

Evaluación de impacto ambiental de acuicultura en jaulas en Canarias

Coordinadores

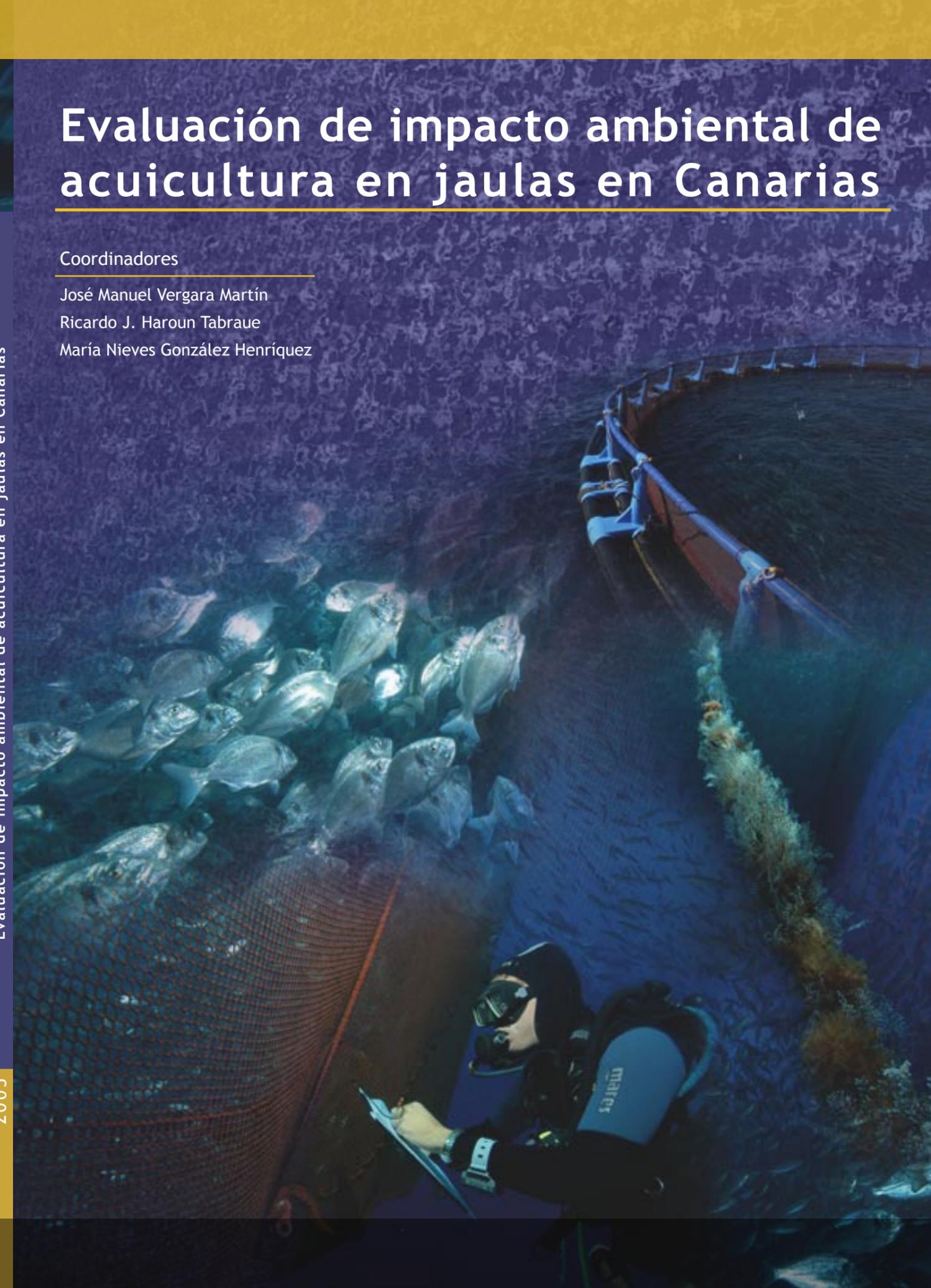
José Manuel Vergara Martín

Ricardo J. Haroun Tabraue

María Nieves González Henríquez

A lo largo de los años 2000 y 2001 se estudiaron dos piscifactorías comerciales de jaulas flotantes situadas en la isla de Gran Canaria, con el objetivo de desarrollar una metodología de evaluación del impacto ambiental de este tipo de granjas en Canarias. Para ello, se identificaron aquellos parámetros físicos, químicos y biológicos de los ecosistemas próximos más sensibles a la descarga de nutrientes procedente de esta actividad.

Los resultados, coincidentes con la mayoría de estudios científicos realizados sobre el efecto ambiental de este tipo de instalaciones (Mediterráneo, Noruega, Japón), prueban que el impacto ejercido por los residuos de la acuicultura en jaulas flotantes resulta poco significativo, y que éste se concentra exclusivamente en el fondo marino inmediatamente bajo las jaulas. En consecuencia, se sugiere que la gestión medioambiental de este tipo de granjas, especialmente cuando el lugar de fondeo es el idóneo en cuanto a profundidad y régimen de corrientes, como ocurre en la práctica totalidad de granjas de Canarias, debiera limitarse a muestreos periódicos y analítica del sedimento marino en áreas de posible influencia de estas granjas.



Evaluación de impacto ambiental de acuicultura en jaulas en Canarias

Coordinadores

José Manuel Vergara Martín • Ricardo J. Haroun Tabraue • María Nieves González Henríquez



© de los textos:	José Manuel Vergara Martín, Ricardo J. Haroun Tabraue, María Nieves González Henríquez, Lucía Molina Domínguez, María Oreto Briz Miquel, Arturo Boyra López, León Gutiérrez, Martínez de Marañón, Antonio Ballesta Méndez
© de la edición:	Oceanográfica: Educación, Divulgación y Ciencia. www.oceanografica.com
ISBN:	84-609-4073-X
Depósito legal:	GC-422-2005
Impresión:	www.oceanografica.com
Información y venta en:	www.oceanografica.com/impactojaulas

Como citar esta obra:
2005 Vergara Martín, J.M., Haroun Tabraue, R., González Henríquez, M.N., Molina Domínguez, L., Briz Miquel, M.O., Boyra López, A., Gutiérrez Martínez de Marañón, L. y Ballesta Méndez, A. "Evaluación de Impacto Ambiental de Acuicultura en Jaulas en Canarias". (Eds. Vergara Martín, J.M., Haroun Tabraue, R. y González Henríquez, N.) Oceanográfica, Telde. ISBN:84-609-4073-X. 110pp.

Queda rigurosamente prohibida, sin la autorización expresa escrita de los titulares del Copyright, bajo las sanciones establecidas por las leyes, la reproducción parcial o total de esta obra por cualquier medio o procedimiento, comprendidos la reprografía y el tratamiento informático.

Introducción	11
1.1. La acuicultura marina	13
1.2. Impacto ambiental	13
1.2.1. Cuantificación de las descargas de nutrientes al medio (Balance de masa)	15
1.3. Efectos ambientales de la acuicultura intensiva	16
1.3.1. Efectos de la materia orgánica liberada en forma particulada	16
1.3.2. Efectos de las descargas de nutrientes disueltos.	17
1.3.3. Principales efectos biológicos de las jaulas de cultivo de peces en el medio marino.	18
1.4. Objetivos	21
Material y métodos	23
2.1. Características de las granjas estudiadas	25
2.2. Cuantificación de las descargas de nutrientes al medio	26
2.3. Hidrología	26
2.4. Calidad del agua	26
2.5. Adherencias (fouling)	28
2.6. Sedimentos	28
2.7. Submareal	28
2.8. Intermareal	33
2.9. Estructuras arrecifales	36
Resultados y discusión	39
3.1. Cuantificación de las descargas de nutrientes al medio	41
3.2. Hidrología	44
3.2.1 Estudio hidrodinámico de la bahía de Melenara	44
3.2.1 Estudio hidrodinámico en Arguineguín	46
3.3. Calidad del agua	47
3.3.1. Temperatura	47
3.3.2. Salinidad	47
3.3.3. Oxígeno disuelto	47
3.3.4. Clorofila a	48
3.3.5. pH	49
3.3.6. Turbidez	49
3.3.7. Nutrientes	50

3.4. Adherencias (fouling)	54
3.5. Sedimentos	55
3.6. Submareal	57
3.6.1. Peces	57
3.6.2. Macrofauna bentónica	67
3.6.3. Comunidades vegetales	72
3.6.4. Comunidades bacterianas	75
3.7. Intermareal	77
3.8. Estructuras arrecifales	83
Conclusiones	87
4. Conclusiones	89
Consideraciones finales	91
5. Consideraciones finales	93
6. Bibliografía	97
7. Anexo I	107
Praderas de fanerógamas marinas	107
Asociaciones biológicas	108

José Manuel Vergara Martín (1)
Ricardo J. Haroun Tabraue (2)
María Nieves González Henríquez (3)
Lucía Molina Domínguez (3)
María Oreto Briz Miquel (3)
Arturo Boyra López (4)
León Gutiérrez Martínez de Marañón (2)
Antonio Ballesta Méndez (2)

(1) Grupo de Investigación en Acuicultura, Departamento de Biología, Facultad de Ciencias del Mar, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Campus Universitario de Tafira. 35017 Las Palmas de Gran Canaria, España. <http://www.grupoinvestigacionacuicultura.org>

(2) Centro de Biodiversidad y Gestión Ambiental, Facultad de Ciencias del Mar, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Campus Universitario de Tafira. 35017 Las Palmas de Gran Canaria, España. <http://www.bioges.org>

(3) Instituto Canario de Ciencias Marinas. Dirección General de Universidades e Investigación, Consejería de Educación, Cultura y Deportes, Gobierno de Canarias. Apdo. 56 - 35200 Telde, Las Palmas, España. <http://www.iccm.rcanarias.es>

(4) Oceanográfica: Divulgación, Educación y Ciencia S.L.L. C/ Los Peregrinos, 30, 2ª Planta. Polígono Industrial del Goro. Telde, 35215, Las Palmas, España. <http://www.oceanografica.com>

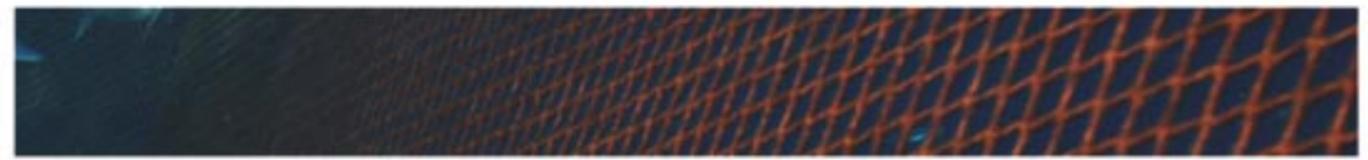
Agradecimientos

Este trabajo fue posible gracias a la entusiasta colaboración de investigadores y personal técnico de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria del Instituto Canario de Ciencias Marinas (perteneciente al Gobierno de Canarias) y de la Universidad de Alicante.

Asimismo, su ejecución contó con la financiación concedida por la Subdirección General de Proyectos de Investigación Científica y Técnica, de la Dirección General de Investigación (Ministerio de Ciencia y Tecnología, Secretaría de Estado de Política Científica y Tecnológica), dentro del Programa de Proyectos Cofinanciados con Fondos FEDER (Ref.: 1FD1997-1072). También recibió co-financiación de la Dirección General de Universidades e Investigación, de la Consejería de Educación, Cultura y Deportes del Gobierno de Canarias (Ref.: COFI2000/06).

