

UNIVERSIDAD DE LAS PALMAS DE GRAN CANARIA  
MASTER OFICIAL EN GESTIÓN COSTERA  
FACULTAD DE CIENCIAS DEL MAR

**PATRONES DE COLONIZACIÓN DE PECES Y  
MACROINVERTEBRADOS JUVENILES EN DIFERENTES HÁBITATS  
SUBMAREALES**



Memoria de Investigación presentada por la Lcda. Dña. Sara García Sanz.

Dirigida por el Dr. D. Ricardo J. Haroun Tabraue y el Dr. D. Fernando Tuya Cortés.

Junio 2009

**PATRONES DE COLONIZACIÓN DE PECES Y  
MACROINVERTEBRADOS JUVENILES EN DIFERENTES HÁBITATS  
SUBMAREALES**

Sara García Sanz.

**PATRONES DE COLONIZACIÓN DE PECES Y MACROINVERTEBRADOS JUVENILES  
EN DIFERENTES HÁBITATS SUBMAREALES**

Memoria de Investigación presentada por la Lcda. Dña. Sara García Sanz<sup>1</sup> para optar al grado de Master en Gestión Costera por la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria

Dirigida por el Dr. D. Ricardo J. Haroun Tabraue<sup>1</sup> y el Dr. D. Fernando Tuya Cortés<sup>2</sup>.

*1 – Centro de investigación en Biodiversidad y Gestión Ambiental, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria (BIOGES), Campus de Tafira, 35017 Las Palmas de Gran Canaria, España.*

*2 - Laboratory of Coastal Biodiversity, CIIMAR, Rua dos Bragas 289, 450-123 Porto, Portugal.*

Las Palmas de Gran Canaria, a 16 de Junio de 2009.

**Depósito legal:** GC-720-09

**ISBN:** 978-84-692-4499-9

# Índice

Resumen.....	1
1. Introducción.....	2
2. Material y métodos.....	4
3. Resultados.....	9
4. Discusión.....	18
5. Conclusiones.....	21
6. Agradecimientos.....	23
7. Bibliografía.....	24
ANEXO I: Tablas de resultados	



## **PATRONES DE COLONIZACIÓN DE PECES Y MACROINVERTEBRADOS JUVENILES EN DIFERENTES HÁBITATS SUBMAREALES.**

### **Resumen**

El litoral de las Islas Canarias ha experimentado durante los últimos años una creciente presión ambiental, debilitando los hábitats que predominan en las costas del archipiélago. Estos hábitats actúan como hábitats esenciales para juveniles de gran cantidad de especies, aumentando la supervivencia a través de la protección de depredadores y por la gran cantidad de recursos alimenticios que proporciona. Para evaluar los procesos de colonización de los organismos juveniles en los diferentes hábitats, es preciso realizar un estudio cuantitativo del asentamiento y el reclutamiento de juveniles de peces y macroinvertebrados. En este estudio se determinó el asentamiento y reclutamiento comparando diferentes hábitats y se evaluó la efectividad de colectores artificiales pasivos como oferta de refugio. En Agosto de 2008 se fondearon 96 colectores (distribuidos de la siguiente forma: 4 réplicas x 3 tipos de colectores x 4 hábitats -blanquiza, arena, macroalgas y sebadal- x 2 localidades). Después de un ciclo lunar, los colectores se retiraron y se calculó la abundancia de especies por tipo de colector y hábitat. Entre los principales resultados obtenidos, observamos que el reclutamiento de los equinodermos y los cordados ocurre principalmente en arena, mientras que los juveniles pertenecientes a los filums *mollusca* y *arthropoda* presentaron mayores abundancias en los sustratos vegetados. En cuanto a la efectividad de los colectores, el colector tipo Artificial Seagrass Unit modificado (ASUm) y el tipo Cushion with Artificial Seagrass (CAS), presentaron en general mayor abundancia que el tipo Cushion without Artificial Seagrass (CwAS).

**Palabras clave:** asentamiento, reclutamiento, juveniles, macroinvertebrados, peces, colectores, hábitats, Canarias.

## 1. Introducción

La diversidad de especies marinas, así como de hábitats marinos de las Islas Canarias es reflejo de su geología, paleoclimatología y posición biogeográfica (Haroun, 2003). Los principales hábitats costeros poco profundos incluyen: fondos con sustrato duro o rocoso que albergan bosques de macroalgas frondosas de porte erecto (p.e. género *Cystoseira*) y blanquizales, y fondos con sustrato blando, que pueden albergar praderas de fanerógamas marinas, conocidas en Canarias como “sebadales”, (Brito, 2003). Las costas canarias, como muchas áreas costeras, han experimentado una serie de perturbaciones ambientales en las últimas décadas. Los fondos rocosos se encuentran empobrecidos y alterados por la acción devastadora del erizo de púas largas *Diadema antillarum* Philippi 1845, dando lugar a los “blanquizales” (Tuya *et al.*, 2004). En los fondos arenosos encontramos principalmente los sebadales, los cuales se ven amenazados o degradados por actividades humanas, generalmente por infraestructuras como emisarios submarinos (Haroun *et al.*, 2002-2004). La degradación de estos hábitats supone la pérdida de alimento y refugio para las larvas que pretenden colonizar los hábitats que predominan en las costas canarias.

La destrucción física de hábitats, la contaminación del agua, la introducción de especies exóticas, y la sobreexplotación de recursos pesqueros son actividades antropogénicas que amenazan la integridad ecológica de las comunidades costeras marinas (National Research Council, 1995; Holt, 2002; Caddy, 1993; Myers & Worm 2003). Aunque se integren todas estas perturbaciones ambientales, para la gestión costera es muy difícil predecir el impacto que ello tendrá sobre poblaciones o comunidades marinas (Butler *et al.*, 2005). Estas comunidades proveen numerosos servicios a los humanos. Por ejemplo, existe una preocupación creciente por mantener la actividad de la industria pesquera, que no sólo se ve afectada por los impactos directos de la sobrepesca, sino que se reconoce el peligro adicional como consecuencia de la pérdida del “hábitat esencial para juveniles” (National Research Council, 1999). El papel de hábitat esencial para juveniles que pueden desempeñar diversos hábitats submareales todavía no está del todo evaluado, ni tampoco los diferentes procesos ecológicos implicados en el reclutamiento e incorporación de juveniles y subadultos a las poblaciones de biota marina ya establecidas. En este sentido, aunque el suministro de larvas sea indudablemente la clave para la predicción de la dinámica demográfica de peces y macroinvertebrados, los procesos de asentamiento y post-asentamiento definidos por la estructura del hábitat son igual de importantes (Morgan, 2001; Underwood & Keough, 2001). Los procesos que ocurren durante las etapas larvaria y juvenil afectan a las poblaciones adultas, por lo que el conocimiento de los factores que afectan al asentamiento de larvas y su supervivencia, puede ayudarnos a explicar patrones espacio-temporales en la abundancia de adultos (Smith & Sinerchia, 2004).

La colonización de hábitats por organismos marinos con etapa larvaria planctónica incluye tres fases: a) desarrollo (incluida la dispersión como forma planctónica), b) prueba de idoneidad del hábitat, y c) el asentamiento (Underwood, 1979). Para los invertebrados sésiles, la última fase incluye también el acoplamiento al sustrato y la metamorfosis (Keough & Downes, 1982). Para muchos autores existe una cuarta fase, la supervivencia, que abarca el periodo hasta que los organismos pueden ser contados por un observador. Esta última fase puede durar de horas a meses (Scheltema, 1974). El número de organismos que alcanzan la cuarta fase, es lo que denominamos **reclutamiento**, mientras que los organismos que pasan la tercera fase es lo que llamamos **asentamiento** (Keough & Downes, 1982). Por lo tanto, el reclutamiento se considera

como la combinación de los estados larvarios y juveniles, mientras que el asentamiento implica solo los estados larvarios.

Los factores que determinan la selección del hábitat dependen de características físicas (Srinivasan, 2003), pero también están influenciadas por señales sensoriales (Gardner *et al.*, 2005), como la presencia de otros organismos bentónicos u organismos de la misma especie (Sweatman, 1988; Booth, 1992; Lecchini, 2005; Wright *et al.*, 2005), aunque a nivel de comunidad, se ha sugerido que para algunos sistemas submareales la especie que primero llega puede ser capaz de evitar o limitar la colonización de otra especie, de modo que la abundancia de especies sésiles en tales comunidades puede ser explicada midiendo la capacidad de colonización de las especies que lo componen (Dean & Hurd, 1980; Sutherland & Karlson, 1977; Johnston & Keough, 2003). En ocasiones, se considera que la capacidad de una especie para colonizar un hábitat puede ser medida con exactitud por su tasa de reclutamiento (en general, sobre un periodo de tiempo de 1-2 meses) (Keough & Downes, 1982). La selección del lugar para el asentamiento de los juveniles va a estar determinada por la capacidad del mismo para ofrecer alimento y refugio, y por tanto que su supervivencia sea máxima durante el periodo de post asentamiento (Jones & McCormick, 2002; Leis *et al.*, 2002; Doherty, 2002). Después del asentamiento, factores como la depredación y la competencia pueden modificar la estructura poblacional de los primeros colonos (Webster, 2002; Webster & Almany, 2002; Almany, 2003).

Los procesos de asentamiento de diversas especies marinas han sido relacionados con las fases lunares, en concreto durante las fases más oscuras de la luna, cuando se espera que la depredación sea mínima (Victor, 1986; Roessler & Rehrer, 1971).

Para el estudio del asentamiento y reclutamiento de especies costeras de invertebrados y peces se han empleado diversas técnicas. Así por ejemplo, colectores artificiales de distinto tamaño, materiales y arquitectura se han mostrado como eficientes herramientas para el estudio de dichos procesos ecológicos. Este tipo de colectores se usan como indicadores potenciales del tamaño de poblaciones adultas, así como para la captura de postlarvas de juveniles para su uso en investigación y acuicultura (Butler, 2007). El diseño de colectores artificiales varía, pero en general son de dos tipos: (a) los que imitan las oquedades y grietas de los sustratos rocosos y, (b) los que se asemejan a una vegetación densa. Las trampas de luz y los colectores artificiales se han utilizado para evaluar variaciones espacio-temporales de larvas de peces (Doherty, 1987; Milicich *et al.*, 1992), langostas (Morgan *et al.*, 1982), moluscos (Peterson *et al.*, 1996) y cangrejos (van Montfrans *et al.*, 1990; Boylan & Wenner, 1993; Rabalais *et al.*, 1995) con el fin de identificar patrones estacionales y geográficos. Estos estudios han usado colectores estandarizados que se colocan suspendidos en la columna de agua (van Montfrans *et al.*, 1995; Rabalais *et al.*, 1995) y, en general, comparan solamente dos tipos de hábitats.

El objetivo de este estudio fue determinar cómo afecta la complejidad estructural (o arquitectura) del hábitat al asentamiento/reclutamiento de comunidades macrofaunales, determinando si estos patrones son homogéneos entre distintos hábitats marinos, mediante la utilización de colectores artificiales pasivos, evaluando la eficacia de distintos tipos de colectores de diseño propio, en Canarias.



## 2. Material y métodos

### 2.1. Área de estudio

El presente estudio se realizó en dos localidades de la costa este de Gran Canaria (Fig. 1), Risco Verde ( $27^{\circ}51'25.94''$  N,  $15^{\circ}23'10.26''$  O) y Playa del Cabrón ( $27^{\circ}52'14.43''$  N,  $15^{\circ}23'00.31''$  O) (ambas en el municipio de Agüimes, Arinaga) (Fig.2). Ambas localidades ofrecen los cuatro hábitats que son objeto de este estudio (sebadal y fondos arenosos en sustrato blando, y bosques de macroalgas y blanquizal en sustrato duro), en dimensiones similares a 5-10 metros de profundidad.



Fig. 1.- Mapa de la localización de las Islas Canarias.



Fig. 2.- (a) Foto de satélite de la isla de Gran Canaria. ©2009 Google- Imágenes.  
(b) Localización de los puntos de muestreo Playa del Cabrón y Risco Verde.

Las praderas de fanerógamas marinas, denominadas en Canarias “**sebadales**” forman praderas oligoespecíficas, variables en cuanto a su densidad y su morfología, (Brouns, 1987; Erftemeijer *et al.*, 1993). Están constituidas por la fanerógama marina *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson, la fanerógama marina más abundante en las Islas Canarias (Afonso-Carrillo & Gil-Rodríguez 1980; Reyes, 1993; Reyes *et al.*, 1995; Barberá *et al.*, 2005). Estas praderas son lugares denominados “hábitats esenciales para juveniles” debido a la cantidad de especies en estado post-larvario y juvenil que albergan (Heck & Thoman, 1984; Espino *et al.*, 2008).

El otro hábitat presente en el sustrato blando son los **fondos arenosos**. Estos fondos están formados por partículas sueltas presentando una amplia extensión por lo general, de pendiente moderada. La arena de nuestras dos localidades presentaba una coloración grisácea como consecuencia de ser una mezcla de arena de origen orgánico (restos de conchas, corales, etc.) origen volcánico (minerales) (Henquet, 2001).

