistical Computing. 285 pp.
- Osenberg, C.W., C.M. St. Mary, J.A. Wilson and W.J. Lindberg. 2002. A quantitative framework to evaluate the attraction- production controversy. *ICES Journal of Marine Science*, 59: S214-S221.
- Peña-Sánchez de Ribera, D. 2010. Regresión y diseño de experimentos. Alianza Editorial. Madrid. 744 pp.
- Pérez-González, Y. F. Tuya y J.J. Castro-Hernández. 2006. Estructura de las capturas de peces mediante trampas en un arrecife artificial (Gran Canaria, Islas Canarias) en contraste con dos ambientes adyacentes. XIV Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina.
- Piñol, J. y J. Martínez-Vilalta. 2006. *Ecología con números. Una introducción a la ecología con problemas y ejercicios de simulación*. Lynx Edicions. Bellaterra (Barcelona). 419 pp
- Polovina, J.J. 1991. Fisheries applicatons and biological impact of artificial habitats. Pag 153-176 in Seaman, W.Jr. y L.M. Sprague., Ed. *Artificial reef evaluation with application to natural marine habits*. CRC Press LLC (Ed.). Florida (U.S.A.). 246 pp.
- Quinn, G. & M. Keough. 2002. *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. Cambridge University Press. 537 pp
-

- Quignard, J.P. & A. Pras. 1986. Scaridae. p 943-944. In *Fishes of the north-eastern Atlantic and the Mediterranean*. Eds. P.J.P. Whitehead, M.L. Bauchot, J.C. Hureau, J. Nielsen and E. Tortonese. UNESCO, Paris. Vol. 2.
- R Development Core Team, 2015. R: a Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ramos, A.A., L. Martínez, A. Aranda, J.T. Boyle, J.E. Guillén y J.L. Sánchez-Lizaso. 1992. Arrecifes artificiales como elementos de protección en el litoral Mediterráneo Español. I. Jornadas en ciencias y tecnologías marinas. Alicante, 8-10 de junio de 1992. (mimeo).
- Ricklefs, R.E. & G.L. Miller. 1999. *Ecology*. Printed in the United States of America. W. H. Freeman and Company, New York. 822 pp.
- Rico, V., J. I. Santana, J.A. González. 2002. Técnicas de pesca artesanal en la isla de Gran Canaria. *Monogr. Inst. Canario Cienc. Mar.*, 3 (2ª Edición): 1-318 pp.
- Ripley, B., B. Venables, D. M. Bates, K. Hornik, A. Gebhardt, & D. Firth. 2015. *Support Functions and Datasets for Venables and Ripley's MASS*. Package 'MASS' for R: a Language and Environment for Statistical Computing. 169 pp.
- Robichaud, D., W. Hunte & M.R. Chapman. 2000. Factors affecting the catchability of reef fishes in Antillean fish traps. *Bulletin of Marine Science* 67 (2): 831-844.
- Rodríguez, A., Hernández, J. C., Clemente, S. & Coppard, S. E. 2013. A new species of *Diadema* (Echinodermata: Echinoidea: Diadematidae) from the eastern Atlantic Ocean and a neotype designation of *Diadema antillarum* (Philippi, 1845). *Zootaxa* 3636, 144-170.
- Russell BC, F.H. Talbot, G.R.V. Anderson, B. Goldman. 1978. Collection and sampling of reef fishes. In: Stoddart DR. Johannes RE (eds) *Coral reefs research methods*. UNESCO, Paris, p 329-345.
- Sale, P.F. 1980. The ecology of fishes on coral reefs. *Oceanogr Mar Biol Annu Rev* 18: 367-421.
- Sale, P.F. & B.J. Sharp. 1983. Correction for bias in visual transects of coral reef fishes. *Coral Reefs* 2:37-42
- Sánchez-Jerez, P. & A. Ramos-Espla. 2000. Changes in fish assemblages associated with the deployment of an antitrawling reef in seagrass meadows. *Transactions of the American Fisheries Society*, 129(5):1150-1159.
- Sanjeeva Raj, P.J. 1996. Artificial reef fo a sustainable coastal ecosystem in India, involving fisherfolk participation. *Bulletin of the Central Marine Fisheries Research Institute* 48:1-3.
- Santos, M. N., M. B. Gaspar, P. Vasconcelos and C. C. Monteiro. 2002. Weight-length relationships for 50 selected fish species of the Algarve coast (southern Portugal), *Fisheries Research* 59 : 289-295.
-