Presentación

El presente trabajo tuvo como objetivo el desarrollar una metodología de evaluación del impacto ambiental de instalaciones de jaulas flotantes en Canarias, intentando identificar aquellos parámetros físicos, químicos y biológicos más sensibles asociados a la descarga de nutrientes de esta actividad. Las tareas fueron ejecutadas durante un periodo de dos años (2000-2001) en dos granjas comerciales de jaulas flotantes para engorde de peces marinos en la isla de Gran Canaria, Islas Canarias, España, e incluyeron un estudio de retención de nutrientes por los peces cultivados y descarga al medio, un programa de muestreos y analítica de agua y sedimentos del fondo marino, adherencias (*fouling*), evaluación del régimen de corrientes y estudios de los ecosistemas pelágicos y bentónicos (intermareales y submareales) en distintas áreas de influencia de las dos granjas. Los resultados sugieren que los residuos liberados en forma disuelta por estas granjas no ejercieron un impacto relevante sobre el medio acuático y por tanto, sobre la calidad del agua. Asimismo, se observó un cierto impacto negativo sobre una zona del fondo marino localizada inmediatamente bajo las jaulas y en un área cercana, impacto debido posiblemente a un excesivo empleo de pienso en las granjas, susceptible por lo tanto de disminuir o mitigarse mediante una gestión optimizada por parte de los granjeros. Existe un efecto de atracción de peces de la fauna demersal y bentónica local hacia las inmediaciones de las jaulas, que debido a la proliferación de artes de pesca (ilegales en su mayoría) en las cercanías de estas granjas, pueden ocasionar un efecto negativo de sobrepesca (efecto sumidero). Las especies de peces condriictios que fueron observadas en las inmediaciones de las jaulas resultaron ser todas de carácter inofensivo.



Introducción



1.1. La acuicultura marina

La Acuicultura se puede definir como la cría de organismos acuáticos en cautividad con fines comerciales. En los países occidentales, el principal objetivo del cultivo de organismos marinos es hacer engordar especies de alto valor de mercado en el menor tiempo posible, y de una forma económicamente rentable. Se conoce como "acuicultura intensiva", y se caracteriza fundamentalmente por el empleo de tanques o jaulas flotantes para mantener los animales en cautividad, y por el empleo de piensos artificiales con el fin de conseguir las mayores producciones posibles por unidad de volumen.

El impresionante crecimiento de la acuicultura moderna en los últimos 50 años ha conducido a que la producción mundial en 2000 (45,7 millones de toneladas) representaran ya más de la mitad de todas las capturas por pesquerías, y un tercio de toda la producción mundial de alimento procedente del medio acuático.

En los países ribereños del Mediterráneo, donde las especies de peces marinos cultivadas fundamentalmente son la dorada (*Sparus aurata*) y la lubina europea (*Dicentrarchus labrax*), se ha experimentado una progresión espectacular en los últimos años, pasando de 8.000 toneladas de dorada y lubina producidas en 1991 a más de 125.000 toneladas en la actualidad. La participación de las empresas canarias en el total nacional de producción de estas dos especies es, aproximadamente, de un 15 % de la dorada, y de un 30 % de la lubina, existiendo actualmente 8 empresas en producción y una veintena de proyectos que dan empleo a unas cien personas, y que producen en la actualidad unas 3.200 toneladas anuales de dorada y lubina. En función del resto de los proyectos actuales y de las ampliaciones y nuevas empresas previstas, se prevé alcanzar una producción de 5.000 toneladas en 2005.

Aplicando un precio medio de 6 euros por kilogramo de producto, podemos estimar un valor de producción superior a los 6 millones de euros anuales, que, de continuar la actividad de las empresas actuales, alcanzarían los 30 millones de euros en los próximos cinco años.

La principal ventaja de Canarias para este sector es, aparte de la amplitud de sus costas (1.751 kilómetros), la temperatura moderada de sus aguas costeras, lo que disminuye el tiempo de engorde de los peces hasta tallas comerciales. Esta ventaja, junto al hecho de que se pueden producir localmente individuos de tallas en torno al kilo, de manera rentable y sin competencia en el área Mediterránea, incrementa los valores de rentabilidad de esta actividad. Sin embargo, otros factores derivados del carácter ultraperiférico de estas Islas representan contrapesos negativos de cara a la rentabilidad total de las empresas locales, aunque en su valoración global resulta positiva.

Más del 70 % de la producción de piscicultura marina en Canarias se lleva a cabo hoy en día en instalaciones de jaulas oceánicas, siendo la tecnología predominante en todos los nuevos proyectos empresariales de las Islas. No obstante, este hecho ha despertado una creciente sensibilización social acerca de las implicaciones medioambientales, y es frecuentemente empleada por intereses sectoriales de diversa índole como argumentación para intentar frenar esta actividad. La fuerte competencia por el uso del litoral no es ajena a esta situación.

1.2. Impacto ambiental

El efecto de la acuicultura sobre el medio ambiente ha resultado un foco de atención en los últimos años y objeto de múltiples investigaciones, particularmente en instalaciones de piscicultura intensiva de mar abierto, como son las jaulas flotantes donde se engordan especies como el salmón atlántico en aguas del norte de Europa, o como la dorada y la lubina en las costas del Mediterráneo y Suratlánticas europeas.

Los lagos, ríos y océanos han sido utilizados históricamente por la especie humana como fuentes de alimento y vías de transporte. En las últimas décadas de industrialización, estas aguas comenzaron a ser usadas además para la descarga de residuos y desechos procedentes de nuestras actividades. Las emisiones de aguas de uso urbano y residuos industriales, combinadas con los efectos difusos de la agricultura intensiva, han alterado muchos ríos, lagos y zonas costeras hasta tal punto que casi no pueden ya ser empleadas con otro propósito que el de meros recipientes de estos desechos.

Todas las actividades humanas ejercen una influencia sobre el medio que las rodea, y el cultivo de organismos acuáticos en estanques, lagos, ríos y áreas costeras no es una excepción, al utilizar recursos del medio ambiente y producir a su vez cambios ambientales. La mayoría de estos efectos han sido hasta la fecha beneficiosos, como la rehabilitación de zonas rurales a través de la reutilización de terrenos degradados, el aumento de los ingresos y el empleo, la obtención de intercambios exteriores y la mejora de la nutrición en muchas zonas geográficas donde se practica. Si bien la mayoría de las prácticas acuícolas han tenido poco efecto negativo en los ecosistemas circundantes, es también cierto que se han dado algunos casos de degradación del medio ambiente en zonas costeras, debidos por ejemplo a operaciones intensivas de cultivo en jaulas en el Norte de Europa y las prácticas de cultivo de langostinos en el Sudeste Asiático y en América Latina. Los principales problemas ambientales relacionados con las instalaciones de acuicultura derivan de la descarga de nutrientes en dilución, básicamente el fósforo (nutriente limitante en aguas continentales), y el nitrógeno (limitante en aguas marinas), además de

la emisión de materia orgánica en forma particulada. En otros casos, los efectos negativos se derivan de la deforestación de zonas costeras para construcción de estanques, y el empleo abusivo de antibióticos.

Las fuentes de residuos de la acuicultura son: el alimento no comido, la excreta de los organismos cultivados, y los productos químicos empleados en las operaciones de cultivo.

Una proporción variable del alimento suministrado a los organismos cultivados (1-30 %) no es ingerido, bien porque se sobrealimenta, o bien porque el sistema o su gestión deficiente no optimizan su ingestión. Otros factores, como contenidos en material pulverizado de los piensos superiores a los especificados por los productores, contribuyen a esta fracción de residuos sólidos.

La fracción no digerida del alimento es eliminada por los animales marinos en forma de heces sólidas, mientras que aquéllos nutrientes absorbidos en exceso son excretados junto a los productos finales del catabolismo de las proteínas en forma de amonio y urea disueltos, a través de las branquias. En líneas generales, alrededor de 1/4 de los nutrientes aportados vía alimentación de peces son incorporados a la carne de éstos, mientras que 3/4 partes permanecerán en el medio (62 % del nitrógeno y 11 % del fósforo en forma disuelta; 13 % del nitrógeno y 66 % del fósforo en forma de sedimentos sólidos).

Las descargas medias totales estimadas son de 10 kg de Fósforo (P) y 90 kg de Nitrógeno (N) por tonelada de peces producidos por estación, para una tasa de alimentación de 1.3 % y un contenido del pienso de 1.62 % de P y 8.45 % de N en peso seco. Por término medio, 2.2 kg de P son liberados en forma disuelta y 7.3 kg de P en forma particulada por tonelada de peces producidos, mientras que se liberan 61 kg de N disuelto y 17 kg en forma particulada.

El extremo hasta el cual los ecosistemas naturales son alterados dependerá, entre otros aspectos, de si los sistemas de cultivo son intensivos o extensivos, de la gestión de dichos sistemas, de las especies cultivadas, de la localización, y del volumen de producción.

Las técnicas de cultivo intensivo, donde el crecimiento de los organismos acuáticos depende del alimento suministrado en forma de pienso granulado, generalmente causa mayores efectos sobre el medio que las técnicas extensivas, donde se emplea la propia producción natural del agua como fuente de alimento. Además, hay muchos menos pasos implicados en sistemas extensivos que en intensivos, donde también intervienen otras actividades económicas como las pesquerías, varias industrias de procesado, transporte y distribución de pescado hasta su transformación en pienso granulado, y la rentabilidad de esta larga y complicada cadena de actividades económicas sólo es posible si genera productos de alto valor de mercado. Desde el punto de vista de la energía solar empleada, y como ejemplo, la producción de piensos granulados para alimentar peces marinos en jaulas flotantes requiere la fijación de energía solar por el fitoplancton de una superficie marina 50.000 veces mayor que la requerida por las propias jaulas. Por otro lado, instalaciones de gran tamaño ejercerán un efecto mayor que otras de menor tamaño, por lo que la decisión de la localización de una granja de acuicultura debe basarse en una adecuación de la cantidad de nutrientes descargados a la hidrología y características medioambientales previas de la zona. Respecto al cultivo en jaulas flotantes, donde las descargas de nutrientes y materia orgánica son directas al medio, se ha estimado además que un 10 % de las descargas de fósforo se deben a los individuos muertos durante el cultivo, sin mencionar los efectos que sobre el medio pueden ejercer los animales escapados.

La siguiente tabla ilustra, a modo de ejemplo, las cantidades de nitrógeno y fósforo liberadas al medio acuático por diferentes actividades humanas, incluyendo la acuicultura, en los países del Norte de Europa ribereños al mar Báltico, durante 1989 (la producción total de salmónidos en jaulas flotantes, base de la acuicultura en estos países, para ese año fue de 189.300 toneladas).

Las descargas de nitrógeno están dominadas por las actividades agrícolas, seguidas por la deposición atmosférica sobre la superficie marina y emisarios de aguas residuales urbanas. En cuanto al fósforo, los emisarios de aguas residuales urbanas son, junto con las

Tabla I. Descargas de nitrógeno y fósforo procedentes de diversas actividades humanas en países del Norte de Europa en áreas ribereñas del mar Báltico durante el año 1989. Modificado de Ackefors y Enell, 1994.