Por otro lado, los **bosques de macroalgas** de nuestras dos localidades, estaban constituidos principalmente por macroalgas frondosas de porte erecto, en general pertenecientes a los géneros *Cystoseira* y *Sargassum*, aunque podemos encontrar en menor proporción otras algas pardas como *Dictyota* spp., *Padina pavonica* (Linnaeus) Thivy, *Lobophora variegata* (J.V. Lamouroux) Womersley ex E.C. Oliveira, y de forma estacional, poblaciones del alga roja *Asparagopsis* spp. (*A. armata* y *A. taxiformis*).

Los **blanquizales** se producen por la intensa acción ramoneadora de los erizos de mar, los cuales juegan un papel importante en la estructura de las comunidades costeras, transformando largas superficies de sustrato rocoso cubiertas de algas, en sustratos sobrepastados con algunas algas coralíneas incrustantes (Lawrence, 1975; Andrew & Underwood, 1989; Benedetti-Cecchi *et al.*, 1998; Pinnegar *et al.*, 2000; Shears & Babcock, 2003). Estos blanquizales son un fenómeno semi-global (Lawrence, 1975; Sala *et al.*, 1998; Knowlton, 2004), y generalmente suponen una biodiversidad y una biomasa inferior que en áreas vegetadas cercanas (Behrens & Lafferty, 2004; Graham, 2004).

## 2.2. Diseño experimental

Para este estudio, se diseñaron 3 tipos de colectores basados en colectores usados anteriormente en estudios similares desarrollados en otras partes del mundo (Phillips & Booth, 1994; Butler & Herrnkind, 2001; Phillips *et al.*, 2006). En el diseño de los colectores, se realizaron adaptaciones a la estructura y composición de cada uno de los hábitats que son objeto de este estudio, por lo que obtuvimos un diseño propio.

De cada tipo de colector se depositaron 4 réplicas en cada uno de los hábitats en cada localidad, por lo que finalmente dispusimos de un total de 96 colectores entre las 2 localidades (Risco Verde y Playa del Cabrón).

### 2.2.1 Tipos de colectores

- Artificial Seagrass Unit modificado (**ASUm**) (Fig. 3): ASUm consistió en una base de 50 x 50 cm de malla plástica (de 2 cm de diámetro de luz de malla), cubierto de malla mosquitera (≤ 1 mm de luz de malla) para permitir el paso del agua a la hora de recoger los colectores y que los organismos queden atrapados. Este colector, está basado en una bandeja a la cual se le añade hojas de sebadal artificial (Rafia verde) cada 4 cm. Cada tira u hoja artificial poseía 35 cm

de largo por 10 mm de ancho. La rafia posee flotabilidad positiva, por lo que la bandeja quedaba tal y como si fuera una parcela de 50 cm<sup>2</sup> de sebadal.



Fig. 3.- Imagen del colector tipo ASUm.

- Cushion with Artificial Seagrass (**CAS**) (Fig. 4): fabricamos el tipo de colector CAS utilizando el colector ASUm, pero doblando éste como si fuera un cojín, de forma que en vez de quedar paralelo y sobre al fondo, quedaría en posición vertical y flotando en la columna de agua. A este colector le añadimos en el interior 75 x 75 cm de malla de ocultación de jardinería (luz de malla  $\leq 1$  mm), de forma que nos permitía crear pequeños huecos y refugios.



Fig. 4.- Imagen del colector tipo CAS.

- Cushion without Artificial Seagrass (**CwAS**) (Fig. 5): el colector CwAS es igual que el colector tipo CAS pero no posee las hojas que simulan las hojas artificiales.



Fig. 5.- Imagen del colector tipo CwAS.

Con la fabricación de estos tres tipos de colectores, podríamos decir que el colector ASU representaría a vegetación marina erecta de estructura foliar, como es el caso de las praderas de fanerógamas; el colector CAS representaría vegetación marina de estructura foliar en la columna de agua; y finalmente el colector CwAS representaría un tipo de hábitat desprovisto de vegetación, como podría ser un blanquizal.

### 2.2.2. Colocación de los colectores

Los 32 colectores de cada tipo se colocaron sobre los diferentes hábitats submareales en las localidades de Risco Verde y Playa del Cabrón. Los colectores que se depositaron sobre sustrato duro se fijaron mediante el uso de bridas, mientras que los colectores que se pusieron en sustrato blando se fijaron mediante piquetas de hierro de 50 cm de largo. Así pues, se colocaron 4 colectores de cada tipo en cada uno de los hábitats (sebadales, fondos arenosos, blanquizales y bosques de macroalgas), situados cada 3-5 metros de distancia entre un colector y otro, quedando cada hábitat con la composición de la figura 6.

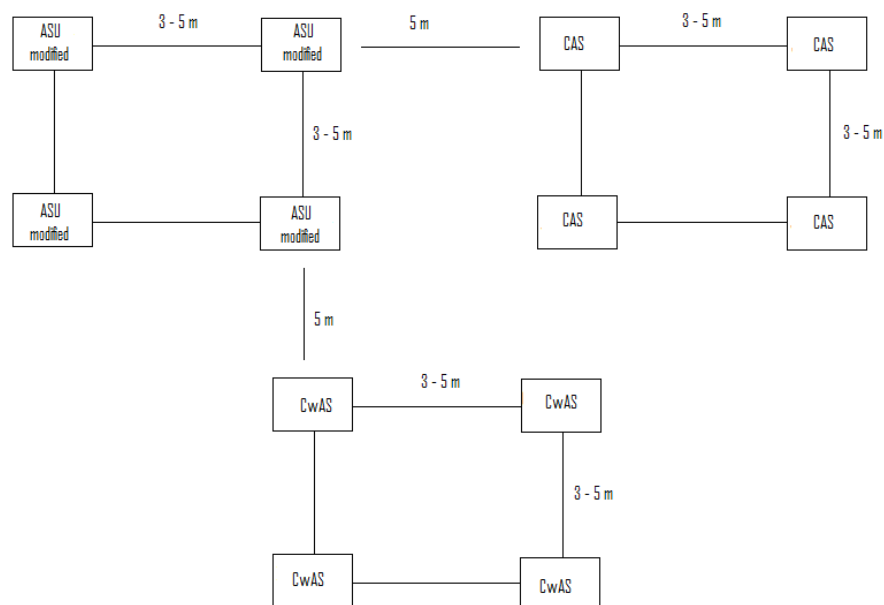


Fig. 6.- Composición de cada uno de los hábitats con los diferentes tipos de colectores.

### **2.3. Recogida de los colectores**

Los patrones de asentamiento de diversas especies marinas como las langostas (*Panulirus* spp.) (Little, 1977; Phillips, 1972), algunas especies de peces como *Thalassoma* spp. y algunos crustáceos, se han relacionado con las fases lunares, (Victor, 1986; Roessler & Rehrer, 1971). Por ejemplo, el asentamiento ocurre durante las fases más oscuras de la luna, cuando se espera que la depredación sea mínima. Por otra parte, también se ha descrito que, existen algunas especies de decápodos que realizan su asentamiento inmediatamente después de la luna llena, cuando la intensidad de la luz es mayor (van Montfrans *et al.*, 1990). Por lo tanto, basándonos en la relación que existe entre las fases lunares y el asentamiento de los organismos, realizamos nuestro estudio durante el ciclo lunar que comprende Agosto-Septiembre de 2008, recogiendo los colectores 7 días después de la luna nueva.

Una vez finalizado el ciclo lunar, cada colector se retiró del agua mediante dos buceadores. Primero se introdujo cada colector en una bolsa de tela ( $\leq 0,5$  mm de luz de malla), la cual se cerró y posteriormente se llevó a superficie. Cada una de las bolsas con su correspondiente colector, se limpió en una caja, utilizando agua para recuperar todos los organismos que se encontraban en cada colector. La muestra obtenida se filtró con un colador  $\leq 0,5$  mm de abertura y posteriormente se conservaron en formol al 4%. Cada muestra, correspondiente a cada colector, se analizó en laboratorio mediante el uso de una lupa estereoscópica, identificando cada uno de los organismos hasta el menor nivel taxonómico posible.

### **2.4. Análisis de los datos**

#### **2.4.1 Abundancia de organismos por tipo de colector y hábitat**

Para determinar el tipo de colector más eficaz para capturar organismos se realizó una estadística descriptiva que nos permitiera valorar mediante valores promedios y desviación estándar que colector es capaz de capturar más organismos.

#### **2.4.2 Determinación de la consistencia de la eficacia de los colectores**

Clasificamos los organismos capturados en los colectores en función del filum al que pertenecen, formando por lo tanto 4 grupos de datos en función del filum. Así pues, organizamos los datos en los siguientes grupos filogenéticos: *Echinodermata*, *Arthropoda*, *Mollusca* y *Chordata*.

Para lograr la normalidad de los datos de abundancia, se realizó una transformación logarítmica de los datos,  $\log(x + 1)$ . Para establecer la existencia o no de interacciones entre los colectores y el tipo de hábitat, se realizaron análisis de varianza (ANOVA) de 2 vías (Sokal & Rohlf, 1995). Se planteó como hipótesis nula que la abundancia de especies es independiente del tipo de hábitat y tipo de colector utilizado. En los casos en los que no se presentó una interacción entre el tipo de hábitat y tipo de colector utilizado, se aplicó un modelo lineal que permitiera evaluar si existe o no un efecto en el asentamiento, tanto por parte del hábitat como del tipo de colector empleado. Determinamos la homogeneidad de las varianzas utilizando el test de Bartlett (Snedecor & Cochran, 1983) y el test Shapiro-Wilk como análisis de varianza paramétrico para afirmar que existe normalidad.

### 3. Resultados

De los 96 colectores que se sumergieron, tan solo se recuperaron 48 colectores por problemas de pérdidas y robo de los mismos. Esos 48 colectores correspondieron a 4 réplicas de cada colector en cada hábitat, independientemente de la localidad. Finalmente, del total de los colectores analizados, se recogieron un total de 16177 organismos, los cuales pertenecían a 7 filum, 18 órdenes, 37 familias.

De los 48 colectores que se recuperaron, se identificaron un total de 52 unidades taxonómicas, de las cuales 24 fueron observadas en todos los hábitats, mientras que en blanquizal aparecieron 32, en macroalgas 39, en arena 42 y en sebadal 34. Si hacemos esta misma comparación en función del tipo de sustrato, observamos que en sustrato duro capturamos 42 unidades taxonómicas, mientras que en sustrato blando 46. La cantidad de unidades taxonómicas promedio capturadas en función del tipo de colector en cada hábitat, lo observamos en la tabla I:

Hábitat	Colector	Media $\pm$ SD	min - max
Blanquizal	ASUm	14 $\pm$ 4,08	11-20
	CAS	14,75 $\pm$ 3,77	11-20
	CwAS	13 $\pm$ 3,91	9-18
Macroalgas	ASUm	17,5 $\pm$ 3,31	15-22
	CAS	15,5 $\pm$ 3	13-19
	CwAS	14,25 $\pm$ 1,7	12-26
Arena	ASUm	17,5 $\pm$ 5	12-24
	CAS	17,5 $\pm$ 2,08	15-20
	CwAS	14,5 $\pm$ 4,12	10-18
Sebadal	ASUm	18,75 $\pm$ 1,25	17-20
	CAS	16,75 $\pm$ 2,87	15-21
	CwAS	14,75 $\pm$ 0,95	14-16

Tabla I.- Unidades taxonómicas promedio por colector y hábitat.

#### 3.1 Abundancia de organismos por tipo de colector y hábitat

De los 16177 organismos que se recogieron en total, 2320 pertenecieron al hábitat blanquizal, 2973 al hábitat macroalgas, 5039 al hábitat arena y finalmente, 5845 al hábitat denominado sebadal. Los valores totales, promedio y desviación estándar en cada tipo de hábitat y por tipo de colector, lo podemos observar en la tabla II.

	ASUm		CAS		CwAS	
	Total	Media $\pm$ desv. est.	Total	Media $\pm$ desv. est.	Total	Media $\pm$ desv. est.
Blanquizal	976	244 $\pm$ 236,84	748	187 $\pm$ 73,54	596	149 $\pm$ 52,54
Macroalgas	987	246,75 $\pm$ 100,34	1067	266,75 $\pm$ 88,02	919	229,75 $\pm$ 37,83
Arena	2071	517,75 $\pm$ 614,1	2196	549 $\pm$ 165,07	772	192,75 $\pm$ 116,6
Sebadal	967	241,75 $\pm$ 176,57	2628	657 $\pm$ 411,88	2250	562,5 $\pm$ 312,94

Tabla II. Valores totales, promedios y desv. est. en cada tipo de hábitat y cada tipo de colector.



En blanquiazal, el tipo de colector que mayor densidad de organismos presentó fue ASUm con  $244 \pm 236,84$  (promedio  $\pm$  desv. estándar), mientras que los colectores CAS y CwAS presentaron un promedio de  $187 \pm 73,54$  y  $149 \pm 52,54$  respectivamente. En el hábitat macroalgas los valores promedio para los tres tipos de colectores fueron similares,  $246,75 \pm 100,34$ ,  $266,75 \pm 88,02$  y  $229,75 \pm 37,83$  en ASUm, CAS y CwAS respectivamente. En arena los valores obtenidos en el colector ASUm fueron  $517,75 \pm 614,1$ , en CAS  $549 \pm 165,07$  y en el colector CwAS  $192,75 \pm 116,6$ . Finalmente, en sebadal mostró unas densidades de  $241,75 \pm 176,57$ ,  $657 \pm 411,88$  y  $562,5 \pm 312,94$  para los colectores ASUm, CAS y CwAS respectivamente. La figura 7 muestra la sumatoria de estos valores promedio.