- Santurtun, M. 1995. Catch structure and dynamics of Antillean Z-traps on a coral reef: interaction between trap characteristics and fish behaviour. Unpublished MSc thesis, James Cook University, Townsville. 73 pp.
- Seaman, J.W., R. Grove, D. Whitmarsh, M. Neves-Santos, G. Fabi, C. Gil-Kim, G. Relini & T. Pitcher. 2011. Artificial reefs as unifying and energizing factors in future research and management of fisheries and ecosystems. 7-29 pp. In *Artificial reef in fisheries management*. Edited by Bortone, S.A, F. Pereira Brandini, G. Fabi & S. Otake. CRC Press. USA. 332 pp.
- Seaman, J. W. 2000. *Artificial reef evaluation with application to natural marine habits*. CRC Press LLC (Ed.). Florida (U.S.A.). 246 pp.
- Shannon, C.E. & W. Weaver. 1949. *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press. Urbana, IL. E.E.U.U. 144 pp.
- Sherman, R.L., D.S. Gilliam & R.E. Spieler. 2001. Effects of refuge size and complexity on recruitment and fish assemblage formation on small artificial reefs. In: Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute (Cresweel, R.L., ed.), 52:455-467.
- Singh, W, E. Hjørleifsson & G. Stefansson. 2011. Robustness of fish assemblages derived from three hierarchical agglomerative clustering algorithms performed on Iceland groundfish survey data. *ICES Journal of Marine Science* 68 (1): 189-200.
- Solari, A.P., J.J. Castro-Hernández & C. Bas. 2001. Especies indicadoras: un nuevo concepto para el control y gestión de la pesca con nasas en Canarias. *Vector plus*. Nº.:21:59-69.
- Somerfield, P.J., P.J., M. Burton & W.G. Sanderson. 2014. Analyses of sublittoral macrobenthic community change in a marine nature reserve using similarity profiles (SIMPROF). *Marine Environmental Research* 102: 51-58.
- Somerfield, P.J. & K. R. Clarke. 2013. Inverse analysis in non-parametric multivariate analyses: distinguishing groups of associated species which covary coherently across samples. *Journal of experimental Marine Biology and Ecology* 449: 261-273.
- Spanier, E., K.L. Lavalli y D. Edelist. 2011. Artificial reefs for lobsters. An overview of their application for fisheries enhancement, management, and conservation. Pag 77-109 In *Artificial reef in fisheries management*. Edited by Bortone, S.A, F. Pereira Brandini, G. Fabi & S. Otake. CRC Press. USA. 332 pp.
- Stone, R.B. 1971. Recent development in artificial reef technology. *Mar. Technol. Soc. J.*, 5(6):33-34.
- Svane, Ib & J.K. Petersen. 2001. On the problems of epibioses, fouling and artificial reefs, a review. *Marine ecology*, 22 (3): 169-188.
- Tuya, F., A. Boyra, P. Sánchez-Jerez, C. Barbera y R. J. Haroun. 2004. Relationships between rocky-reef fish assemblages, the sea urchin *Diadema*
-

- antillarum* and macroalgae throughout the Canary Archipelago. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 278:157-169.
- Underwood, A. J. 1997. *Experiments in ecology. Their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge (England), New York, NY, USA: Cambridge University Press. 504 pp.
- Viera-Rodríguez, A., E. Soler-Onis & R. J. Haroun. 1995. Study of the phytobentos from the artificial ref. of Arguineguín (Gran Canaria, Canary Islands). *Bol. Mus. Mun. Funchal*, Sup. No. 4: 767-774.
- Wardle, C.S. & C.E. Hollingworth. 1993. *Fish behaviour in relation to fishing operations*. ICES Marine Science Symposia. Vol. 196. International Council for the Exploration of the Sea. Iv+216 pp.
- Whitaker, D. & M. Christman, 2014. Significant Cluster Analysis. Package 'clustsig' for R: a Language and Environment for Statistical Computing. 7 pp.
- Whittaker, R.H. 1952. A Study of Summer Foliage Insect Communities in the Great Smoky Mountains. *Ecological Monographs* 22 (1) 1-44.
- Zuur, A.F., E.N. Ieno & C.S. Elphick. 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology & Evolution* 1: 3-14.
- Zuur, A.F., E.N. Ieno & G.M. Smith. 2007. *Analysing ecological data*. Springer, New York. 672 pp.