Fuente / Actividad	Nitrógeno (toneladas)	Fósforo (toneladas)
Agricultura	607.800	12.800
Bosques y silvicultura	87.600	3.600
Emisarios urbanos	214.600	33.700
Industria	32.900	6.600
Acuicultura	14.200	2.400
Deposición atmosférica sobre el mar	448.000	6.700
Fijación de nitrógeno	134.000	
Total	1.539.100	65.800

actividades agrícolas, las principales fuentes de descargas de este nutriente. Como vemos, la contribución relativa al impacto negativo potencial sobre el medio ambiente de las actividades de acuicultura es mínima cuando la comparamos con el resto de actividades humanas (0.92 % del nitrógeno y 3.65 % del fósforo). El hecho de que la moderna acuicultura haya experimentado su principal desarrollo en la segunda mitad del siglo XX, cuando la conciencia sobre la degradación ambiental ha alcanzado niveles antes desconocidos, ha propiciado sin duda el que estos aspectos ocupen una atención especial en las sociedades occidentales.

La alta sensibilización social acerca de temas ambientales, unido al uso frecuentemente arbitrario de este tipo de argumentos por otros sectores o intereses, conllevan una serie de implicaciones negativas para el desarrollo de este nuevo sector de producción de alimentos, desequilibrando quizás la percepción que al respecto se posee sobre otras actividades mucho más antiguas, como la ganadería o la agricultura. De hecho, existe una clara deficiencia en controles ambientales sobre estas otras actividades. Los granjeros de organismos acuáticos son los más interesados en limitar y controlar los efectos negativos ambientales, ya que éstos perjudican significativamente a la propia instalación en muchos casos, comenzando a apreciarse cambios negativos en el comportamiento y el crecimiento de los animales. Por lo tanto, un desarrollo sólido y sostenido de la acuicultura, donde exista la percepción de las interrelaciones existentes entre las actividades de acuicultura y los ecosistemas circundantes, puede contribuir a la prevención y control de la contaminación de las aguas, ya que se fundamenta en la buena calidad de los recursos acuáticos.

1.2.1. Cuantificación de las descargas de nutrientes al medio (Balance de masa)

La composición del alimento es un factor de gran importancia en las cantidades de desechos generadas por la acuicultura (Ackefors y Enell, 1994; Talbot y Hole, 1994; Ackefors, 1999). Obviamente, las cantidades totales de estos nutrientes que son eliminadas al medio están en relación con los contenidos presentes en las dietas. Cualquier estrategia cuya finalidad sea la disminución de estas descargas debe pasar por la formulación de piensos con las cantidades necesarias (y disponibles) de estos nutrientes para producir un crecimiento adecuado, además de una gestión idónea de la alimentación por los granjeros.

Tanto el nitrógeno como el fósforo son nutrientes esenciales en la dieta de los peces (Ketola, 1975; Lovell, 1978; Ogino y Takeda, 1978; Ogino et al., 1979; Watanabe et al., 1980; Sakamoto y Yone, 1980) y deben aparecer en los piensos en cantidades suficientes como para satisfacer sus requerimientos, que son distintos según las especies (Wilson et al., 1982; Cho et al., 1985).

Las necesidades de proteínas y aminoácidos para los peces han sido revisadas por diversos autores (Halver y Tiews, 1979; Tacon y Cowey, 1985). Los peces necesitan un alto contenido en proteínas en su dieta, entre el 35 y el 55 % (Tacon y Cowey, 1985), aunque variable según la especie y la fase de desarrollo (Dabrowski, 1977).

Como regla general, se puede afirmar que los peces carnívoros necesitan una mayor cantidad de proteínas en su dieta que los herbívoros, y dentro de la misma especie, los más pequeños necesitan una mayor cantidad que sus congéneres mayores. Una dieta deficiente en proteínas produciría una disminución del crecimiento e incluso una pérdida de peso (Wilson y Halver, 1986).

Una disminución del nitrógeno eliminado puede conseguirse aumentando la proporción de lípidos y/o disminuyendo el contenido en proteínas de la dieta, lo que actualmente es una tendencia generalizada en la formulación de los piensos comerciales para peces. La disminución de la descarga de fósforo puede lograrse utilizando harinas de bajo contenido en fósforo soluble (Alsted, 1991) en los piensos. Todo esto implica un adecuado conocimiento tanto de los requerimientos de las especies destinatarias de los piensos como de las características de los ingredientes (perfil de nutrientes, digestibilidad de los mismos, palatabilidad,...) y el empleo de los procedimientos de fabricación idóneos.

El desarrollo de nuevas formulaciones y la mejora de los procesos de fabricación de los piensos a partir de la década de los 80, permitió a las empresas productoras la disminución del índice de conversión y los contenidos medios de nitrógeno y fósforo presentes en la dieta. Igualmente, se aumentó el contenido energético total (Johnsen y Wandswik, 1991; Ackefors, 1999), con lo que se ha conseguido rebajar progresivamente los vertidos al medio de estos nutrientes, dando respuesta a las preocupaciones sobre el efecto ambiental de la acuicultura. De este modo, el incremento en el uso de piensos extruidos ha mejorado el índice de conversión del alimento (Seymour y Johnson, 1990), lo que también es un factor que disminuye la descarga de nutrientes al medio. Las principales ventajas de los piensos extrusionados son: una mejor digestibilidad de los hidratos de carbono, una mejor utilización de las proteínas vegetales y una mayor flotabilidad y estabilidad de los gránulos (lo que permite al pez mayor posibilidad para atraparlos), así como una digestión más lenta (Proaqua Nutrición S.A.).

La mejora en los factores de conversión, además de minimizar el efecto de la acuicultura en el medio ambiente, ha permitido una menor utilización de pienso y unos ciclos de producción más cortos gracias a unos crecimientos más rápidos, lo que ha incidido en un aumento de la rentabilidad de las empresas (Proaqua Nutrición S.A.).

La investigación y la producción de piensos para dorada y lubina han seguido la estela de las experiencias en la cría de salmónidos, lo cual ha resultado una guía eficaz. A pesar de todo, los conocimientos sobre nutrición y comportamiento de estas especies son aún insuficientes y deben estar sometidos a continua actualización (Thomas, 1996). En este sentido la continuación de la investigación en el campo de la nutrición es fundamental para disminuir los índices de conversión y para la formulación de piensos que sean cada vez más respetuosos con el medio ambiente.

Los valores de retención de nitrógeno y fósforo en los peces que han sido publicados por distintos investigadores difieren notablemente, incluso para la misma especie. Las razones de estas variaciones pueden deberse a diversos factores como diferencias en la calidad de los ingredientes de la dieta, estimaciones erróneas de la cantidad de alimento ingerido e incluso de la mortalidad.

La estimación de las cantidades de nutrientes eliminadas al medio tiende a variar dependiendo de diversos factores: tipo de alimento utilizado, tamaño de los organismos cultivados, digestibilidad de los distintos componentes de la dieta, sistemas de cultivo utilizados y técnicas de alimentación (Munday et al., 1992).

En el cultivo intensivo de salmónidos en jaulas, la eliminación de nitrógeno y fósforo al entorno parece altamente dependiente del índice de conversión (Ackefors y Enell, 1990) y de los contenidos totales de estos nutrientes presentes en el alimento (Stigebrandt, 1986). La relación es directamente proporcional, de manera que al disminuir unos y otros, la descarga final al medio también lo hace.

Sin embargo, a estos factores habría que añadir otros de importancia, como el tipo de alimento utilizado y la gestión de la alimentación. No podemos olvidar que el uso creciente de piensos secos ha disminuido en salmónidos las proporciones eliminadas al medio por tonelada de peces (Warrer-Hansen, 1982). El control de la alimentación también resulta básico a la hora de la producción de residuos, puesto que por ejemplo, la sobrealimentación como consecuencia de una incorrecta estimación de la biomasa existente, podría suponer un sustancial aumento del alimento no ingerido, con las consecuencias correspondientes para el medio ambiente (Munday et al., 1992). Por otro lado, también habría que tener en cuenta las diferencias entre alimentación automática y manual. Thorpe et al. (1990) estimaron en jaulas de cultivo para salmónidos que el porcentaje de ingesta era del 67 % cuando el alimento se distribuía manualmente, frente a sólo un 33 % cuando se realizaba de manera automática.

1.3. Efectos ambientales de la acuicultura intensiva

En este tipo de sistemas, tanto el alimento como otras formas de energía son aportados por el hombre. Además, los organismos cultivados se concentran en áreas pequeñas, bien en estanques, tanques o jaulas flotantes, tanto en aguas continentales como en áreas costeras marinas.

1.3.1. Efectos de la materia orgánica liberada en forma particulada

La materia orgánica que se libera en forma sólida es degradada fácilmente en el sedimento en presencia de oxígeno. La cantidad de oxígeno empleada en este proceso se denomina DBO (demanda biológica de oxígeno), y sus valores oscilan entre 2.0 y 4.5 kg de oxígeno/día/tonelada de peces producida, siendo estas magnitudes proporcionales a la cantidad de pienso empleado (115-120 g oxígeno/kg de pienso empleado). Esto puede dar lugar a déficits de oxígeno disuelto en el sedimento, provocando un cambio en las condiciones químicas que favorecen la liberación adicional de fósforo y nitrógeno contenido en la materia orgánica hacia la columna de agua, acelerando el proceso de eutrofización. Los efectos de estas deficiencias de oxígeno pueden en ocasiones afectar a los propios organismos cultivados, llegando a dar lugar a fenómenos de desoxigenación total en ciertas estaciones del año, frecuentemente asociadas con formaciones de termoclinas estivales en la columna de agua y a los ciclos de mareas. Parece, sin embargo, que no es probable que una depleción de oxígeno en ambientes marinos abiertos llegue a ser un grave problema. En casos de régimen de corrientes muy pobres, la acción en condiciones anaerobias de bacterias sulfato-reductoras y metanogénicas en el sedimento ocasiona la producción de dióxido de carbono, gas sulfhídrico y metano, que liberados bajo instalaciones de jaulas pueden causar mortalidades en los animales cultivados debido a su toxicidad. Estos efectos, estudiados principalmente en sistemas intensivos de jaulas flotantes, se restringen generalmente a la vecindad más inmediata de la instalación de acuicultura, con efectos despreciables a distancias superiores a 15-20 metros de las jaulas en instalaciones pequeñas y medianas, y superiores a los 45-90 metros para granjas con producciones de 600 Tm anuales. Tan sólo se han reportado efectos a mayor escala cuando se concentran varias instalaciones de acuicultura en un sólo sitio. De todas formas, la topografía, batimetría y régimen de corrientes de la zona influyen decisivamente en el grado de impacto sobre el bentos.

En cuanto a las comunidades bénticas, éstas se ven influenciadas por la deposición de materia orgánica, y aunque se han reportado cambios estructurales en

comunidades de meiofauna (abundancia de grandes nematodos), la mayoría de los estudios se han centrado en los efectos sobre la macrofauna béntica. La depleción de oxígeno disuelto en sedimentos enriquecidos con materia orgánica ocasionan la mortalidad o la emigración de muchas de las especies características de los sedimentos blandos no perturbados, ocasionando una reducción en la riqueza o diversidad de especies, llegando a veces hasta un 90%-100% de reducción en esta riqueza justo bajo las jaulas, y en lugares muy resguardados.