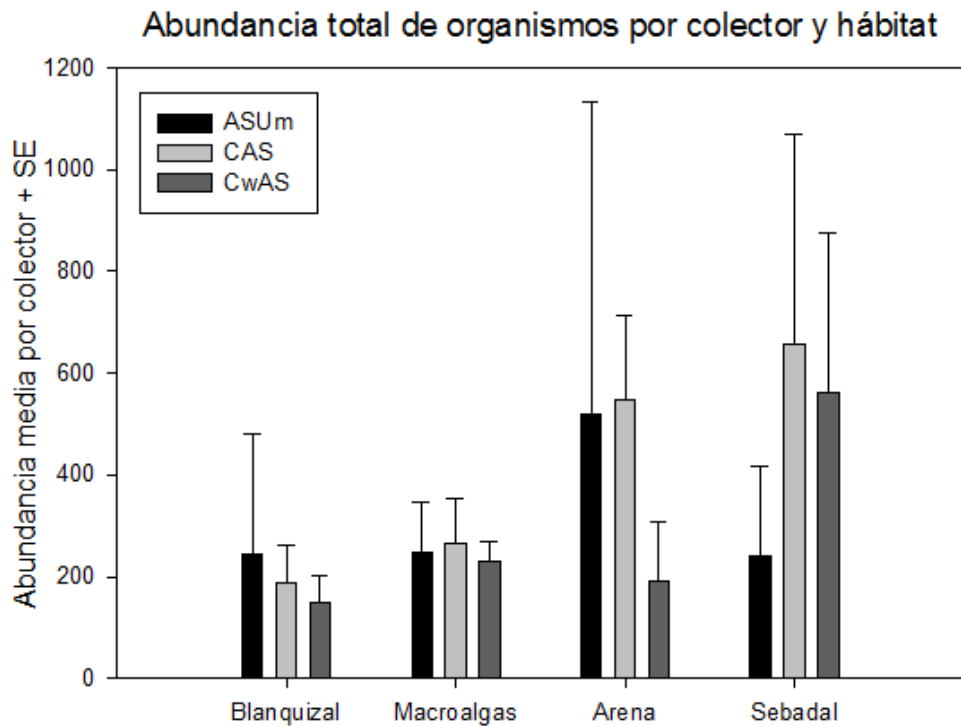


Figura 7. Valores promedio y desv. est. de los colectores ASUm, CAS y CwAS, en los hábitats blanquiazal, bosques de macroalgas, fondos arenosos y sebadal.

### 3.2. Determinación de la consistencia de la eficacia de los colectores

#### ***Phylum Echinodermata***

Para determinar la efectividad de cada uno de los colectores en el phylum *Echinodermata* realizamos la sumatoria de los valores de *Echinoida* y *Ophiurida*, en cada tipo de colector y hábitat (Figura 8).

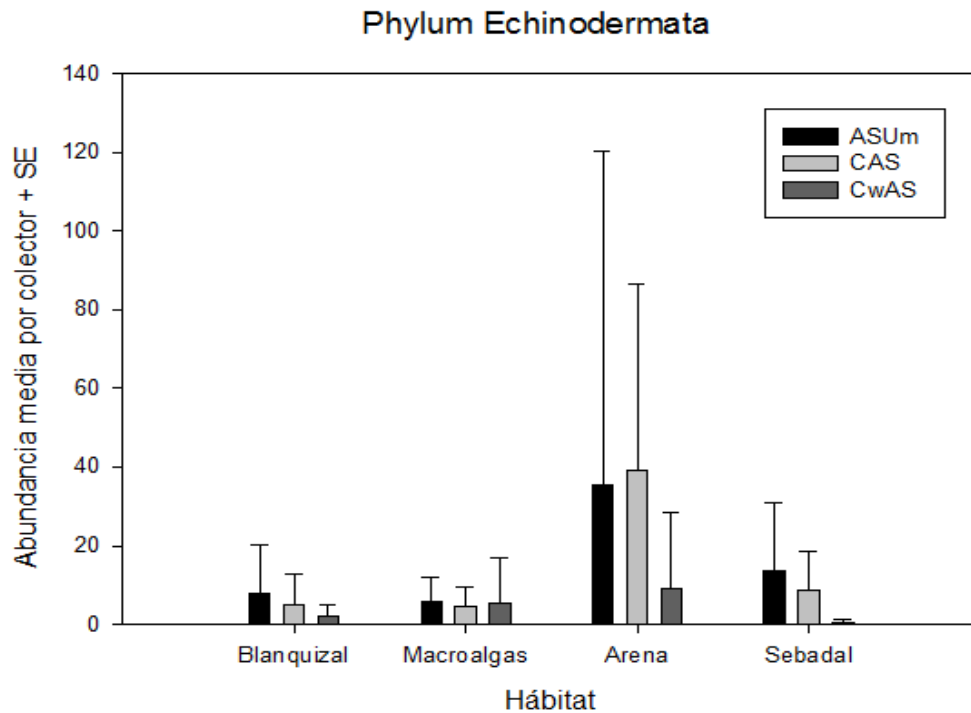


Figura 8. Valores promedio y desviación est. de los valores promedio de *Echinoida* y *Ophiurida* en cada tipo de colector y hábitat.

Observamos una mayor densidad de equinodermos sobre fondos arenosos con relación a los otros 3 tipos de hábitats, y en general los colectores ASUm y CAS son los que mayor densidad de organismos presentan. El análisis de la varianza (ANOVA) para el filum Echinodermata, muestra que no existe una interacción entre el tipo de hábitat y el colector utilizado ( $p=0.218$ , Tabla III), sin embargo, observamos que existe un efecto tanto del colector, como del hábitat (Tabla III).

Factores	gl	CM	F	p
<b>Colector</b>	2	8.788	80.713	0.0012
<b>Habitat</b>	3	3.497	32.119	0.0342
<b>Tratam:habitat</b>	6	1.594	14.637	0.2183

Tabla III. Análisis de la varianza (ANOVA de dos vías) para poner a prueba las hipótesis de igualdad en la abundancia de equinodermos en función del tipo de colector y el tipo de hábitat. Donde: gl=grados de libertad, CM=cuadrados medios, F=estadístico F, p=probabilidad que la hipótesis nula sea verdadera.



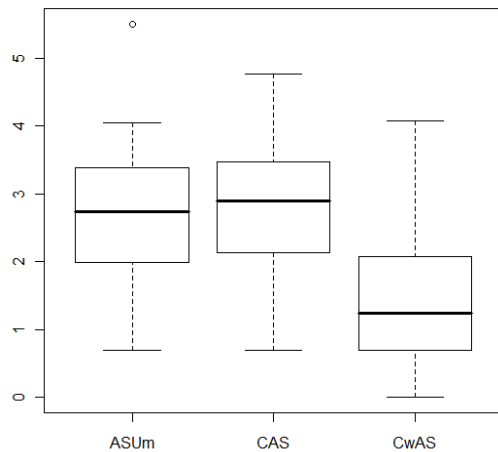


Figura 9. Efecto del colector para equinodermos.

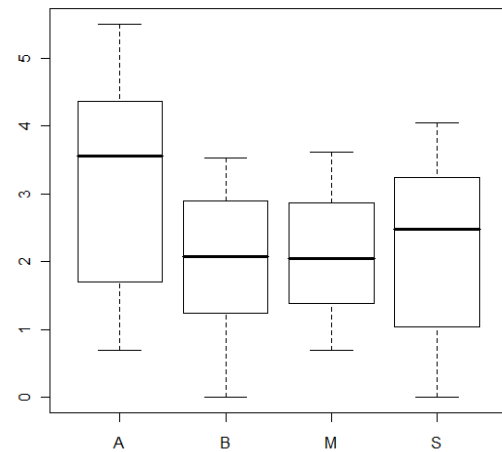


Figura 10. Efecto del hábitat para equinodermos.

(A=arena, B=Blanquizal, M=macroalgas, S=sebadal).

La figura 9 muestra que las diferencias entre las densidades de los colectores ASUm y CAS no son significativas ( $p=0.8289$ ), mientras que si existen diferencias significativas entre la abundancia de organismos que muestras estos dos tipos de colectores y el colector CwAS ( $p=0.0022$ ).

En la figura 10 podemos observar que las mayores densidades de organismos que presenta arena, son significativos con respecto a los otros tres tipos de hábitats.

### **Phylum Mollusca**

Dentro del phylum *Mollusca* incluimos las clases *Gastropoda* y *Bivalvia*. Para ello tomamos los valores de los siguientes grupos taxonómicos: *Bivalvia*, *Columbella adansoni* (Menke, 1853), *Tricolia*, *Trochidae*, *Turridae*, *Moelleria costulata* (Møller, 1842), *Bittium*, *Rissoa*, *Alvania*, *Crisilla*, *Costellariidae*, *Cerithium*, *Naticidae*, *Turbonilla lactea* (Linnaeus, 1758), *Marginellidae*, *Eulimidae*, *Vexillum zebrinum* (Orbigny, 1840), *Mitra*, *Buccinidae*, *Gibbula*, *Volutidae*, *Conus pulcher canariensis* (Rossum, 1997), *Tyrodina perversa* (Gmelin, 1791) y *Aplysia dactylomela* (Rang, 1828). La sumatoria de los valores promedio de este grupo se presenta en la figura 11.

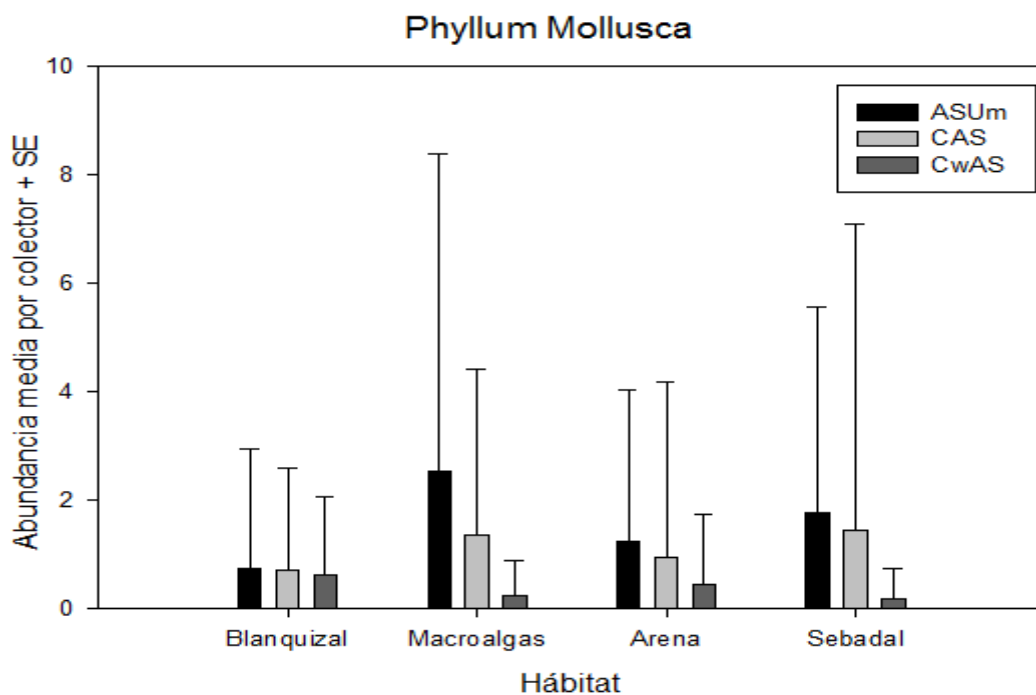


Figura 11. Sumatoria de los valores promedio del phylum Mollusca en cada tipo de colector y hábitat.

Los hábitats vegetados mostraron mayores densidades de moluscos que los hábitats desprovistos de vegetación. Con respecto al tipo de colector utilizado, observamos que el colector ASUm presenta generalmente mayor abundancia, seguido del colector CAS por último, el colector CwAS es que el menor densidad de organismos presenta (Figura 11).

El análisis de la varianza (ANOVA) muestra una interacción entre el tipo de hábitat y el colector utilizado ( $p=0.0356$ , Tabla IV).

Factores	gl	CM	F	p
<b>Colector</b>	2	7.5405	20.2497	1.281e- <sup>06</sup>
<b>Habitat</b>	3	0.1093	0.2936	0.8297
<b>Tratam:habitat</b>	6	0.9563	2.5682	0.0356

Tabla IV. Análisis de la varianza (ANOVA de dos vías) para poner a prueba las hipótesis de igualdad en la abundancia de equinodermos en función del tipo de colector y el tipo de hábitat. Donde: gl=grados de libertad, CM=cuadrados medios, F=estadístico F, p=probabilidad que la hipótesis nula sea verdadera.

La figura 12 muestra que las diferencias entre las densidades obtenidas en los colectores ASUm y CAS no son significativas, mientras que si existen diferencias significativas entre estos dos tipos de colectores y el colector CwAS.

Con respecto al tipo de hábitat, las diferentes densidades de organismos cuantificadas en los tres tipos de hábitats, no muestran diferencias significativas (Figura 13).