A menudo la disminución en la diversidad se ve acompañada en un incremento en la abundancia total de macrofauna, reflejando altas densidades de poliquetos oportunistas (Ej.: *Capitella capitata* en Europa, Norte América y Asia, con densidades entre 1.000 y 10.000 individuos/m², con grandes fluctuaciones temporales para un mismo sitio). Los equinodermos, por el contrario, son el grupo que muestra el mayor descenso en abundancia. Son las primeras especies en desaparecer al incrementarse los sedimentos orgánicos.

La biomasa de macrofauna no muestra una relación lineal consistente con el grado de enriquecimiento orgánico. Mientras unos autores han encontrado una reducción de esta biomasa, otros no han podido encontrar ningún efecto sobre ésta. Por lo tanto, es imposible predecir un incremento o un descenso de biomasa macrofaunística, al depender este parámetro del tamaño y densidad de las especies oportunistas. Cuando el flujo de aporte de materia orgánica al bentos es moderado, este aporte de alimento se traduce en el fenómeno de BIOESTIMULACIÓN, caracterizado por un enriquecimiento de la diversidad y biomasa de la macrofauna, aunque los trabajos reportados son a veces contradictorios.

La velocidad a la que la comunidad béntica es alterada después de la instalación de una granja, y la velocidad de recuperación de esta comunidad después de la desaparición de una granja, dependerá de toda una serie de parámetros físicos (corrientes, batimetría) y biológicos (Ej.: escala de ciclos de reclutamiento). Como regla general, las alteraciones del bentos tienen lugar en cuestión de unos cuantos meses (un mes y medio a un año), mientras que la recuperación requiere períodos de tiempo más largos.

1.3.2. Efectos de las descargas de nutrientes disueltos.

Las descargas de nutrientes provocarán un enriquecimiento (fertilización o hipernutrición) del agua circundante, tanto en ambientes dulceacuícolas como marinos, dando lugar a un incremento de la producción primaria de las zonas afectadas (eutrofización), y alterando la composición en especies de algas de la zona. El incremento en biomasa de algas, tanto

microscópicas como macroscópicas puede alcanzar dimensiones significativas ("blooms" algales), dando lugar a un incremento de la turbidez y a déficits de oxígeno disuelto en la columna de agua por descomposición posterior de esta biomasa. En casos más extremos, estos "blooms" pueden originar altas concentraciones de algas tóxicas (mareas rojas).

Las actividades de producción de alimento tienen una larga historia de daños ecológicos. Sólo en América Latina más de 10 millones de hectáreas de selva han sido taladas y transformadas en ranchos de ganado poco productivos (1.200 hectáreas son taladas diariamente y más de 3 Millones de indígenas han muerto en el contacto con la sociedad occidental). En los ecosistemas costeros, entre los años 60, 70 y 80, sólo en Tailandia se destruyeron entre 40-400 mil hectáreas de manglar, causando un daño ecológico que será difícilmente reversible. El manglar, además de estar formado por especies arbóreas de alto valor ecológico, cobija gran cantidad de organismos acuáticos incluyendo juveniles de peces y de crustáceos. Por ello es un ecosistema de vital importancia para la reproducción y el mantenimiento de muchas poblaciones salvajes. Según las Naciones Unidas de todo el manglar deforestado en el sudeste asiático, sólo fué destinado a la acuicultura entre el 16 y el 32 % según el país en cuestión, el resto (68-84%) fue utilizado para la implantación de campos de arroz, salinas, la obtención de madera para leña, zonas turísticas, etc. Así por ejemplo, en el Norte de Sumatra el 7 % del manglar fue dedicado para granjas de langostinos, mientras que un 8% se dedicó a la agricultura. La falta de tecnología adecuada y de profesionalización del sector acuícola fue la causante de esta destrucción innecesaria del manglar.

Sin embargo, durante la última década el Ministerio de Pesca de Tailandia, uno de los tres principales países productores de langostino del mundo, ha dedicado un considerable esfuerzo a minimizar los impactos del cultivo de langostinos y mantener una producción sostenible. Así elaboró un Código de Conducta para la Producción Comercial Sostenible de Langostinos en Tailandia aplicando principios responsables para la localización de lugares adecuados, gestión de la granja, producción de larvas, alimentación, salud, uso de productos químicos, gestión de residuos, responsabilidad social, formación profesional, asociaciones de granjeros y seguimiento de las productividades. Este código, aplicado a un número determinado de empresas permitió incrementar la supervivencia en un 29 % y reducir los costes de producción por área de producción en un 28%, mejorando la utilización del alimento. Así, para evitar la degradación de los manglares durante los años 90 se optó por una intensificación de los sistemas de cultivo de langostino que permitieron duplicar las producciones del país sin incrementar el área dedicada a las granjas de langostinos, e independizándola completamente del uso del manglar y permitiendo

cubrir la demanda de este producto acuático complementando la pesca (Fast y Menasveta, 2003). Además, la pesquería mundial de langostinos no ha incrementado desde hace varios años, manteniéndose estable entorno al 1.9 millones de toneladas. Los métodos de pesca de esta especie consisten generalmente en redes de arrastre, frecuentemente de fondo, que originan un daño considerable sobre otras poblaciones bentónicas no explotables.

Comparados con otras fuentes de descargas de nutrientes, puede decirse que las instalaciones de acuicultura contribuyen en una proporción ínfima a fenómenos de eutrofización a larga escala, aunque cuanto mayor sea la concentración de este tipo de granjas en un área determinada, mayor será el riesgo de este impacto. La sensibilidad a estos efectos variará según las zonas. En ríos, los efectos predominantes serán los producidos por los nutrientes liberados en forma disuelta, siendo los factores más decisivos el caudal y la temperatura del agua, mientras que en lagos la sedimentación de materia orgánica será el efecto predominante, mientras que los debidos a descargas de nutrientes disueltos dependerán de la tasa de renovación de agua en el lago. En aguas costeras marinas, ambos tipos de efectos tenderán a minimizarse, siempre en función de las tasas de renovación de agua, de la topografía y de la batimetría de la zona en cuestión.

Tanto los cambios provocados en los ecosistemas bentónicos como en la columna de agua afectan también a las poblaciones salvajes de peces pelágicos en las cercanías de las instalaciones, que son en primer lugar atraídos por el alimento que escapa fuera de las jaulas, y en ocasiones atrayendo también a reproductores y concentrando la biomasa de los diferentes eslabones de la cadena trófica en las proximidades de las instalaciones.

1.3.3. Principales efectos biológicos de las jaulas de cultivo de peces en el medio marino.

La interacción ambiental de una instalación acuícola marina es función de la especie de cultivo, la densidad de animales, el método de cultivo, el tipo de alimentación e intensidad, y por último, de las condiciones climáticas, hidrográficas y orográficas de la cuenca que condicionarán los fenómenos de dispersión y renovación del agua.

Considerando la infinidad de factores que interactúan con la producción acuícola en jaulas de engorde de peces en mar abierto, a continuación se exponen los principales efectos generados por este sector sobre las comunidades naturales vecinas, atendiendo principalmente a los parámetros objeto de estudio en este trabajo.

Las jaulas de cultivo de peces atraen a multitud de especies tanto bentónicas como pelágicas e incluso aves y mamíferos marinos (Beveridge, 1984; Beveridge



Figura 1. Vista submarina del saco de red de una jaula de cultivo.

et al., 1994). El exceso de alimento alrededor de las instalaciones es uno de los factores que contribuye a este fenómeno. Enriquecimientos leves o moderados del fondo contribuyen al aumento del número de organismos bajo las jaulas de cultivo intensivo (Iwama, 1991). Kilambi (1978, en Iwama 1991) encontró que la abundancia y supervivencia de *Micropterus salmoides* aumentó durante el cultivo de *Oncorhynchus mykiss* y *Ictalurus punctatus*. Loyacano y Smith (1975) describieron en embalses de agua dulce, un aumento del número y peso de las capturas de peces salvajes cerca de las zonas de cultivo, respecto a las capturas en zonas control. Rosenberg y Loo (1983, en Iwama, 1991) citan el aumento de gádidos, congridos y pleuronectidos en zonas de cultivo de *Mytilus edulis* en Suecia. Estudios en jaulas de cultivo de agua dulce de *Salmo salar* y *Oncorhynchus mykiss* muestran un aumento significativo del número total de individuos y de la biomasa, siendo ésta cinco veces superior bajo las instalaciones que en zonas donde las jaulas habían sido desinstaladas (Carss, 1990). La mayoría de los peces observados durante este estudio eran especies de cultivo escapadas de las jaulas, que seguían alimentándose de los excedentes de pienso. Por otro lado, alrededor de jaulas de engorde en mar abierto, los poblamientos de *Pollachius virens* resultaron de hasta 12 veces superiores en tres zonas de cultivo distintas, frente a zonas control lejos de cualquier actividad acuícola (Carss, 1990). Otros trabajos citan aumentos en la abundancia de organismos infaunales y epifaunales, entre estos últimos: can-

grejos, peces planos, nudibranchios, anémonas, erizos y holoturias, así como especies bentónicas determinadas, entre las que destacan *Chironomus plumosus*, *C. anthracinus*, *Macoma baltica* y *Potamothenia hammoniensis*, todas ellas relacionadas con el grado de aporte de materia orgánica al sedimento (Dobrowolski, 1987; Partanen, 1986). Grandes deposiciones de materia orgánica se traducen por el contrario en disminución del número de especies (Henderson et al. 1995), desapareciendo la vida bajo las jaulas en condiciones extremas de anaerobiosis (Earll et al. 1984 en Iwama, 1991). Las comunidades bentónicas bajo las jaulas pueden recuperarse en año, año y medio dependiendo del aporte recibido (Johannessen, 1994), pero la completa recuperación del ecosistema puede tardar más tiempo, mientras perduren grandes concentraciones de materia orgánica en el sedimento (Goldburg y Triplett 1997).

Respecto a las aves, destacar que las especies inmi-grantes pueden llegar incluso a desplazar a las nativas, como ocurre en determinadas áreas de Escocia. Estas aves pueden además suponer grandes pérdidas en las jaulas por lo que las medidas adoptadas para su disuasión a menudo se traducen en muertes deliberadas o accidentales (Beveridge, 1984).

Existen también evidencias visuales del enriquecimiento que sufre el sedimento bajo instalaciones de cultivo de peces y moluscos, este es el caso de mantos blancos formados sobre el sedimento por *Beggiatoa* spp., bacterias filamentosas asociadas a zonas de transición entre sedimentos óxicos y anóxicos donde existe producción de sulfuro de hidrógeno (Jorgensen, 1977). En instalaciones de cultivo intensivo de mejillones de Suecia, los mantos de *Beggiatoa* llegaron a cubrir entre el 40 y 50 % del fondo bajo las bateas (Dahlbäck y Gunnarsson, 1981). Bajo jaulas de engorde de peces en Escocia, *Beggiatoa* formaba mantos en anillos a una distancia de 10 a 15 m de distancia, junto con estrellas, nudibranchios y holoturias muertas. A 20 y 30 m de distancia respecto a las jaulas, el sedimento presentaba potenciales redox significativamente reducidos, siendo el fondo de un color marrón grisáceo (Earll et al., 1984). A su vez, la acumulación de materia orgánica favorece la aparición de organismos infaunales oportunistas como pequeños poliquetos tipo *Capitella capitata* o *Scolecopsis fuliginosa* (Mattsson, 1983). Estos organismos tienden a desplazar a los macroinvertebrados filtradores, característicos de sedimentos con enriquecimiento orgánico moderado y potenciales redox comprendidos entre 200 y -150 mV (Gowen, 1985). Estos organismos oportunistas aparecen normalmente en grandes números a 10-20 m de las jaulas, mientras que a 100-150 m existe una recuperación de las comunidades propias de la zona (Brown et al., 1987).

El grueso de la producción acuícola mundial es debida a unas pocas especies, por lo que es frecuente la introducción de especies exóticas para su cultivo. La translocación de éstas se traduce principalmente en dos

efectos diferenciados, por un lado la transferencia del organismo en si y por otra, de sus patógenos. Las especies de cultivo se escapan frecuentemente de los cultivos durante los procesos de manejo diarios, así como en grandes fugas debidas a rotura de las instalaciones por tormentas o vandalismo. Estos organismos pueden suponer una alteración del medio por modificación del hábitat, competición, predación o por cruce con las especies nativas, en caso de establecerse. Existen pocas evidencias de que especies exóticas se hayan establecido y por tanto hayan alterado el medio, aún así, en Chile, donde cada año se escapan cientos de miles de salmones, no existe información sobre el impacto de estos organismos introducidos en el medio.

El cultivo de especies nativas reduce el riesgo de interacciones interespecíficas, mientras que siguen existiendo las intraespecíficas. El cruce de los animales de cultivo, sometidos a selecciones genéticas con variedades indígenas, puede resultar en la transferencia de genes que afecten a la adaptación al medio de las futuras generaciones. Bajo esta incertidumbre se encuentra por ejemplo el salmón atlántico.

Muchos métodos y técnicas disponibles en la actualidad para evitar los efectos adversos de la acuicultura en la biodiversidad acuática, comenzando por la selección de los sitios adecuados, así como la mejora en la gestión y la alimentación (dietas). Otra medida de gran importancia es incentivar los sistemas de policultivo y el uso de sistemas de cultivo cerrados.

Los efluentes de las jaulas de cultivo incluyen productos orgánicos conteniendo nitrógeno y fósforo, que son excretados por los peces por las branquias, mediante la orina, como heces y por los propios piensos. Altos niveles de fósforo y nitrógeno pueden eutrofizar el agua provocando *blooms* de fitoplancton capaces de originar mortandades masivas en las especies de cultivo y en la biota del área afectada. No existen evidencias certeras de que la actividad acuícola genere, por si sola, este tipo de *blooms* (Jones, 1982 y Tangen, 1977, en Iwama, 1991). Por ejemplo, aumentos en la concentración de amonio en jaulas de cultivo de Escocia no produjeron incrementos en la producción de plancton (Gowen y Bradbury, 1987).

La actividad acuícola también favorece la proliferación de microorganismos. Por una parte gracias al aumento de nutrientes y materia orgánica en la columna de agua y en el sedimento, y por otra, debido a la existencia de microorganismos en el tracto intestinal de los propios peces. En general, los microorganismos aumentan con el aporte de nutrientes y materia orgánica, disminuyendo por el contrario bajo el efecto de tratamientos químicos (Austin, 1993, en Beveridge et al., 1994). El impacto a gran escala debido a microorganismos y parásitos en el medio natural ha sido poco estudiado por el momento.

A lo largo del desarrollo de la industria acuícola se han utilizado variados productos químicos como medicamentos diversos, vacunas, anestésicos y desinfectantes. Algunos de ellos se usan como biocidas, para el control de bacterias, hongos y protozoos (Beveridge et al. 1991) así como tratamientos *antifouling*. El auge en el uso de estos productos se dio en la década de los ochenta, reduciéndose drásticamente su uso hoy día hasta en un 90% debido a sus efectos nocivos para los organismos marinos como para el Hombre, así como a su ineficacia en granjas de jaulas flotantes (Beveridge et al., 1994).

El desarrollo de los sistemas tradiciones de producción de alimento como la ganadería o la agricultura no tuvo que considerar enfoques de conservación o respeto medioambiental como se le exige hoy a la acuicultura y a otras actividades humanas. Pero la expansión rápida de la acuicultura solo podrá alcanzarse mediante un modelo de "acuicultura ecológica" que aplique aspectos técnicos del diseño ecológico y principios ecológicos a la acuicultura y utilice una planificación racional que permita ampliar su impacto social y económico. De esta forma la acuicultura podrá convertirse en una actividad ecológica y socialmente responsable que permita potenciar las pesquerías tradicionales, recuperar hábitats y ecosistemas dañados y ofrecer a la sociedad una visión más comprensible de los costes de trabajo del mundo. En otras palabras, si se quiere verdaderamente conseguir una verdadera revolución azul, ésta necesariamente tiene que ser "verde", desarrollándose como parte integral de la gestión de los recursos naturales, para permitir a restauración y el mantenimiento de ecosistemas, pesquerías y comunidades.

Muchas de las especies de peces que se producen en acuicultura son piscívoras, alimentándose parcial o completamente de peces en su estado salvaje. Por ello los primeros piensos para peces poseían un alto contenido de harina y aceite de pescado. Pero la producción mundial de estos ingredientes, basada principalmente en especies pelágicas del Pacífico sur y el mar del Norte, se ha venido reduciendo desde los años 80. A nivel mundial, hay una gran demanda de este recurso natural, que a su vez constituye uno de los eslabones tróficos más importantes en la producción de otras especies de interés pesquero, ya que son utilizados no sólo en la producción de piensos acuáticos, sino también en la alimentación de pollos, lechones y ganado vacuno, y en menor proporción en la fabricación de productos farmacológicos. Así, recientemente su precio, calidad y lo que es más importante su disponibilidad, se han visto seriamente perjudicados. Por ello, y tras muchos años de investigaciones, en los piensos para peces se han substituido total o parcialmente las harinas y aceites de pescado por mezclas de ingredientes alternativos que mimetizan la composición de amino ácidos y grasas de la harina y el aceite de pescado, tales como harinas y aceites de origen veg-

etal. Teniendo en cuenta que la acuicultura multiplica varios cientos de veces la supervivencia de los peces en comparación con la de las poblaciones salvajes y la gran eficacia de estos animales para convertir la proteína de la dieta en proteína para el consumo humano, se permite la optimización de un recurso natural limitado como son la harina y el aceite de pescado. Más aún, estudios recientes sugieren el elevado valor nutritivo para el hombre de los productos de la acuicultura en comparación con los organismos salvajes.

En el Mediterráneo, las praderas de *Posidonia oceanica* mostraron sensibilidad a la presencia de las instalaciones, disminuyendo su densidad, biomasa y tamaño de las hojas, así como la capacidad fotosintética. Por el contrario, aumentó la concentración de fósforo en los tejidos y la biomasa de epífitos (Delgado et al., 1999). Los manglares por su parte, crecen en zonas adecuadas para el cultivo de determinadas especies de peces y crustáceos por lo que están siendo destruidos con objeto de desarrollar este sector (Iwama, 1991). Además de la desaparición del propio ecosistema, la actividad acuícola afecta negativamente a los ecosistemas colindantes debido a la alteración ecológica de los sistemas estuarinos, a la erosión de la costa y a las alteraciones sobre las pesquerías costeras (Snedaker et al., en Iwama 1991).

Las jaulas de cultivo en mar abierto presentan dos características de vital importancia a la hora de estudiar su efecto sobre las comunidades de peces. En primer lugar, destacar el hecho de que la presencia de una estructura flotante de gran porte atrae a distintas especies de peces que tienden a agregarse a su alrededor. Las jaulas pueden por tanto funcionar como FAD's (*Fish Aggregation Devices*), estructuras flotantes que atraen a multitud de especies de peces. En segundo lugar, destacar que el cultivo de peces en jaulas de engorde, produce un excedente de pienso que puede estar siendo consumido por las especies animales circundantes, entre ellas los propios peces, alterando por tanto la estructura trófica de la comunidad.

En consecuencia como comentábamos al principio, el desarrollo global de una acuicultura sostenible y responsable, permitirá reducir la presión que la demanda de pescado ejerce sobre la pesca favoreciendo la recuperación de las poblaciones naturales. Aún más, la acuicultura puede y debe contribuir aún más a recuperar las pesquerías mediante medidas de repoblación enmarcadas necesariamente en programas integrados de gestión de los recursos naturales.

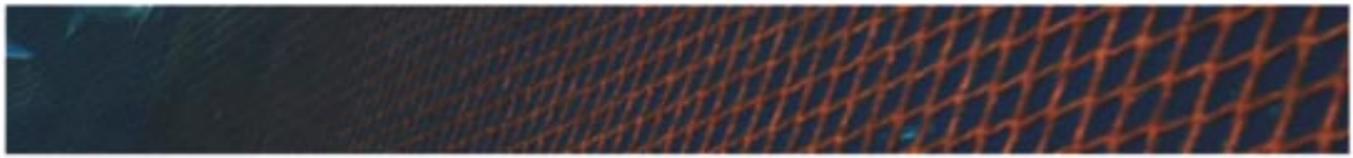
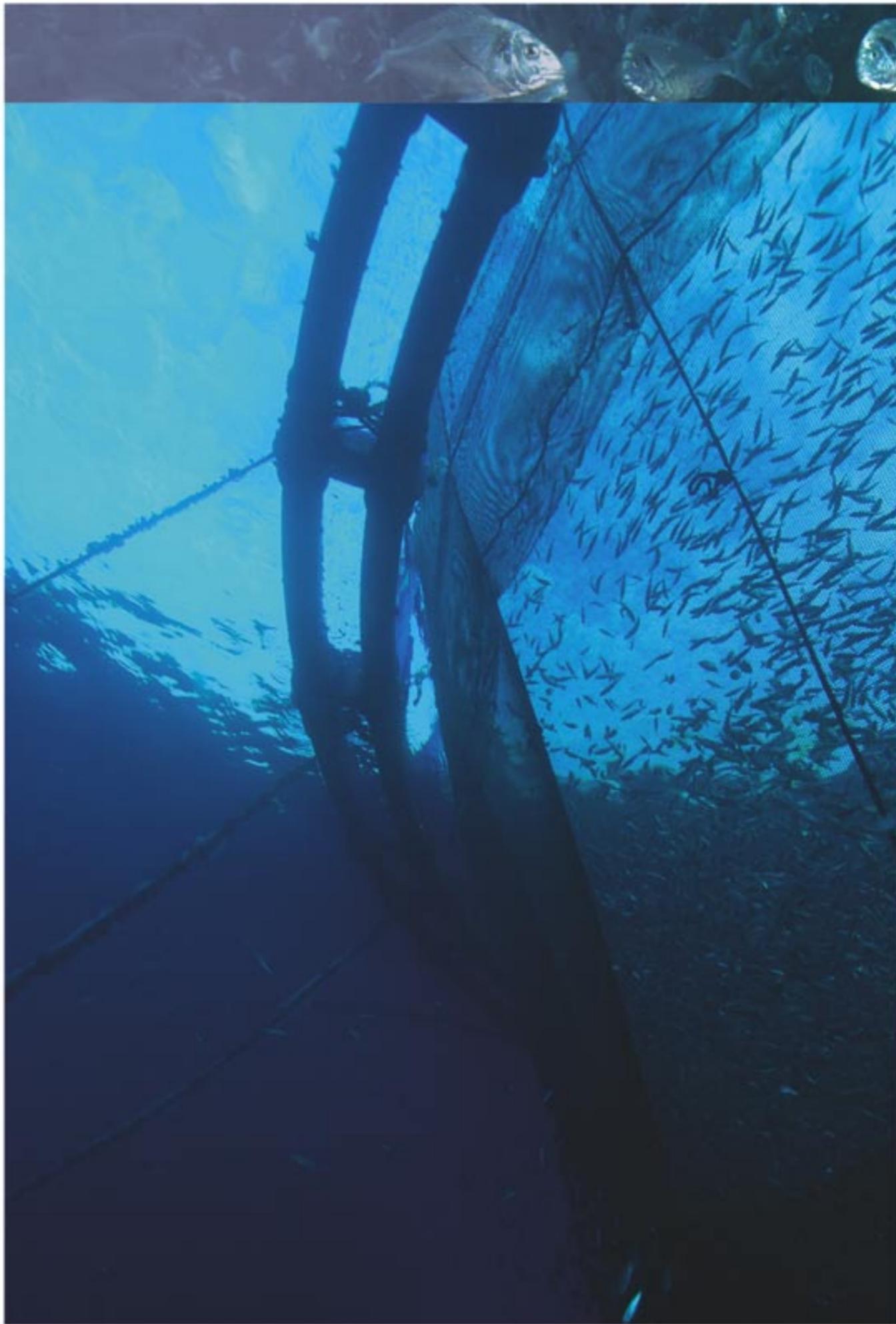
La integración de macroalgas en sistemas de cultivo integrados representa un avance sustancial no solo en el biofiltrado de los nutrientes derivados de los efluentes, sino también como un producto de alto valor añadido *per se* o como alimento para diversas especies de invertebrados.