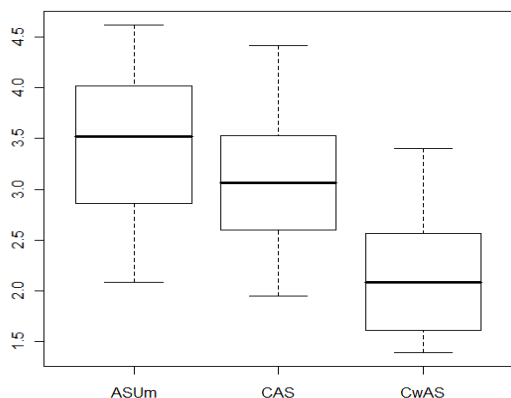


Figura 12. Efecto del colector para moluscos.

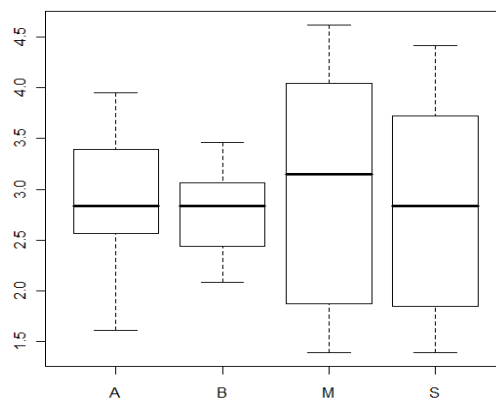


Figura 13. Efecto del hábitat para moluscos.

(A=arena, B=Blanquizal, M=macroalgas, S=sebadal).

### Phylum Arthropoda: Crustacea

Para realizar la comparación de la eficacia de los tres tipos de colectores en los diferentes hábitats en el Phylum Arthropoda se agrupó las siguientes unidades taxonómicas: *Majidae*, *Macropodia rostrata* (Linnaeus, 1761), *Galathea squamifera* (Leach, 1814), *Grapsidae*, *Xanthidae*, *Pagurus anachoretus* (Risso, 1827), *Dardanus calidus* (Risso, 1827) y *Calcinus tubularis* (Linnaeus, 1767) (Figura 14).

Los datos que se representan a continuación no incluyen las unidades taxonómicas *Decapoda* (suborden *Natantia*), *Achelia echinata* (Hodge, 1864), *Amphipoda*, *Caprellidae*, *Isopoda* y *Mysidae* a pesar de haber sido capturadas, debido a que no se los valores obtenidos en estos grupos son muy altos y modifican los valores promedio de las especie que son objeto de este estudio. Los valores totales y promedio por hábitat y colector para estas especies se adjuntan en los Anexos.

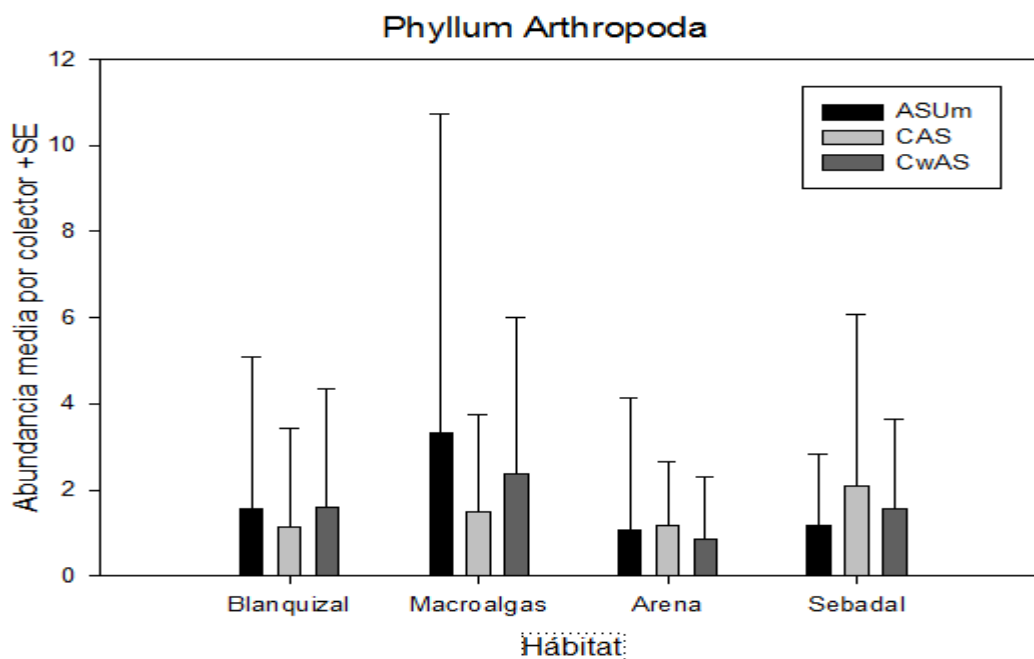


Figura 14. Sumatoria de los valores promedio del phylum *Arthropoda* en cada tipo de colector y hábitat.

La figura 14 muestra que la mayor abundancia de artrópodos la podemos observar en hábitats vegetados. Con respecto al tipo de colector, en sustrato blando (arena y sebadal) el colector CAS presenta mayor abundancia de organismos, mientras que para macroalgas el colector que mayor densidad presenta es el ASUm. En blanquizal, los colectores ASUm y CwAS presentan a simple vista, la misma capacidad de cuantificar organismos.

El análisis de la varianza (ANOVA) para el filum *Arthropoda*, muestra que no existe una interacción entre en tipo de hábitat y el tipo de tratamiento ( $p=0.4223$ , Tabla V).

Factores	gl	CM	F	p
<b>Colector</b>	2	0.1277	0.2383	0.7892
<b>Habitat</b>	3	1.1612	2.1665	0.1089
<b>Tratam:habitat</b>	6	0.5518	1.0295	0.4223

Tabla V. Análisis de la varianza (ANOVA de dos vías) para poner a prueba las hipótesis de igualdad en la abundancia de equinodermos en función del tipo de colector y el tipo de hábitat. Donde: gl=grados de libertad, CM=cuadrados medios, F=estadístico F, p=probabilidad que la hipótesis nula sea verdadera.

El diagrama de cajas de la figura 15, muestra que no existen diferencias significativas entre las densidades cuantificadas por los tres tipos de colectores empleados.

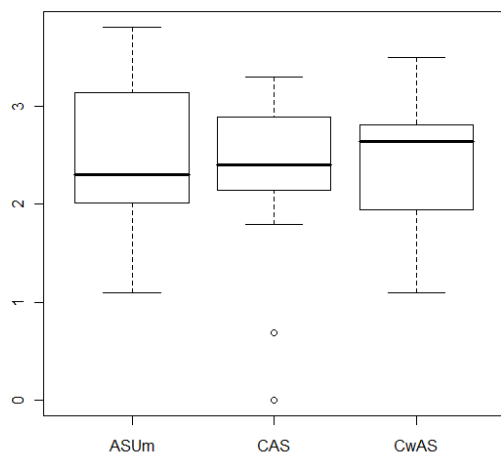


Figura 15. Efecto del colector para artrópodos.

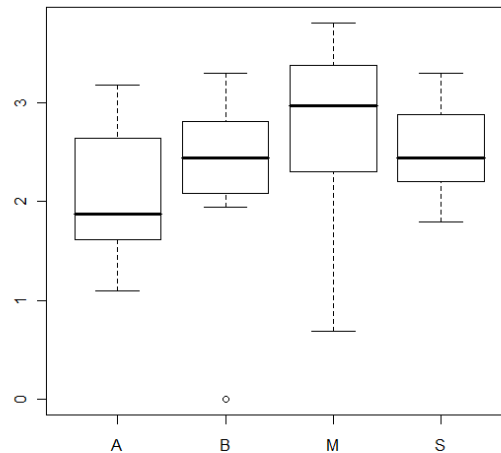


Figura 16. Efecto del hábitat para artrópodos.

(A=arena, B=Blanquizal, M=macroalgas, S=sebadal).

La figura 16, por su parte, muestra que existen diferencias significativas entre los hábitats vegetados (bosques de macroalgas y sebadal) y el hábitat que presenta una estructura más simple (arena).

**Phylum Chordata**

Finalmente, para realizar la comparación de la eficacia de los tres tipos de colectores en los diferentes hábitats en el Phylum *Chordata* usamos las siguientes unidades taxonómicas: *Lepadogaster candollei* (Risso, 1810), *Opeatogenys cadenati* (Briggs, 1957), *Symphodus trutta* (Lowe, 1833), *Scorpaena spp.*, *Apogon imberbes* (Linnaeus, 1758), *Coris julis* (Linnaeus, 1758), *Gobidae* (cabosos) y *Syngnathus typhle* (Linnaeus, 1758) (Figura 16).

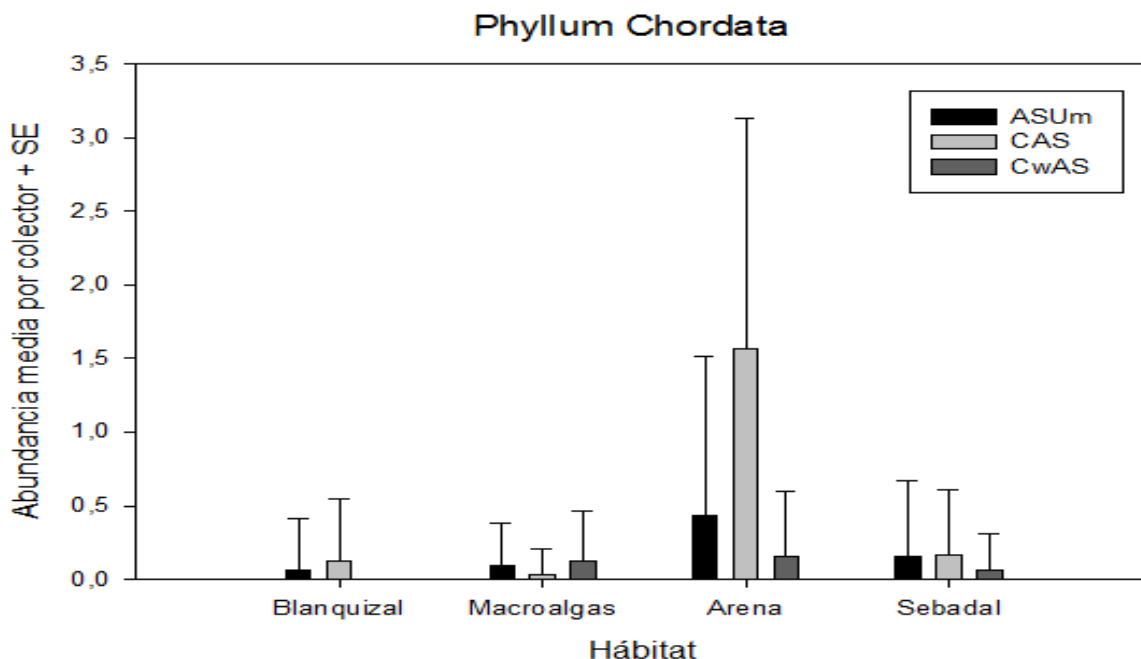


Figura 16. Abundancia media del Phylum *Chordata* en cada tipo de colector y hábitat.

Observamos que la mayor densidad de organismos pertenecientes al filum Chordados está en el hábitat arena, seguido del sebadal, bosques de macroalgas y finalmente blanquizal. Con respecto al tipo de colector, CAS mostró mayor abundancia que los colectores ASUm y CwAS (Figura 16).

El número de individuos cuantificado en este filum no fue lo suficientemente alto (Tabla VI) como para poder realizar un análisis de la varianza (ANOVA) fiable.

	Blanquizal (N=4)			Macroalgas (N=4)			Arena (N=4)			Sebadal (N=4)		
	ASUm	CAS	CwAS	ASUm	CAS	CwAS	ASUm	CAS	CwAS	ASUm	CAS	CwAS
<b>Lepadogaster candollei</b>	0	3	0	0	0	2	8	14	3	5	3	1
<b>Opeatogenys cadenati</b>	0	0	0	2	0	0	4	0	1	0	0	0
<b>Symphodus trutta</b>	2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<b>Scorpaena spp.</b>	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0
<b>Apogon imberbis</b>	0	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0
<b>Coris julis</b>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<b>Gobidae</b>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1
<b>Syngnathus typhle</b>	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0

Tabla VI. Peces capturados en los 3 tipos de colectores en los 4 hábitats que son objeto de este estudio.

En los diferentes hábitats y colectores, además se registraron organismos pertenecientes a los filums: *Annelida*, filum *Nemertea* (*Baseodiscus delineatus*, Delle Chiaje, 1825), filum *Platyhelminthes* (*Thysanozoon brochii*, Risso, 1818) y filum *Cnidaria* (Familia: *Actiniidae*). El número de organismos capturados de estos filums fue pequeño, por lo que no se podría realizar una valoración de las interacciones entre el tipo de colector y el hábitat mediante la aplicación de un análisis de la varianza (ANOVA). La tabla VII muestra los valores obtenidos para dichos filums.