1.4. Objetivos

El objetivo principal del trabajo es la descripción de las metodologías más adecuadas para evaluar el efecto ambiental de los cultivos en jaulas flotantes.

El estudio se ha desarrollado a lo largo de dos años de muestreo en dos granjas de engorde de dorada y lubina ubicadas en la isla de Gran Canaria. En esta publicación se presenta un resumen de los principales resultados, junto con una serie de conclusiones y recomendaciones para mejorar la gestión ambiental de la actividad acuícola en jaulas flotantes.

Como objetivos generales se han determinado los balances de nutrientes, el efecto de las descargas de nutrientes en la columna de agua, sedimentos y comunidades bentónicas, así como el comportamiento en las propias jaulas como puntos de atracción y concentración de fauna marina.



Material y métodos

2

2

The slide features a decorative header at the top with an orange mesh pattern. Below this, the text "Material y métodos" is displayed in a black, sans-serif font. The central focus is a large, light gray number "2" that spans most of the slide's height. In the bottom right corner, a smaller, bold black number "2" is positioned on a light gray rectangular background.

2. 1. Características de las granjas estudiadas

Las dos granjas estudiadas se encontraban en la isla de Gran Canaria, a unos 60 km de distancia entre ellas, y eran dos de las ocho empresas canarias que en enero de 2000 se dedicaban al engorde de dorada (*Sparus aurata*) y lubina (*Dicentrarchus labrax*) en jaulas flotantes de bastidor flexible, importando los alevines, con un peso de entre 2 y 10 g cada uno, desde empresas dedicadas a la cría en la Península Ibérica.

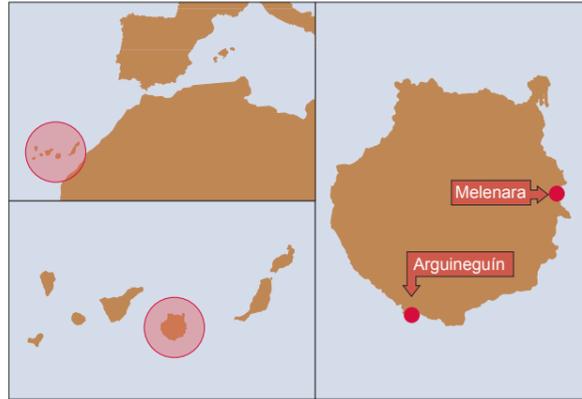


Figura 2. Situación geográfica de las dos granjas estudiadas.

La empresa "Alevines y Doradas, S.A. (ADSA)" tenía ubicadas, en la fecha de realización del presente trabajo, 12 jaulas flotantes pertenecientes al Instituto Canario de Ciencias Marinas y cedidas para este fin mediante un convenio de Cooperación en la Bahía de Melenara, de 2 km de longitud y situada al Este de Gran Canaria. La profundidad media de esta bahía es de 25 m, y el fondo predominante es de arenas de tamaño medio. La empresa "Granja Marina Canaria, S.A. (GRAMACAN)", tenía en las mismas fechas otras 12 jaulas en la Bahía de Santa Águeda, de 2,5 km de longitud, y situada en el Suroeste de esta

misma isla. La profundidad media de esta bahía es de 10 m, y el fondo predominante es de arenas de tamaño fino y medio-fino.

Cada unidad de estas jaulas flotantes consiste básicamente en un bastidor circular formado por dos tuberías de polietileno de alta densidad que hacen de flotadores, y sacos de red que cuelgan de estas tuberías para mantener encerrados a los peces. Todas las jaulas van fondeadas a un entramado de cabos que se mantiene a una profundidad de dos metros mediante un sistema de boyas y fondeos de hormigón. Además, cada jaula contiene un bastidor circular superior, también a base de tubería de polietileno que sirve de barandilla. Éste va unido al bastidor flotante por unos soportes de polietileno reforzado dispuestos de forma equidistante, cuya misión es unir los dos tubos de flotación y soportar la barandilla. La doble tubería del bastidor de flotación irán embutidas en su totalidad de cilindros de poliestireno expandido, que garantizará la insumergibilidad del conjunto y su flotabilidad.

Las redes están construidas con material sintético, 100% de poliamida color negro y protegidas contra rayos U.V., tipo sin nudos para no dañar a los peces y de malla cuadrada.

El fondeo de todo el entramado se realiza mediante cadenas y muertos de hormigón de 4 toneladas cada uno, y el sistema de anclaje está dimensionado y calculado de acuerdo con la profundidad de fondeo en cada ubicación.

El equipo de balizamiento del perímetro de cada concesión consta de cuatro boyas de señalización marítima reglamentarias, cada una con una cruz de San Andrés que hace las funciones de repetidor de radar y balizamiento.

Los valores máximos y mínimos de biomasa de peces mantenida en cada instalación, así como del pienso empleado mensualmente, durante el periodo de estudio,

Tabla II. Empresas en producción en Canarias en enero de 2000.

Empresas	Localización	Capacidad de producción anual (Toneladas)
Gran Canaria		
Alevines y Doradas, S.A.	Castillo del Romeral/Salinetas	1.200
Gramacan, S.A	Arguineguín	180
Gestión de Recursos Marion	Castillo del Romeral	90
Canexmar, S.L	Playa de Tufia-Telde	360
C.M Playa de Vargas, S.L	Playa de Vargas-Agüimes	360
Tenerife		
Cultivos Marinos Teide, S.L.	Los Cristianos	60
Socat Canarias, S.L	Los Cristianos	75
Acuigigantes, S.L	Los Gigantes	360
TOTAL		2865

Tabla III. Valores máximos y mínimos de biomasa de peces mantenida en cada instalación así como el pienso empleado mensualmente durante el periodo de estudio.

	Pienso empleado / Mes	Biomasa / Mes
GRAMACAN	Mínimo: 15.000 Kg	Mínimo: 7.200 Kg
	Máximo: 31.000 Kg	Máximo: 9.100 Kg
ADSA	Mínimo: 10.000 Kg	Mínimo: 25.000 Kg
	Máximo: 50.000 Kg	Máximo: 225.000 Kg

que se desarrolló a lo largo de los años 2000 y 2001, se presentan en la tabla III.

2.2. Cuantificación de las descargas de nutrientes al medio

El objetivo de este trabajo fue el establecer las cantidades totales de nitrógeno y fósforo que se suministraban con el alimento, las retenidas por ambas especies y las que se eliminaban de forma sólida mediante las heces. Por diferencia se calcularon las cantidades eliminadas como productos solubles. De este modo, en función de la producción total (teniendo en cuenta la mortalidad) y del alimento consumido se estimarían las cantidades totales de nitrógeno y fósforo que se han vertido al medio, tanto en forma soluble como particulada durante todo el periodo de estudio.

Se seleccionaron dos jaulas de cultivo (una de dorada y otra de lubina) de la instalación gestionada por la empresa ADSA en la Bahía de Melenara. Durante todo el ciclo de crecimiento, desde la siembra en las jaulas hasta la talla comercial (en este caso SG - Selecta, entre 400 y 599 g por individuo) se realizaron muestreos de un número significativo de individuos de las dos especies, aproximadamente un 1% de la población de cada jaula, para averiguar su crecimiento. Se recabaron datos de la empresa sobre la mortalidad y las cantidades de alimento consumido por los peces, así como de los índices de conversión para todo el periodo estudiado. Igualmente la empresa



Figura 3. Panorámica de los bastidores flotantes de las jaulas de Melenara

proporcionó muestras de los piensos comerciales utilizados durante todo el ciclo, a fin de que se realizaran análisis de contenido en nitrógeno, fósforo y marcador interno (cenizas insolubles en ácido, CIA), para calcular los coeficientes de digestibilidad de estos nutrientes presentes en la dieta. Los piensos usados eran tanto extruidos como peletizados, aunque el uso de los primeros resultaba más común.

Cada tres meses, veinticuatro peces de cada especie eran sacrificados para la realización de análisis bioquímicos del cuerpo entero para averiguar la retención de nitrógeno y fósforo. En el caso de la jaula de lubina, la mayor duración del periodo de engorde hasta talla comercial se correspondió con cinco muestreos, mientras que en la de dorada con una duración menor del ciclo, se realizaron sólo cuatro.

2.3. Hidrología

Para realizar el estudio hidrodinámico se midió la dirección e intensidad de las corrientes de las zonas de estudio mediante un correntímetro doppler RCM9 Aanderaa, Noruega, que se instaló a la profundidad media del copo de red de las jaulas del sistema de cultivos, junto a cada una de las granjas.

En la bahía de Santa Águeda, el correntímetro estuvo instalado desde abril a diciembre del año 2000, mientras que en la bahía de Melenara se instaló desde junio hasta septiembre del año 2001. El correntímetro se limpiaba periódicamente para mantenerlo libre de organismos incrustantes.

2.4. Calidad del agua

La recogida de muestras para el estudio de la calidad físico-química del agua se llevó a cabo mensualmente, durante un período de 18 meses (desde enero del año 2000 hasta julio del 2001), exceptuando aquellos meses que por causas técnicas no se pudieron llevar a cabo los muestreos. Tanto para la instalación de la bahía de Melenara como para la de Santa Águeda (Arguineguín), se tomaron muestras en 4 estaciones, dos en el interior de la parcela de jaulas y dos en el exterior (Figura 4) y en cada una de ellas a 2 profundidades, una que llamamos superficie, a 3 metros, y otra que denominamos fondo, que en el caso de Melenara se encontraba a 15 m de profundidad y en el caso de Arguineguín a 8 metros.

Se tomaron datos *in situ* de pH, oxígeno disuelto, temperatura y turbidez con una sonda multiparamétrica Horiba U-10, Japón, los datos de conductividad se midieron con un coductímetro modelo YSI 30, USA. Además, se recogieron muestras de agua, con una botella Niskin, para su análisis. Los parámetros analizados fueron amonio, nitratos+nitritos, fosfatos y clorofila a.