	Blanquizar (N=4)			Macroalgas (N=4)			Arena (N=4)			Sebadal (N=4)		
	ASUm	CA S	CwA S	ASU m	CA S	CwA S	ASU m	CA S	CwA S	ASU m	CA S	CwAS
<b><i>Annelida</i></b>	43	9	21	29	8	42	177	20	85	22	12	25
<b><i>Baseodiscus delineatus</i></b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0
<b><i>Thysanozoon brochii</i></b>	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	4	3
<b><i>Actiniidae</i></b>	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0

Tabla VII. Organismos capturados del phylum *Annelida*, phylum *Nemertea*, phylum *Platyhelminthes* y phylum *Cnidaria*

#### 4. Discusión

Los resultados obtenidos constituyen un trabajo pionero en Canarias, dado que son las primeras observaciones sobre el reclutamiento de estadios tempranos de peces y macroinvertebrados en hábitats submareales utilizando colectores artificiales pasivos. Hasta el momento, los estudios realizados sobre la mayoría de estas especies se han basado en censos visuales, excepto el estudio realizado para determinar los patrones de reclutamiento del erizo *Diadema antillarum* en Canarias (Hernandez *et al.*, 2006). En este estudio, hemos evaluado la eficacia de tres tipos de colectores artificiales en cuatro tipos de hábitats para peces y macroinvertebrados simultáneamente.

De los 96 colectores que se depositaron sobre los diferentes hábitats, tan sólo se pudieron analizar 48. Esto muestra la dificultad tan grande que supone realizar experimentos *in situ*. Las condiciones climáticas podrían explicar en muchas ocasiones la pérdida de estos colectores, pero desgraciadamente gran parte de las pérdidas se deben a la mala actuación de la población. Aun así de los 48 colectores analizados, se obtuvieron 52 unidades taxonómicas en los tres tipos de colectores y en los cuatro hábitats, mostrando una amplia variedad de organismos capturados para ser un estudio piloto. Esta amplia variedad de unidades taxonómicas nos permite hacer una valoración preliminar del tipo de colector y el hábitat que debería ser objeto de estudio para determinar patrones de asentamiento espacio-temporales en diferentes especies.

En el phylum *Echinodermata*, compuesto principalmente por *Paracentrotus lividus*, aunque también observamos juveniles de *Diadema antillarum* y *Arbacia lixula*, y *Ophiurida*, pudimos observar que las densidades obtenidas para erizos (967 individuos) fueron mayores que para *Ophiurida* (147 individuos). Para este filum cabría esperar que las mayores densidades se obtuvieran en sustrato rocoso, tanto en bosques de macroalgas como en blanquizal, sin embargo las mayores abundancias se muestran en arena. El hecho de encontrar valores de 967 individuos en total de erizos, y que los individuos observados tuvieran un tamaño de 1 mm a 5 mm, nos indica que los organismos no solo se asientan en los diferentes hábitats sino que además son capaces de sobrevivir en ellos. En cuanto al tipo de colector, podemos observar que los colectores tipo ASUm y CAS son los que mayor abundancia de organismos recogen, y que las diferencias que existen entre estos dos tipos de tratamientos no son significativas y por lo tanto ambos presentan la misma eficacia para cuantificar este filum en los diferentes hábitats.

Las mayores densidades del phylum *Mollusca* se mostraron en los sustratos vegetados, tanto en sustrato duro como en sustrato blando. Estos organismos además se presentan en los diferentes hábitats y tipos de colectores mediante los procesos de asentamiento y reclutamiento, además realizan procesos de colonización de zonas aledañas. Tuya *et al.*, 2008, muestra la capacidad de colonización que poseen los gasterópodos en hábitats vegetados, y muestra además que los impactos que producen perturbaciones físicas en los hábitats vegetados no afectan a la colonización de dichos organismos. Además, algunas especies de este filum poseen una gran capacidad para colonizar nuevos hábitats de forma eficiente (Waage-Nielsen *et al.*, 2003; Kelaher, 2005). La alta capacidad de dispersión de los gasterópodos para colonizar nuevos hábitats distantes de hábitats naturales adyacentes, es similar a la descrita en otros grupos faunísticos con una aparente mejor movilidad, como por ejemplo organismos que presentan una mejor capacidad de natación (e.g. amphipods; Gunnill, 1982).

Con respecto al tipo de colector, observamos que el colector ASUm mostró las mayores densidades de organismos, seguido del colector CAS y, finalmente el colector que menos abundancia de organismos mostró fue el CwAS. El colector ASUm al estar dispuesto en horizontal sobre el fondo puede presentarse como una estructura más fácil de colonizar que los otros dos tipos de colectores que se encuentran dispuestos de forma vertical.

Los artrópodos durante su fase planctónica pueden diferenciar entre los diferentes tipos de hábitat en su asentamiento, posiblemente por quimiorrecepción (Boudreau *et al.*, 1993; Liu & Loneragan, 1997) y por reconocimiento físico de la estructura (Herrnkind & Butler, 1986; Liu & Loneragan, 1997). Tanto las larvas como las postlarvas de crustáceos son nadadores activos y pueden usar corrientes y mareas para localizar el hábitat costero más conveniente (Rothlisberg *et al.*, 1995). En nuestro estudio, observamos que la mayor abundancia de organismos se encuentra en hábitats vegetados, principalmente en bosques de macroalgas. Con respecto al tipo de colector utilizado, observamos que no existe un patrón para todos los tipos de hábitats, ya que dependiendo del hábitat en el que nos encontremos podemos observar que el colector más eficaz será uno u otro.

Dentro del Phylum *Chordata* se incluyeron las siguientes unidades taxonómicas:

*Opeatogenys cadenati* y *Syngnathus typhle*: han sido clasificados como especies exclusivas o propias de las praderas de fanerógamas (Mena *et al.*, 1993). Sin embargo en nuestro estudio, del total de 7 individuos de *O. cadenati*, 2 fueron encontrados en macroalgas, y 5 en arena. El hecho de encontrar organismos en arena, puede deberse a que estos se encontraban desplazándose de un lugar a otro, incluso de un sebadal a otro, y encontraron ese refugio en el camino. El hecho de encontrar organismos de esta especie en macroalgas, si es más sorprendente y quizás se deberían realizar mas estudios antes de decidir si esta especie habita en este tipo de hábitat, ya que tan sólo se han encontrado dos ejemplares.

*Syngnathus typhle*, está incluido en la familia de los caballitos de mar (*Hippocampus hippocampus*), estos organismos simulan en posición vertical las hojas de la *Cymodocea* (Espino *et al.*, 2006). De esta especie se capturaron 2 individuos, y a pesar de que cabría esperar que ambos fueran capturados en el colector ASUm por la disposición de hojas de *Cymodocea* artificiales, ambos fueron capturados en el colector CAS.

*Symphodus trutta* y *Coris julis* son especies de hábitats próximos, que pueden desplazarse temporalmente a las praderas (Espino *et al.*, 2006). Sin embargo según la clasificación de Harmelin (1987), estas especies son denominadas especies nectobentónicas de carácter marcadamente sedentario con escasos desplazamientos horizontales y verticales. En nuestro estudio, *S. trutta* fue capturada en el colector ASUm en blanquizal y el colector CAS en arena. En cuanto a *C. julis*, se recogió un individuo en el colector CwAS en macroalgas.

Harmelin (1987) clasifica *Scorpaena* spp. y *Gibidae* (cabosos) como especies bentónicas estrictamente sedentarias, que realizan desplazamientos horizontales de poca amplitud y los verticales son casi nulos. Los individuos de *Scorpaena* spp. aparecieron siempre en sustrato



vegetado, por tanto en macroalgas y en sebadal. En cuanto a *Gibidae* (cabosos), los ejemplares capturados pertenecieron a sustrato blando.

Los alevines de *Apogon imberbis* se presentan en otoño, formando densas agrupaciones que disminuyen a medida que aumenta su talla (Espino *et al.*, 2006). Esta especie suele aparecer en cuevas y oquedades. En nuestro estudio *A. imberbes* fue capturado en sustrato rocoso en el colector tipo CAS, y en sustrato blando en los otros dos tipos de colectores.

En general, el análisis descriptivo de este phylum muestra una preferencia por los fondos arenosos, ya que la mayor cantidad de individuos de peces capturados se recogieron en dicho hábitat. Esto puede deberse a que los colectores son el lugar que mayor refugio ofrece en todo el parche de arena. En el caso del sebadal, los organismos pueden refugiarse tanto en el colector, como 10 cm más allá, situándose en el sebadal.

## **5. Conclusiones**

El objetivo de este estudio era determinar cómo afecta la complejidad estructural (o arquitectura) del hábitat al asentamiento/reclutamiento de comunidades macrofaunales, determinando si los patrones son homogéneos entre distintos hábitats marinos.

Con los resultados obtenidos, hemos podido realizar una primera aproximación de cómo funcionan los procesos de asentamiento y reclutamiento de peces y macroinvertebrados en diferentes tipos de colectores artificiales pasivos.

La realización de este estudio utilizando tres tipos de colectores, nos permite definir como afecta la estructura del hábitat en los procesos de asentamiento. Los colectores que presentan una mayor complejidad estructural muestran mayores densidades de organismos, y por lo tanto una mayor eficacia para determinar patrones de asentamiento. Así pues, los colectores ASUm y CAS se mostraron como los colectores más efectivos, sin embargo, en estudios futuros sobre reclutamiento en hábitats submareales canarios, nosotros recomendaríamos el colector CAS, debido a la facilidad de recolección que tiene.

Con respecto al tipo de hábitat, en base a los resultados obtenidos, podríamos decir que los reclutas de equinodermos se encuentran mayoritariamente en fondos arenosos, seguido de bosques de macroalgas. Los moluscos y los artrópodos presentan una preferencia por los sustratos vegetados. En cuanto a los cordados, el número de organismos capturados es demasiado pequeño como para poder contrastar diferencias entre tipos de hábitats y colectores, por lo que se precisan más estudios al respecto.

Este estudio sienta un precedente sobre el tipo de colector y el hábitat que se debe monitorear en futuros estudios.



## **Agradecimientos**

El desarrollo de esta memoria de investigación para la tesina del Master Oficial en Gestión Costera no se hubiera realizado sin la ayuda, aportación y colaboración de varias personas.

En primer lugar me gustaría agradecer a Carlos Angulo Preckler su participación en el trabajo de campo, las horas dedicadas en el laboratorio a la identificación de especies, sus críticas a todo mi trabajo, todas ellas constructivas, y sobre todo su paciencia y dedicación no solo al trabajo sino conmigo.

A mis directores de tesis el Dr. D. Ricardo Haroun Tabraue y Dr. D. Fernando Tuya Cortés, por confiar en mis ideas y permitirme realizar este estudio. Sin sus consejos nada de esto habría sido posible.

Al Dr. D. Ángelo Santana del Pino por su siempre buena predisposición e incondicional ayuda con el análisis estadístico.

Quiero agradecer a mi familia su apoyo en todos estos años de estudios universitarios, por estar, cada uno a su manera, respaldándome para alcanzar mis objetivos. Ellos me han enseñado que la perseverancia y el esfuerzo son el camino para lograr los objetivos.

Por último quiero agradecer a mis sobrinos Nerea y Diego, por darme todo su amor aunque no pueda dedicarles el tiempo que me gustaría por estar dedicándolo a este trabajo.

## Bibliografía

- AFONSO-CARRILLO, J., GIL-RODRÍGUEZ, M.C., 1980. *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson y las praderas submarinas o “sebadales” en el Archipiélago Canario. *Vierae* 8: 365-376.
- ALMANY, G.R., 2003. Priority effects in coral reef fish communities. *Ecology* 84: 1920-1935.
- ANDREW, N.L., UNDERWOOD, A.J. 1989. Patterns of abundance of the sea urchin *Centrostephanus rodgersii* (Agassiz) on the central coast of New South Wales, Australia. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 131: 61–80.
- BARBERÁ, C., TUYA, F., BOYRA, A., SÁNCHEZ-JERÉZ, P., BLANCH, I., HAROUN, R.J., 2005. Spatial variation in the structural parameters of *Cymodocea nodosa* seagrass meadows in the Canary Islands. *Bot. Mar.* 48: 122-126.
- BEHRENS, M.D., LAFFERTY, K.D., 2004. Effects of marine reserves and urchin disease on southern Californian rocky reef communities. *Marine Ecology Progress Series* 279: 129–139.
- BENEDETTI-CECCHI, L., BULLERI, F., CINELLI, F., 1998. Density dependent foraging of sea-urchins in shallow subtidal reefs on the west coast of Italy (western Mediterranean). *Marine Ecology Progress Series* 163: 203–211.
- BOOTH, D.J., 1992. Larval settlement patterns and preferences by domino damselfish, *Dascyllus albisella*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 155: 85-104.
- BOUDREAU, B., BOURGET, E., SIMARD, Y., 1993. Behavioural responses of competent postlarvae to odour plumes. *Marine Biology*. 117: 63–69.
- BOYLAN, J.M., WENNER, E.L., 1993. Settlement of brachyuran megalopae in a South Carolina USA, estuary. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 97: 237–246.
- BROUNS, J.J.W.M., 1987. Aspects of production and biomass of four seagrass species (*Cymodoceodeae*) from Papua New Guinea. *Aquatic Botany*. 27: 333–362.
- BUTLER, M.J., IV, DOLAN, T.W., III, HUNT, J.H., ROSE, K.A., HERRNKIND W, 2005. Recruitment in degraded marine habitats: a spatially explicit, individual-based model for spiny lobster. *Ecological Applications*, 15(3), pp. 902–918.
- BUTLER, M.J., IV, 2007. Report on Spiny Lobster Early Life History Research and Management Technical Assistance in the Galapagos Islands, Ecuador.
- BUTLER, M.J. IV, HERRNKIND, W.F., 2001. Puerulus and juvenile ecology, pp. 276 – 301 in *Spiny Lobsters: Fisheries and Culture*, 2nd ed., B.F. Phillips and J. Kittaka (eds.). Blackwell Scientific Press, Oxford.
- CADDY, J.F., 1993. Toward a comparative evaluation of human impacts on fishery ecosystems of enclosed and semi-enclosed seas. *Reviews in Fisheries Science* 1(1) 57-95.