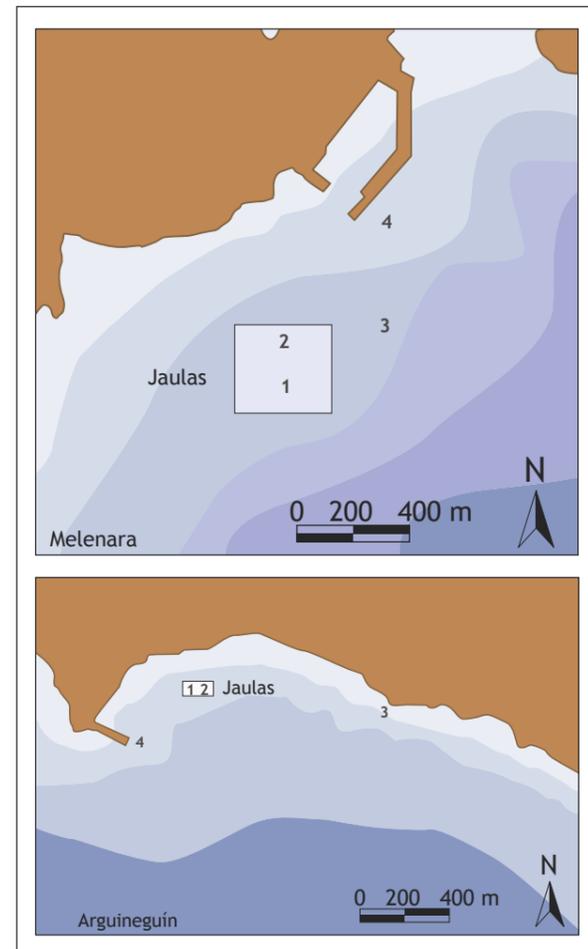


Figura 4. Localización de los puntos de muestreo de la columna de agua en ambas granjas.

Clorofila A:

Para la determinación de la concentración de la clorofila A, se filtraron 200 ml de las muestras de agua con filtros de fibra de vidrio Millipore de 0.45 μm . Los pigmentos se extrajeron durante 24 horas, con acetona al 90%. Para medir la muestra se usó un fluorímetro Turner 10-AU digital, USA, según el método 445 de United States Environmental Protection Agency (EPA).

Nutrientes:

Se determinaron los compuestos inorgánicos nitrogenados nitratos + nitritos y amonio, así como los fosfatos disueltos en el agua en los 4 puntos citados del área, con el fin de comparar la concentración de estos compuestos. La concentración de estos nutrientes se determinó por un método colorimétrico, mediante un espectrofotómetro HACH DR/4000 modelo 48000, USA, según normas ISO 9001.

El amonio se analizó con el método del salicilato. Los compuestos amoniacales combinados con cloro forman monocloraminas. La monocloramina reacciona con salicilato para formar 5-aminosalicilato. Éste es oxidado en presencia de un catalizador (sodio nitroprusiato) formando un compuesto azul. El color azul se mezcla con el color amarillo producido por el exceso de reactivo dando finalmente una solución de color verde, cuya intensidad se mide a 655 nm.

Para determinar la concentración de nitratos + nitritos se usó el método de reducción del cadmio. El metal cadmio reduce los nitratos de la muestra a nitritos. El ión nitrito reacciona en medio ácido con ácido sulfanílico formando una sal intermedia, que al complejarse con ácido genticico forma una solución de color ámbar, que se mide a una longitud de onda de 400 nm.

Los fosfatos se determinaron con el método del molibdato. El ortofosfato reacciona con molibdato en medio ácido produciendo un complejo fosfomolibdato. En presencia de vanadio se forma el ácido vanadomolibdofosfórico, de color amarillo. La intensidad del amarillo es proporcional a la concentración de fosfato, se mide a una longitud de onda de 430nm.

Análisis estadístico:

Los datos obtenidos de los resultados de los experimentos realizados fueron sometidos a análisis de varianza simple (ANOVA one-way). Con el fin de comparar las diferencias entre las medias se utilizó el test de Tukey (HSD, diferencia más significativa), con un intervalo de confianza del 95 % ($p < 0.05$).

Para contrastar la homogeneidad de las varianzas se utilizó el test de Bartlett; en los casos en que se obtuvo un valor de $p < 0.05$, los datos se sometieron al test no paramétrico de Kruskal-Wallis, versión no paramétrica de la F de Fisher que compara poblaciones normales con varianza común, las diferencias entre grupos se hizo visualmente a través de la representación gráfica Box and Whisker.

2.5. Adherencias (fouling)

Para el estudio de la biomasa de fouling de las redes se instalaron unas estructuras en las propias jaulas con redes similares a las usadas en los cultivos, sin tratamiento antifouling, de esta manera se consiguió cuantificar la colonización del fouling a través del aumento de la biomasa.

Los sistemas se colocaron en 2 jaulas situadas a la entrada y salida de la instalación y a 2 profundidades distintas, una que llamamos superficie, a 1,5 metros de la superficie, y otra que denominamos fondo, ya que se sitúa cerca del copo o fondo de la red de la jaula, que en el caso de Melenara se encontraba a 6,5 m de profundidad y en el caso de Arguineguín a 4,5 metros.

Durante una año, se realizaron muestreos bimensuales, donde se recogían 6 cuadrados de cada sistema, 3 en cada profundidad. Los cuadrados que se quitaban eran reemplazados por otros nuevos, y de esta manera empezó una sucesión nueva, y en enero de 2001, se quitaron los sistemas, obteniendo otra serie. Una vez recogidas, las redes se llevaban al laboratorio para estimar la biomasa.

La biomasa se obtuvo calculando el aumento (en peso seco) de los cuadrados, después de secarlos en estufa de circulación de aire hasta que alcanzaron peso constante.

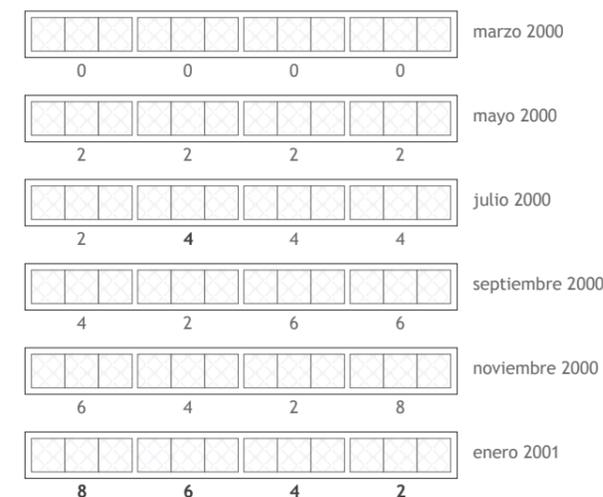


Figura 5. Cronograma de los muestreos, Los números indican el tiempo de inmersión (en meses) de los cuadrados y los números en negrita indican qué cuadrados se recogieron.

2.6. Sedimentos

Las muestras de sedimentos se tomaron cada dos meses, en 8 puntos de la zona. Dos en el interior del sistema de jaulas, cuatro alrededor del mismo, y dos más alejados. Las muestras fueron tomadas por submarinistas con core de 7 cm de diámetro y 25 cm de longitud.

Las muestras se conservaban en frío hasta la llegada al laboratorio. Después de escurrir bien, las muestras se secaron en estufa de circulación de aire hasta obtener peso constante. Los parámetros medidos han sido materia orgánica y nitrógeno.

Contenido en materia orgánica

El contenido en cenizas (materia inorgánica) se determina quemando en un horno mufla a una temperatura de 450-500 $^{\circ}\text{C}$, durante 24 horas, tres muestras de 0.5 g de peso seco. Las cenizas obtenidas después de la combustión se pesan y se determina su porcentaje. El porcentaje de materia orgánica (peso seco libre de cenizas, PSCL) se calcula como 100 menos el porcentaje de cenizas.

Contenido en nitrógeno

El contenido en nitrógeno total se determinó mediante el método Kjeldahl (AOAC, 1995). Después de digerir la muestra a 420 $^{\circ}\text{C}$, con ácido sulfúrico concentrado y catalizador Kjeldahl durante una hora, se destila en una unidad destiladora Tecator (Kjeltec System 1002), usando ácido bórico como sustancia receptora, ésta se valora con HCl 0,1 N.

2.7. Submareal

Para la detección y seguimiento del posible impacto en las comunidades bentónicas del submareal, se elaboró un diseño experimental asimétrico, siguiendo la metodología descrita por Underwood (1991) (ver en el apartado de análisis estadístico). En cada localidad se eligieron dos zonas *Control* y una de impacto, y en cada zona, dos sitios o puntos de muestreo diferenciados. Las localidades donde se llevaron a cabo estos estudios estaban ligadas a las concesiones acuícolas de GRAMACAN en la bahía de Santa Águeda, municipio de San Bartolomé de Tirajana (Figura 6) y ADSA en la bahía de Melenara, municipio de Telde (Figura 7).

La localidad para la bahía de Santa Águeda se definió como "Arguineguín" dada la proximidad con el puerto del mismo nombre. La bahía presenta una longitud de 2,5 km. y se encuentra orientada al SO. La profundidad media es de 10 m y el fondo está compuesto de arenas finas y medio-finas ($\Phi=3$), con sebadales de *Cymodocea nodosa* exceptuando el área próxima a la fábrica de cemento situada en su límite occidental. Las zonas seleccionadas como *Control*, se situaron a 800 m y 1300 m en dirección SSE de las instalaciones de cultivo, ambas sobre sebadales de *Cymodocea nodosa*. Las zonas de *Control* seleccionadas se situaron, además, a una profundidad media de 9 m con objeto de equipararla

a la de la zona etiquetada como "Impacto" situada bajo las instalaciones. La instalación contaba con 12 jaulas durante el periodo de muestreo. Las tres zonas se subdividieron además en dos sitios o puntos de muestreo, con objeto de aumentar los grados de libertad del diseño experimental y obtener por tanto, mayor precisión estadística en los datos obtenidos al disminuir el error de Tipo II (no identificar un impacto cuando existe).

este punto como zona de referencia. A efectos de nomenclatura se optó por denominarla "Control 2" con objeto de utilizar la misma notación para el proceso estadístico, el cual ofrece las diferencias existentes de forma significativa entre zonas de estudio. Este segundo Control o referencia se situó por tanto a 100 m de las jaulas de Melenara II, y a 400 m de la zona denominada "Impacto" entre los 12 y los 19 m de profundidad, constituido por arenas medias cubiertas de *Cymodocea*

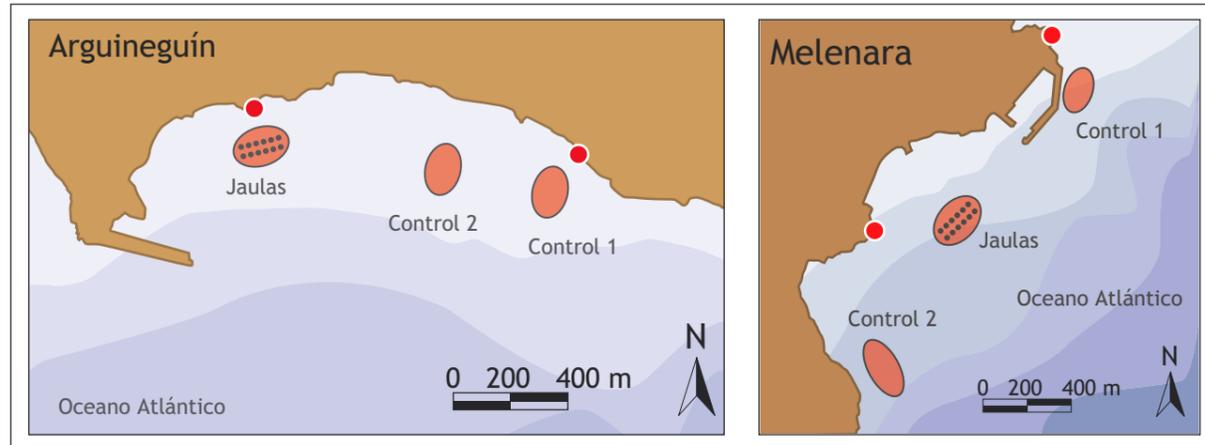


Figura 6 y 7. Localización de los puntos de muestreo submareal (elipses) e intermareal (puntos rojos) en ambas granjas.