DEAN T., HURD L., 1980. Development in an estuarine fouling community: the influence of early colonists on later arrivals. *Oecologia* 46:295–301.

DOHERTY, P.J., 1987. Light traps: selective but useful devices for quantifying the distributions and abundances of larval fishes. *Bull. Mar. Sci.* 41 (2), 423–431.

DOHERTY, P.J., 2002. Variable replenishment and the dynamics of reef fish populations. In: Sale, P.F. (Eds.), *Coral Reef Fishes- Dynamics and Diversity in a complex ecosystem*. Academic Press, London, pp. 327-355.

ESPINO, F., BOYRA, A., TUYA, F., HAROUN, R., 2006. Guía visual de Especies Marinas de Canarias. Oceanográfica. 482pp.

ERFTEMEIJER, P.L.A., OSINGA, R., MARS, A.E., 1993. Primary production of seagrass beds in South Sulawesi (Indonesia): a comparison of habitats, methods and species. *Aquatic. Botany.* 46: 67–90.

GARDNER, T.A., COÛTE´, I.M., GILL, J.A., GRANT, A., WATKINSON, A.R., 2005. Hurricanes and Caribbean coral reefs: impacts, recovery patterns, and role in long-term decline. *Ecology*, 86: 174–184.

GRAHAM, M. H., 2004. Effects of local deforestation of the diversity and structure of southern California giant kelp forest food webs. *Ecosystems* 7: 341–357.

GUNNILL, F.C., 1982. Macroalgae as habitat patch islands for *Scutellidium lamellipes* (Copepoda: Harpacticoida) and *Ampithoe tea* (Amphopoda: Gammaridae). *Marine Biology*, 69: 103-116.

HERRNKIND, W.F., BUTLER, IV M.J., 1986. Factors regulating postlarval settlement and juvenile microhabitat use by spiny lobster *Panulirus argus*. *Marine Ecology Progress Series.* 34: 23–30.

HARME LIN, J-G., 1987. Structure et variabilité de l'ichtyofaune d'une zone rocheuse protégée en editerranée (Parc National de Port-Cros, France). *PSZN I, Marine Ecology*, 8:263–284.

HAROUN, R., Y COL. Diagnóstico ambiental del litoral canario. Canarias, por una costa Viva 2002-2004.

HAROUN, R. Y COL, 2003. Plantas Marinas de las Islas Canarias. Canseco Editores S.L. pp 319.

HECK, K.L., THOMAN T.A., 1984. The Nursery Role of Seagrass Meadows in the Upper and Lower Reaches of the Chesapeake Bay. *Estuaries* Vol. 7, No. 1, p. 70-92

HERNÁNDEZ, J.C., BRITO, A., CUBERO, E., GARCÍA, N., GIRARD, D., GONZÁLEZ-LORENZO, G., FALCÓN, J.M. 2006. Temporal patterns of larval settlement of *diadema antillarum* (echinodermata: echinoidea) in the canary islands using an experimental larval collector. *BULLETIN OF MARINE SCIENCE*, 78(2): 271–279.

HOBSON, E.S., W.N. MCFARLAND AND J.R. CHESS. 1981. Crepuscular and nocturnal activities of California nearshore fishes, with consideration of their scotopic visual pigments and photic environment. *Fish Bulletin*. 79(1): 1-30.

HOLT, G.J., 2002. Human Impacts. In: *Fishery Science. The unique contributions of early life stages*. (Eds.) Fuiman LA and RG Werner Blackwell Science Ltd., Oxford, UK. pp 222-242.

JAMES, R.J., UNDERWOOD, A.J., 1994. Influence of colour of substratum on recruitment of spirorbid tubeworms to different types of intertidal boulders. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 181: 105–115.

JOHNSTON E.L., KEOUGH M.J., 2003. Competition modifies the response of organisms to toxic disturbance. *Marine Ecology Progress Series*. Vol. 251: 15–26.

JONES, G.P., MCCORMICK, M.I., 2002. Numerical and energetic processes in the ecology of coral reef fishes. In: Sale, P.F. (Eds.), *Coral Reef Fishes- Dynamics and Diversity in a complex ecosystem*. Academic Press, London, pp. 221-238.

KENYON, R.A., HAYWOOD, M.D.E., HEALES, D.S., LONERAGAN, N.R., PENDREY, R.C., VANCE, D.J. 1999. Abundance of fish and crustacean postlarvae on portable artificial seagrass units: daily sampling provides quantitative estimates of the settlement of new recruits. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 232, 197–216.

KELAHER, B., 2005. Does colonization contribute to spatial patterns of common invertebrates in coralline algal turf? *Austral Ecology*, 30: 40-48.

KEOUGH, M.J, DOWNES, B.J. 1982, Recruitment of Marine Invertebrates: the Role of Active Larval Choices and Early Mortality, *Oecologia* 54:348-352

KNOWLTON, N., 2004. Multiple “stable” states and the conservation of marine ecosystems. *Progress in Oceanography* 60: 387–396.

LAWRENCE, J.M., 1975. On the relationships between marine plants and sea-urchins. *Oceanography and Marine Biology Annual Review* 13: 213–286.

LECCHINI, D., 2005. Spatial and behavioural patterns of reef habitat settlement by fish larvae. *Marine Ecology Progress Series*. 301, 247-252.

LEIS, J., CARSON-EWART, B.M., WEBLEY, J., 2002. Settlement behaviour of coral-reef fish larvae at subsurface artificial-reef moorings. *Marine Freshwater. Res.* 53, 319-327.

LITTLE, E.J. 1977. Observations on recruitment of postlarval spiny lobsters, *Panulirus argus*, to the South Florida Coast. Florida Dept. Nat. Resources, Marine Research Pub. No. 29. 35 pp.

LIU, H., LONERAGAN, N.R., 1997. Size and time of day affect the response of postlarvae and early juvenile grooved tiger prawns *Penaeus semisulcatus* De Haan (Decapoda: Penaeidae) to natural and artificial seagrass in the laboratory. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 211, 263–277.

MENA, J., FALCÓN, J.M., BRITO, A., RODRÍGUEZ, F.M., MATA, M., 1993. Catálogo preliminar de la ictiofauna de las praderas de fanerógamas marinas de la isla de Tenerife, Islas Canarias. Publicaciones Especiales del Instituto Español de Oceanografía, 11: 217-222.

MILICICH, M.J., MEEKAN, M.G., DOHERTY, P.J., 1992. Larval supply: a good predictor of recruitment of three species of reef fish (Pomacentridae). Marine Ecology Progress Series. 86, 153–166.

MORGAN, G.R., PHILLIPS, B.F., JOLL, L.M., 1982. Stock and recruitment relationships in *Panulirus cygnus*, the commercial rock (spiny) lobster of Western Australia. U.S. Fish Bulletin. 80, 475–486.

MORGAN, S.G., 2001. The larval ecology of marine communities. Pages 159–182 in M.D. Bertness, S.D. Gaines, and M.E. Hay, editors. Marine community ecology. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, USA.

MYERS R.A., WORM, B., 2003. Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. Nature 423(6937): 280-283

NATIONAL RESEARCH COUNCIL (NRC). 1995. Priorities for coastal ecosystem science. National Academy Press, Washington, D.C., USA.

National Research Council (NRC). 1999. Sustaining marine fisheries. National Academy Press, Washington, D.C., USA.

PETERSON, C.H., SUMMERSON, H.C., LUETTICH, JR. R.A., 1996. Response of bay scallops to spawner transplants: a test of recruitment limitation. Marine Ecology Progress Series. 132, 93–107.

PHILLIPS, B.F., 1972. A semi-quantitative collection of the puerulus larvae of the western rock lobster *Panulirus longipes cygnus* George (Decapoda Palinuridea). Crustaceana 22: 147-157.

PHILLIPS, B.F., BOOTH, J.D., 1994. Design, use and effectiveness of collectors for catching the puerulus stage of spiny lobsters. Reviews Fish Biology 2: 255-289.

PHILLIPS, B.F., COBB, J.S., JEFFS, A., MCWILLIAM, P., 2006. Larval and postlarval ecology. pp. 231-262. In, B.F. Phillips (ed.), Lobsters: Biology, Management, Aquaculture, and Fisheries. Blackwell Publishing, Oxford.

PINNEGAR, J.K., POLUNIN, N.V.C, FRANCOUR, P., BADALAMENTI, F., CHEMELLO, R., HARMELIN-VIVIEN, M.L., HEREU, B., MILAZO, M., ZABALA M., D'ANNA, G., PIPITONE, C., 2000. Trophic cascades in benthic marine ecosystems: lessons for fisheries and protected-area management. Environmental Conservation 27: 179–200.

RABALAIS, N.N., BURDITT, JR.F.R., COEN, L.D., COLE, B.E., ELEUTERIUS, C., HECK, JR.K.L., MCTIGUE, T.A., MORGAN, S.G., PERRY, H.M., TRUESDALE, F.M., ZIMMER-FAUST, R.K.,



- ZIMMERMAN, R.J., 1995. Settlement of *Callinectes sapidus* megalopae on artificial collectors in four Gulf of Mexico estuaries. *Bulletin of Marine Science*. 57: 855–876.
- REYES, J., 1993. Estudio de las praderas marina de *Cymodocea nodosa* (Cymodoceaceae, Magnoliophyta) y su comunidad de epífitos, en El Médano (Tenerife, Islas Canarias). Tesis doctoral. Univeridad de La Laguna, 424 pp.
- REYES, J., SANSÓN, M., AFONSO-CARRILLO, J., 1995. Leaf phonology, growth and production of the seagrass *Cymodocea nodosa* at El Médano (south of Tenerife, Canary Islands). *Bot. Mar.* 38: 457-465.
- ROESSLER, M. A., REHRER, R.G., 1971. Relation of catches of postlarval pink shrimp in Everglades National Park, Florida, to the commercial catches on the Tortugas Grounds. *Bull. Mar. Sci.* 21:790-805.
- ROTHLISBERG, P.C., CHURCH, J.A., FANDRY, C.B., 1995. A mechanism for near-shore concentration and estuarine recruitment of post-larval *Penaeus plebejus* Hess (Decapoda Penaeidae). . *Est. Coast. Shelf Sci.* 40, 115–138.
- SALA, E., BOUDOURESQUE, C.F., HARMELIN-VIVIEN, M.L., 1998. Fishing, trophic cascades, and the structure of algal assemblages: evaluation of an old but untested paradigm. *Oikos* 83: 425–439.
- SHEARS, N.T., BABCOCK, R.C., 2003. Continuing trophic cascades effects after 25 years on no-take marine reserve protection. *Marine Ecology Progress Series* 246: 1–16.
- SCHELTEMA, R.S., 1974. Biological interactions determining larval settlement of marine invertebrates. *Thalassia Jugoslavia* 10:263-296
- SMITH, K.A., SINERCHIA, M. 2004. Timing of recruitment events, residence periods and post-settlement growth of juvenile fish in a seagrass nursery area, south-eastern Australia. *Environmental Biology of Fishes* 71, 73-84.
- SOKAL, R.R., ROHLF, F.J., 1995. *Biometry, the principles and practice of statistics in biological research*. W.H. Freeman, New York, 887 pp.
- SRINIVASAN, M., 2003. Depth distributions of coral reef fishes: the influence of micro-habitat structure, settlement, and post-settlement processes. *Oecologia* 137, 76-84.
- SUTHERLAND, J.P., KARLSON R.H., 1977. Development and stability of the fouling community at Beaufort, North Carolina. *Ecology Monograph*. 47:425–446
- SWEATMAN, H.P.A., 1988. Field evidence that settling coral reef fish larvae detect resident fishes using dissolved chemical cues. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 124, 163-174.
- TOMAS, F., ROMERO, J., TURON, X., 2004. Settlement and recruitment of the sea urchin *Paracentrotus lividus* in two contrasting habitats in the Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series*. vol. 282, pp. 173-184.

TUYA, F., BOYRA, A., HAROUN, R., 2004. Blanquizales en Canarias, la explosión demográfica del erizo *Diadema antillarum* en los fondos rocosos de Canarias. Monografía. 19 pp.

TUYA, F., WERNBERG, T., THOMSEN, M.S., 2008. Colonization of gastropods on subtidal reefs depends on density in adjacent habitats, not on disturbance regime. *Journal of Molluscan Studies*. 75: 27-33.

UNDERWOOD A.J., 1979. Ecology of intertidal gastropods. *Adv mar Res* 16:111-210

UNDERWOOD, A. J., KEOUGH, M.J., 2001. Supply-side ecology: the nature and consequences of variations in recruitment of intertidal organisms. Pages 183–200 *in* M. D. Bertness, S. D. Gaines, and M. E. Hay, editors. *Marine community ecology*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, USA.

VAN MONTFRANS, J., PEERY, C.A., ORTH, R.J., 1990. Daily, monthly and annual settlement patterns by *Callinectes sapidus* and *Neopanope sayi* megalopae on artificial collectors deployed in the York River, Virginia: 1985–1988. *Bull. Mar. Sci.* 46 (1), 214–229.

VAN MONTFRANS, J., EPIFANIO, C.E., KNOTT, D.M., LIPCIUS, R.M., MENSE, D.J., METCALF, K.S., OLMI, III E.J., ORTH, R.J., POSEY, M.H., WENNER, E.L., WEST, T.L., 1995. Settlement of blue crab postlarvae in western north Atlantic estuaries. *Bull. Mar. Sci.* 57 (3), 834–854.

VICTOR, B.C., 1986. Larval settlement and juvenile mortality in a recruitment limited coral reef fish population. *Ecol. Monogr.* 56: 145-160.

WAAGE-NIELSEN, E., CHRISTIE, H., RINDE, E., 2003. Short-term dispersal of kelp fauna to cleared (Kelp-harvested) areas. *Hydrobiologia*, 503: 77-91.

WEBSTER, M.S., 2002. Role of predators in the early post-settlement demography of coral-reef fishes. *Oecologia* 131, 52-60.

WEBSTER, M.S., ALMANY, G.R., 2002. Positive indirect effects in a coral reef fish community. *Ecol. Lett.* 5, 549-557.

WRIGHT, K.J., HIGGS, D.M., BELANGER, A.J., LEIS, J.M., 2005. Auditory and olfactory abilities of pre-settlement larvae and post-settlement juveniles of a coral reef damselfish (Pisces: Pomacentridae). *Mar. Biol.* 147, 1425-1434.

## ANEXO I

BLANQUIZAL						ASUm (N=4)			CAS (N=4)			CwAS (N=4)		
Phylum	Clase	Orden	Familia	Género	Especie	Total	media ± SD	min-max	Total	media ± SD	min-max	Total	media ± SD	min-max
Annelida						43	10,75 ± 7,22	abr-21	9	2,25 ± 1,89	01-may	21	5,25 ± 4,03	01-oct
Echinodermata	Ophiuroidea	Ophiurida				2	0,5 ± 0,57	0-1	1	0,25 ± 0,5	0-1	3	0,75 ± 0,95	0-2
Echinodermata	Echinoidea	Echinoidea	Echinidae	Paracentrotus	Paracentrotus lividus	61	15,25 ± 14,40	0-33	41	10,25 ± 7,88	feb-17	13	3,25 ± 3,77	0-7
Arthropoda	Pycnogonida	Pantopoda	Ammotheidae	Achelia	Achelia echinata	0	0	0	0	0	0	2	0,5 ± 0,57	0-1
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda				428	107 ± 99,19	9-245	170	42,5 ± 30,27	16 - 85	177	44,25 ± 22,09	13-64
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Caprellidae			3	0,75 ± 0,95	0-2	5	1,25 ± 1,25	0-3	3	0,75 ± 0,95	0-2
Arthropoda	Malacostraca	Isopoda				64	16 ± 23,35	mar-51	164	41 ± 45,71	9 - 108	27	6,75 ± 5,37	0-13
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda				250	62,5 ± 84,30	1-186	252	63 ± 10,16	52 - 76	238	59,5 ± 26,7	27-92
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Majidae			9	2,25 ± 2,21	0-5	3	0,75 ± 1,5	0-3	8	2 ± 1,41	0-3
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Majidae	Macropodia	Macropodia rostrata	1	0,25 ± 0,5	0-1	1	0,25 ± 0,5	0-1	1	0,25 ± 0,5	0-1
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Galatheididae	Galathea	Galathea squamifera	0	0	0	3	0,75 ± 0,95	0-2	0	0	0
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Grapsidae			1	0,25 ± 0,5	0-1	5	1,25 ± 0,95	0-2	9	2,25 ± 1,25	01-abr
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Paguridae	Paguru	Pagurus anachoretus	33	8,25 ± 6,75	feb-17	21	5,25 ± 4,57	0-10	29	7,25 ± 3,86	02-nov
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Diogenidae	Calcinus	Calcinus tubularis	6	1,5 ± 1,29	0-3	3	0,75 ± 1,5	0-3	4	1 ± 2	0-4
Mollusca	Gastropoda	Apogastropoda	Columbellidae	Columbella	Columbella adansoni	23	5,75 ± 5,12	ene-13	34	8,5 ± 3,41	may-13	27	6,75 ± 7,63	feb-18
Mollusca	Gastropoda	Apogastropoda	Turridae			0	0	0	1	0,25 ± 0,5	0-1	0	0	0
Mollusca	Gastropoda	Apogastropoda	Cerithidae	Bittium		1	0,25 ± 0,5	0-1	4	0,5 ± 0,57	0-2	14	3,5 ± 5,06	0-11
Mollusca	Gastropoda	Apogastropoda	Rissoidae	Rissoa		13	3,25 ± 4,71	0-10	8	0,25 ± 0,5	0-4	11	2,75 ± 4,85	0-10
Mollusca	Gastropoda	Apogastropoda	Rissoidae	Alvania		3	0,75 ± 0,95	0-2	3	0,75 ± 0,95	0-2	2	0,5 ± 0,57	0-1
Mollusca	Gastropoda	Apogastropoda	Rissoidae	Crisilla		15	3,75 ± 4,99	0-11	7	1,75 ± 1,25	0-3	2	0,5 ± 1	0-2
Mollusca	Gastropoda	Apogastropoda	Cerithidae	Cerithium		0	0	0	0	0	0	1	0,25 ± 0,5	0-1
Mollusca	Gastropoda	Apogastropoda	Naticidae			1	0,25 ± 0,5	0-1	0	0	0	1	0,25 ± 0,5	0-1
Mollusca	Gastropoda	Apogastropoda	Eulimidae			0	0	0	4	1 ± 2	0-4	0	0	0
Mollusca	Gastropoda	Apogastropoda	Buccinidae			1	0,25 ± 0,5	0-1	0	0	0	0	0	0
Mollusca	Gastropoda	Archaeogastropoda	Tricoliidae	Tricolia		5	1,25 ± 1,89	0-4	2	0,5 ± 0,57	0-1	0	0	0
Mollusca	Gastropoda	Archaeogastropoda	Trochidae			10	2,5 ± 2,08	0-5	2	0,5 ± 0,57	0-1	2	0,5 ± 1	0-2
Mollusca	Gastropoda	Archaeogastropoda	Turbiniidae	Moelleria	Moelleria costulata	0	0	0	0	0	0	1	0,25 ± 0,5	0-1
Mollusca	Gastropoda	Anaspidea	Aplysiidae	Aplysia	Aplysia dactylomela	0	0	0	1	0,25 ± 0,5	0-1	0	0	0
Platyhelminthes	Turbellaria	Polycladida	Pseudoceridae	Thysanozoon	Thysanozoon brochii	1	0,25 ± 0,5	0-1	0	0	0	0	0	0
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Gobiesocidae	Lepadogaster	Lepadogaster candollei	0	0	0	3	0,75 ± 0,95	0-2	0	0	0
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Labridae	Symphodus	Symphodus trutta	2	0,5 ± 1	0-2	0	0	0	0	0	0
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Apogonidae	Apogon	Apogon imberbis	0	0	0	1	0,25 ± 0,5	0-1	0	0	0

MACROALGAS						ASUm (N=4)			CAS (N=4)			CwAS (N=4)		
Phylum	Clase	Orden	Familia	Género	Especie	Total	media ± SD	min-max	Total	media ± SD	min-max	Total	media ± SD	min-max
Annelida						29	7,25 ± 4,99	2_12	8	2 ± 2,45	0_5	42	10,5 ± 12,39	3_29
Echinodermata	Ophiuroidea	Ophiurida				34	8,5 ± 7,32	3_19	13	3,25 ± 1,70	1_5	38	9,5 ± 15,75	0-33
Echinodermata	Echinoidea	Echinoida	Echinidae	Paracentrotus	Paracentrotus lividus	13	3,25 ± 3,30	0-1	24	6 ± 6,97	0_13	7	1,75 ± 1,25	0-3
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda				95	23,75 ± 19,95	3_47	222	55,5 ± 49,5	9_105	188	47 ± 13,29	30-59
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Caprellidae			3	0,75 ± 0,95	0_2	1	0,25 ± 0,5	0-1	3	0,75 ± 0,95	0-2
Arthropoda	Malacostraca	Isopoda				142	35,5 ± 37,02	3_78	150	37,5 ± 36,88	2_82	81	20,25 ± 10,78	6_30
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda				316	79 ± 17,51	55_97	469	117,25 ± 58,24	70_197	457	114,25 ± 27,43	74-135
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Majidae			9	2,25 ± 4,5	0_9	8	2 ± 2,30	0_4	7	1,75 ± 2,87	0-6
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Majidae	Macropodia	Macropodia rostrata	2	0,5 ± 1	0_2	2	0,5 ± 1	0_2	0	0	0
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Galatheididae	Galathea	Galathea squamifera	2	0,5 ± 1	0_2	5	1,25 ± 1,5	0_3	5	1,25 ± 1,89	0-4
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Grapsidae			0	0	0	11	2,75 ± 2,98	0_7	15	3,75 ± 0,95	03-may
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Xanthidae			0	0	0	0	0	0	1	0,25 ± 0,5	0-1
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Paguridae	Paguru	Pagurus anachoretus	57	14,25 ± 6,07	7_21	17	4,25 ± 3,30	1_8	29	7,25 ± 5,12	2_13
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Diogenidae	Calcinus	Calcinus tubularis	37	9,25 ± 15,26	0_32	5	1,25 ± 1,89	0_4	19	4,75 ± 5,61	0-11
Mollusca	Bivalvia					8	2 ± 4	0_8	0	0	0	0	0	0
Mollusca	Gastropoda	Apogastropoda	Columbellidae	Columbella	Columbella adansoni	29	7,25 ± 11,41	0_24	12	3 ± 2,16	0_5	5	1,25 ± 1,5	0-3
Mollusca	Gastropoda	Apogastropoda	Turridae			1	0,25 ± 0,5	0_1	1	0,25 ± 0,5	0-1	0	0	0
Mollusca	Gastropoda	Apogastropoda	Cerithidae	Bittium		0	0	0	2	0,5 ± 1	0_2	0	0	0
Mollusca	Gastropoda	Apogastropoda	Rissoidae	Rissoa		31	7,75 ± 6,18	0_15	33	8,25 ± 6,65	0_15	2	0,5 ± 1	0-2
Mollusca	Gastropoda	Apogastropoda	Rissoidae	Alvania		19	4,75 ± 6,89	0_15	20	5 ± 4,24	0_9	3	0,75 ± 0,95	0-2
Mollusca	Gastropoda	Apogastropoda	Rissoidae	Crisilla		58	14,5 ± 15,19	0_30	10	2,5 ± 2,08	0_5	1	0,25 ± 0,5	0-1
Mollusca	Gastropoda	Apogastropoda	Cerithidae	Cerithium		6	1,5 ± 3	0_6	0	0	0	1	0,25 ± 0,5	0-1
Mollusca	Gastropoda	Apogastropoda	Naticidae			20	5 ± 8,12	0-17	1	0,25 ± 0,5	0-1	0	0	0
Mollusca	Gastropoda	Apogastropoda	Marginellidae			0	0	0	3	0,75 ± 0,95		0	0	0
Mollusca	Gastropoda	Apogastropoda	Eulimidae			10	2,5 ± 3,31	0-7	1	0,25 ± 0,5	0-1	0	0	0
Mollusca	Gastropoda	Apogastropoda	Costellariidae	Vexillum	Vexillum zebrinum	1	0,25 ± 0,5	0-1	1	0,25 ± 0,5	0-1	0	0	0
Mollusca	Gastropoda	Apogastropoda	Mitridae	Mitra		1	0,25 ± 0,5	0-1	0	0	0	0	0	0
Mollusca	Gastropoda	Apogastropoda	Buccinidae			3	0,75 ± 0,95	0-2	2	0,5 ± 1	0_2	1	0,25 ± 0,5	0-1
Mollusca	Gastropoda	Archaeogastropoda	Tricoliidae	Tricolia		17	4,25 ± 4,64	0-10	17	4,25 ± 4,19	0_10	0	0	0
Mollusca	Gastropoda	Archaeogastropoda	Trochidae			38	9,5 ± 7,59	2_20	28	7 ± 5,03	0_12	6	1,5 ± 1,73	0-4
Mollusca	Gastropoda	Archaeogastropoda	Trochidae	Gibbula		1	0,25 ± 0,5	0-1	0	0	0	0	0	0
Mollusca	Gastropoda	Notaspidea	Tylodidae	Tylodina	Tylodina perversa	0	0	0	0	0	0	1	0,25 ± 0,5	0-1
Mollusca	Gastropoda	Anaspidea	Aplysiidae	Aplysia	Aplysia dactylomela	1	0,25 ± 0,5	0-1	0	0	0	2	0,5 ± 1	0-2
Platyhelminthes	Turbellaria	Polycladida	Pseudoceridae	Thysanozoon	Thysanozoon brochii	1	0,25 ± 0,5	0-1	0	0	0	1	0,25 ± 0,5	0-1
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Gobiesocidae	Lepadogaster	Lepadogaster candollei	0	0	0	0	0	0	2	0,5 ± 0,57	0-1
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Gobiesocidae	Opeatogenys	Opeatogenys cadenati	2	0,5 ± 0,57	0-1	0	0	0	0	0	0
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Apogonidae	Apogon	Apogon imberbis	0	0	0	1	0,25 ± 0,5	0-1	0	0	0
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Labridae	Coris	Coris julis	0	0	0	0	0	0	1	0,25 ± 0,5	0-1
Chordata	Osteichthyes	Scorpaeniformes	Scorpaenidae	Scorpaena	Scorpaena spp.	1	0,25 ± 0,5	0-1	0	0	0	1	0,25 ± 0,5	0-1

ARENA						ASUm (N=4)			CAS (N=4)			CwAS (N=4)		
Phylum	Clase	Orden	Familia	Género	Especie	Total	media ± SD	min-max	Total	media ± SD	min-max	Total	media ± SD	min-max
Annelida		Annelida				177	44,25 ± 39,05	9_86	20	5 ± 3,55	2_9	85	21 ± 23,59	3_54
Echinodermata	Ophiuroidea	Ophiurida				8	2 ± 2,16	0-5	8	2 ± 1,41	1_4	4	1 ± 0,81	0-2
Echinodermata	Echinoidea	Echinoida	Echinidae	Paracentrotus	Paracentrotus lividus	277	69,25 ± 117,27	0-244	307	76,75 ± 38,39	38-115	69	17,25 ± 26,39	0-56
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda				905	226,25 ± 262,18	586-26	589	147,25 ± 72,74	89-251	170	42,5 ± 27,09	12_70
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Caprellidae			24	6 ± 6,97	0-15	15	3,75 ± 0,95	3_5	6	1,5 ± 1	0-2
Arthropoda	Malacostraca	Isopoda				77	19,25 ± 12,57	2_32	58	14,5 ± 11,03	ago-31	12	3 ± 2,16	0-5
Arthropoda	Malacostraca	Misidacea	Mysidae			22	5,5 ± 7,54	0-16	0	0	0	5	1,25 ± 2,5	0-5
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda				413	103,25 ± 156,5	4-334	1054	263,5 ± 90,92	134-336	345	86,25 ± 79,6	18-172
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Majidae			0	0	0	3	0,75 ± 0,95	0-2	6	1,5 ± 2,38	0-5
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Majidae	Macropodia	Macropodia rostrata	21	5,25 ± 7,93	0-17	7	1,75 ± 1,25	0-3	10	2,5 ± 1,73	0-4
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Galatheidae	Galathea	Galathea squamifera	4	1 ± 1,41	0-3	6	1,5 ± 0,57	1_2	1	0,25 ± 0,5	0-1
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Grapsidae			5	1,25 ± 1,5	0-3	10	2,5 ± 1,73	1_5	5	1,25 ± 0,95	0-2
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Xanthidae			0	0	0	1	0,25 ± 0,5	0-1	1	0,25 ± 0,5	0-1
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Paguridae	Paguru	Pagurus anachoretus	4	1 ± 1,41	0-3	8	2 ± 2,82	0-6	4	1 ± 2	0-4
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Diogenidae	Dardanus	Dardanus calidus	0	0	0	2	0,5 ± 1	0-2	0	0	0
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Diogenidae	Calcinus	Calcinus tubularis	0	0	0	1	0,25 ± 0,5	0-1	0	0	0
Mollusca	Bivalvia					11	2,75 ± 3,20	0-6	1	0,25 ± 0,5	0-1	5	1,25 ± 1,5	0-3
Mollusca	Gastropoda	Apogastropoda	Columbellidae	Columbella	Columbella adansonii	4	1 ± 1,41	0-3	2	0,5 ± 1	0-2	1	0,25 ± 0,5	0-1
Mollusca	Gastropoda	Apogastropoda	Turridae			20	5 ± 3,46		0	0	0	13	3,25 ± 4,57	0-10
Mollusca	Gastropoda	Apogastropoda	Cerithidae	Bittium		1	0,25 ± 0,5	0-1	0	0	0	1	0,25 ± 0,5	0-1
Mollusca	Gastropoda	Apogastropoda	Rissoidae	Rissoa		13	3,25 ± 4,75	0-10	42	10,5 ± 10,37	4_26	6	1,5 ± 1,91	0-4
Mollusca	Gastropoda	Apogastropoda	Rissoidae	Alvania		1	0,25 ± 0,5	0-1	14	3,5 ± 4,43	0-10	3	0,75 ± 0,95	0-2
Mollusca	Gastropoda	Apogastropoda	Rissoidae	Crisilla		0	0	0	1	0,25 ± 0,5	0-1	2	0,5 ± 1	0-2
Mollusca	Gastropoda	Apogastropoda	Costellariidae			2	0,5 ± 1	0-2	0	0	0	0	0	0
Mollusca	Gastropoda	Apogastropoda	Cerithidae	Cerithium		29	7,25 ± 7,5	0-17	0	0	0	0	0	0
Mollusca	Gastropoda	Apogastropoda	Eulimidae			1	0,25 ± 0,5	0-1	2	0,5 ± 1	0-2	0	0	0
Mollusca	Gastropoda	Apogastropoda	Costellariidae	Vexillum	Vexillum zebrinum	0	0	0	1	0,25 ± 0,5	0-1	0	0	0
Mollusca	Gastropoda	Apogastropoda	Buccinidae			2	0,5 ± 1	0-2	0	0	0	0	0	0
Mollusca	Gastropoda	Apogastropoda	Volutidae			1	0,25 ± 0,5	0-1	0	0	0	0	0	0
Mollusca	Gastropoda	Apogastropoda	Conidae	Conus	Conus pulcher canariensis	1	0,25 ± 0,5	0-1	0	0	0	0	0	0
Mollusca	Gastropoda	Archaeogastropoda	Tricoliidae	Tricolia		19	4,75 ± 3,77	0-9	24	6 ± 4,08	0-9	3	0,75 ± 1,5	0-3
Mollusca	Gastropoda	Archaeogastropoda	Trochidae			2	0,5 ± 1	0-2	1	0,25 ± 0,5	0-1	6	1,5 ± 1,73	0-3
Mollusca	Gastropoda	Archaeogastropoda	Trochidae	Gibbula		0	0	0	1	0,25 ± 0,5	0-1	0	0	0
Mollusca	Gastropoda	Heterostropha	Pyramidellidae	Turbonilla	Turbonilla lactea	1	0,25 ± 0,5	0-1	0	0	0	0	0	0
Mollusca	Gastropoda	Anaspiidea	Aplysiidae	Aplysia	Aplysia dactylomela	11	2,75 ± 3,20	0-6	1	0,25 ± 0,5	0-1	3	0,75 ± 0,95	0-2
Cnidaria	Anthozoa	Actiniaria	Actiniidae			1	0,25 ± 0,5	0-1	0	0	0	1	0,25 ± 0,5	0-1
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Gobiesocidae	Lepadogaster	Lepadogaster candollei	8	2 ± 2,16	0-5	14	3,5 ± 3,31	0-8	3	0,75 ± 0,95	0-2
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Gobiesocidae	Opeatogenys	Opeatogenys cadenati	4	1 ± 1,41	0-5	0	0	0	1	0,25 ± 0,5	0-1
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Labridae	Symphodus	Symphodus trutta	0	0	0	1	0,25 ± 0,5	0-1	0	0	0
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Apogonidae	Apogon	Apogon imberbis	1	0,25 ± 0,5	0-1	0	0	0	1	0,25 ± 0,5	0-1
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Gobidae			1	0,25 ± 0,5	0-1	0	0	0	0	0	0
Chordata	Osteichthyes	Gasterosteiformes	Syngnatidae	Syngnathus	Syngnathus typhle	0	0	0	2	0,5 ± 0,57	0-1	0	0	0

SEBADAL						ASUm (N=4)			CAS (N=4)			CwAS (N=4)		
Phylum	Clase	Orden	Familia	Género	Especie	Total	media ± SD	min-max	Total	media ± SD	min-max	Total	media ± SD	min-max
Annelida		Annelida				22	5,5 ± 6,8	0-14	12	3 ± 2,16	0-5	25	6,25 ± 4,75	3_13
Nemertea	Pilidiophora	Heteronemertea	Baseodiscidae	Baseodiscus	Baseodiscus delineatus	4	1 ± 1,41	0-3	0	0	0	0	0	0
Echinodermata	Ophiuroidea	Ophiurida				18	4,5 ± 4,04	1_10	8	2 ± 2,7	0-6	4	1 ± 0,81	0-2
Echinodermata	Echinoidea	Echinoida	Echinidae	Paracentrotus	Paracentrotus lividus	91	22,75 ± 21,62	0-51	63	15,75 ± 9,77	5_25	1	0,25 ± 0,5	0-1
Arthropoda	Pycnogonida	Pantopoda	Ammotheidae	Achelia	Achelia echinata	0	0	0	2	0,5 ± 0,57	0-1	2	0,5 ± 0,57	0-1
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda				240	60 ± 49,44	14-123	379	94,75 ± 99,97	15-241	647	161,75 ± 178,76	29-423
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Caprellidae			11	2,75 ± 2,75	0-6	11	2,75 ± 3,5	1_8	7	1,75 ± 1,7	0-4
Arthropoda	Malacostraca	Isopoda				74	18,5 ± 20,76	1_46	234	58,5 ± 42,01	1-101	164	41 ± 19,62	40-66
Arthropoda	Malacostraca	Misidacea	Mysidae			2	0,5 ± 0,57	0-1	0	0	0	23	5,75 ± 11,5	0-23
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda				293	73,25 ± 67,13	2-157	1705	426,25 ± 296,52	142-841	1304	326 ± 147,25	122-457
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Majidae			9	2,25-1,89	1_5	9	2,25 ± 0,5	2_3	11	2,75 ± 2,06	0-5
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Majidae	Macropodia	Macropodia rostrata	1	0,25 ± 0,5	0-1	0	0	0	0	0	0
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Galatheididae	Galathea	Galathea squamifera	1	0,25 ± 0,5	0-1	4	1 ± 2	0-4	4	1 ± 1,81	0-2
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Grapsidae			11	2,75 ± 2,21	0-5	16	4 ± 5,65	0-12	12	3 ± 2,7	1_7
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Xanthidae			0	0	0	1	0,25 ± 0,5	0-1	1	0,25 ± 0,5	0-1
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Paguridae	Paguru	Pagurus anachoretus	13	3,25 ± 1,5	2_5	36	9 ± 6	6_18	18	4,5 ± 2,51	1_7
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Diogenidae	Calcinus	Calcinus tubularis	2	0,5 ± 1	0-2	1	0,25 ± 0,5	0-1	4	1 ± 0,81	0-2
Mollusca	Bivalvia					20	5 ± 5,59	0-13	0	0	0	0	0	0
Mollusca	Gastropoda	Apogastropoda	Columbellidae	Columbella	Columbella adansonii	3	0,75 ± 0,95	0-2	3	0,75 ± 0,95	0-2	0	0	0
Mollusca	Gastropoda	Apogastropoda	Turridae			10	2,5 ± 3,31	0-7	1	0,25 ± 0,5	0-1	1	0,25 ± 0,5	0-1
Mollusca	Gastropoda	Apogastropoda	Cerithidae	Bittium		27	6,75 ± 6,29	2_16	11	2,75 ± 4,27	0-9	5	1,25 ± 0,95	0-2
Mollusca	Gastropoda	Apogastropoda	Rissoidae	Rissoa		36	9 ± 5,49	3_16	85	21,25 ± 18,51	7_48	4	1 ± 1,41	0-3
Mollusca	Gastropoda	Apogastropoda	Rissoidae	Alvania		15	3,75 ± 7,5	0-15	15	3,75 ± 7,5	0-15	0	0	0
Mollusca	Gastropoda	Apogastropoda	Rissoidae	Crisilla		6	1,5 ± 1,91	0-4	4	1 ± 2	0-4	0	0	0
Mollusca	Gastropoda	Apogastropoda	Cerithidae	Cerithium		10	2,5 ± 3,69	0-8	1	0,25 ± 0,5	0-1	2	0,5 ± 0,57	0-1
Mollusca	Gastropoda	Apogastropoda	Eulimidae			3	0,75 ± 1,5	0-3	0	0	0	0	0	0
Mollusca	Gastropoda	Apogastropoda	Costellariidae	Vexillum	Vexillum zebrinum	1	0,25 ± 0,5	0-1	0	0	0	0	0	0
Mollusca	Gastropoda	Archaeogastropoda	Tricoliidae	Tricolia		31	7,75 ± 5,9	2_16	15	3,75 ± 1,5	2_5	4	1 ± 0,81	0-2
Mollusca	Gastropoda	Archaeogastropoda	Trochidae			8	2 ± 2,7	0-6	2	0,5 ± 1	0-2	2	0,5 ± 1	0-2
Mollusca	Gastropoda	Archaeogastropoda	Trochidae	Gibbula		0	0	0	1	0,25 ± 0,5	0-1	0	0	0
Platyhelminthes	Turbellaria	Polycladida	Pseudoceridae	Thysanozoon	Thysanozoon brochii	0	0	0	4	1 ± 0	1	3	0,75 ± 1,5	0-3
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Gobiesocidae	Lepadogaster	Lepadogaster candollei	5	1,25 ± 0,95	0-2	3	0,75 ± 0,95	0-2	1	0,25 ± 0,5	0-1
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Gobidae			0	0	0	1	0,25 ± 0,5	0-1	1	0,25 ± 0,5	0-1
Chordata	Osteichthyes	Scorpaeniformes	Scorpaenidae	Scorpaena	Scorpaena spp.	0	0	0	1	0,25 ± 0,5	0-1	0	0	0