Para la bahía de Melenara, se utilizó el propio nombre de la bahía para identificar la localidad de estudio. Situada al Este de la isla de Gran Canaria, se encuentra orientada al ESE y tiene 2 km de longitud. La profundidad media es de aproximadamente 25 m con arenas medias de $\Phi=3$. Hoy en día únicamente se encuentra cubierta de *Cymodocea nodosa* al SE de la playa de Salinetas, encontrándose haces sueltos en determinadas épocas en otras zonas de la bahía. Antiguamente esta bahía presentó sebedales de *Cymodocea nodosa* extensas que crecían desde la Punta de Taliarte hasta la Punta de Silva (Herrera, Espino, Pérez com. pers.) que se fueron degradando posiblemente por la presión de las variadas actividades humanas que se realizan en la zona.

Para la selección de zonas Control se efectuaron una serie de inmersiones a lo largo de la isobata de 19 m (profundidad media a la que se sitúa la instalación). Finalmente el primer Control se localizó entre el Roque de Taliarte y el muelle del mismo nombre, a 100 m de la Baja de Taliarte, comprendido entre los 12 y los 23 metros de profundidad. Presenta un fondo constituido por arenas medias y se sitúa a 800 m de la zona denominada "Impacto". La elección de un segundo Control presentó inconvenientes dada la situación ecológica de la bahía y la presencia de dos instalaciones acuícolas en su interior. Puesto que la concesión conocida como Melenara II era de reciente instalación, que se disponía de datos anteriores a su establecimiento, y que se encontraba próxima a la sebedal de *Cymodocea nodosa*, se optó por tomar

nodosa que permitió definir el efecto de las jaulas de engorde sobre el ecosistema definido por esta especie de fanerógama marina, actualmente recogida en el catálogo regional de especies amenazadas. La zona Impacto se situó bajo la concesión de Melenara I, frente a la playa del mismo nombre. Esta zona se sitúa entre los 17 y 22 m de profundidad con arenas medias de $\Phi=3$, al igual que las restantes zonas. Para establecer los sitios se dividió la instalación en 2 grupos de 6 jaulas, uno al este y el otro al oeste. Es de destacar que de abril a julio del año 2000 se dismantelaron 6 jaulas, reduciendo a la mitad el número inicial, afectando a la variabilidad entre sitios en los siguientes muestreos y estableciendo, por tanto, grupos de jaulas de distinto número de unidades en las dos localidades.

Número mínimo de muestras

Todo muestreo submarino requiere de elaborados planes de trabajo y considerable esfuerzo de muestreo, más aún cuando la labor se realiza en condiciones subacuáticas con equipos autónomos de muestreo, donde el tiempo de inmersión es limitado y el ejercicio físico y el riesgo, considerables.

Con objeto de optimizar la toma de datos y de posibilitar un posterior análisis de datos poderoso, se realizó un estudio del número mínimo de muestras para los muestreos principales; peces e invertebrados epifaunales. De este modo, se evitó realizar un esfuerzo de muestreo excesivo, obteniendo datos

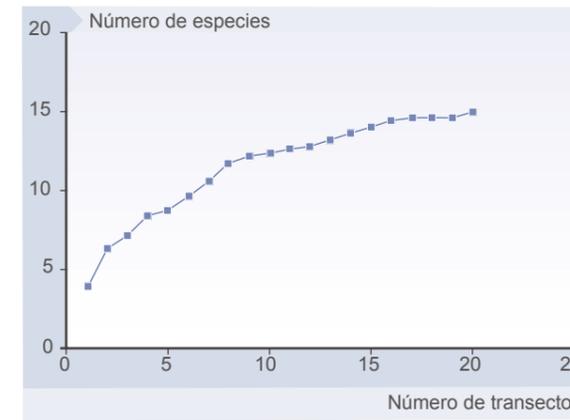


Figura 8. Representación del número de especies de peces en función del número de transectos.

estadísticamente representativos de las variables de estudio. La optimización del trabajo resulta de vital importancia en un proyecto como este, con variados frentes de estudio, con escasa dotación de personal y ajustado presupuesto. La obtención de números mínimos muestrales permite a su vez, consolidar una metodología de seguimiento de calidad ambiental en áreas de cultivo de peces en mar abierto, ajustada a sus propias fuentes de variación. Por tanto, teniendo en consideración que el área ocupada por las jaulas de cultivo es relativamente reducida, se procedió a realizar un muestreo exhaustivo en el Control 2 de Melenara, sin límites definidos y por tanto con posibilidad de largar los transectos oportunos. Durante el mes de marzo de 2000, se tomaron datos en 20 transectos (4 inmersiones) siguiendo la metodología descrita para peces e invertebrados epifaunales, para posteriormente representar gráficamente la cantidad acumulada de especies frente al número de transectos.

La gráfica obtenida para la comunidad íctica, muestra una curva de crecimiento exponencial que se estabiliza aproximadamente en el octavo punto

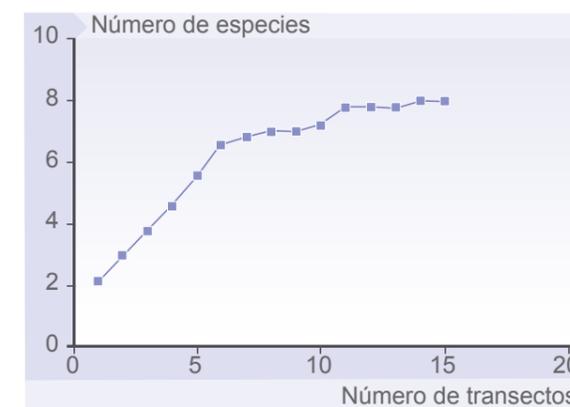


Figura 9. Representación del número de especies de macroinvertebrados epifaunales en función del número de transectos.

(Figura 8). La curva se puede definir por dos rectas de diferente pendiente, la primera de ellas comprende los ocho primeros puntos, presentando una pendiente pronunciada frente a la segunda. En vista de estos resultados, se optó por tomar 10 muestras por lugar de muestreo, por encima de los 8 donde se estabiliza el crecimiento del número de especies, pudiendo justificar en un 90% el número de especies observadas por muestreo.

En el caso de la macrofauna, la curva presenta un punto acusado de cambio de pendiente para un número muestral de 6 transectos (Figura 9). Esto es debido principalmente a que, frente a los censo de peces, son pocas las especies de invertebrados que se observan en el área de estudio, siendo su abundancia hasta tres ordenes de magnitud inferior. Tomando, por tanto, el número de muestras escogido para los muestreos de peces (10), se pueden justificar por tanto más del 90% de las especies observadas.

Análisis estadístico

Los datos obtenidos se analizaron utilizando un diseño asimétrico, consistente en la conjunción de diseños anidados y ortogonales, método muy utilizado en experimentos científicos (Underwood 1986) y estudios de impacto (Underwood 1991, 1994).

El diseño experimental está basado en el método propuesto por Underwood 1994, denominado "Beyond BACI" (Before After Control Impact) en el cual se parte de una zona de Impacto y dos zonas Control (diseño asimétrico) y con muestreos antes del pulso o fuente de posible impacto y después. La replicación de los controles permite validar su condición y contrastarlos por tanto con la zona de impacto. Los datos antes y después permiten identificar el efecto producido.

En lo que al presente trabajo respecta, el estudio se realizó en jaulas ya instaladas, por lo que se utilizó un diseño similar al propuesto por Glasby (1997), donde se utiliza una replicación espacial para paliar la falta de datos previos al pulso. De este modo, al igual que en el presente proyecto, se tratan dos localidades con dos Controles y un Impacto cada una, Arguineguín y Melenara en el caso que nos ocupa. Es de destacar, que la nomenclatura de Control vs Impacto utilizada, responde a los tratamientos descritos por los autores citados anteriormente.

El presente diseño plantea por tanto los siguientes factores: "Lugares", factor fijo con a=3 niveles, "Tiempo" factor aleatorio con b=6 niveles y "Sitios" factor aleatorio anidado con c=2 niveles, para n=5. Las dos localidades se procesaron por separado, evitando complicar el diseño experimental. El cálculo de los MS se realizó mediante el test de Cornfield-Tukey. De esta forma, se tiene un modelo con la siguiente estructura para los distintos factores, sus componentes y los grados de libertad (df):

DISEÑO EXPERIMENTAL INTERMAREAL						
$x_{ijk} = \mu + L_i + T_j + LT_{ij} + S(LT)_{k(ij)} + e$						
			df			Denominador MS
1	Lugares= L	Impacto vs Control Entre controles	a-1	2	1 1	3
2	Tiempo= T		b-1	5		4
3	L x T	Impacto vs Tiempo Control vs Tiempo	(a-1) (b-1)	10	5 5	4
4	S (L x T)		ab (c-1)	18		5
5	Residual		abc (n-1)	144		
TOTAL			(abcn)-1	179		

En el análisis estadístico se utilizaron además, técnicas no paramétricas de escalamiento multidimensional, MDS (no metric – Multi Dimensional Scaling) y de clasificación jerárquica (CLUSTER), así como porcentajes de similitud (SIMPER).

Las técnicas MDS ofrecen una representación gráfica obtenida a partir de iteraciones de los datos. Estas representaciones ofrecen una disposición de los datos proporcionales a sus valores, ajustados por un valor de estrés que permite definir relaciones entre las muestras. El estrés se calcula a partir de la diferencia entre las distancias de los puntos en la matriz de datos y la correspondencia con las distancias de los resultados de las iteraciones. Los valores para el estrés deben oscilar entre 0 y 0,2 para una correcta interpretación, los valores superiores a este rango se refieren a distribuciones de los datos al azar.

Los análisis CLUSTER ofrecen una clasificación jerárquica y agrupada, junto a una matriz de similitud. En la obtención de las matrices se utilizó el índice de Bray-Curtis por ser el más extendido en estudios ecológicos debido a que se trabaja con abundancias y con la presencia y ausencia de distintas especies de forma que se puede comparar la similitud sólo con las especies presentes. Los análisis SIMPER, por su parte, permiten evaluar la importancia relativa de las variables de estudio estableciendo porcentajes de similitud. Este test determina las variables responsables de la semejanza entre replicas pertenecientes al mismo tratamiento y las responsables de las diferencias entre replicas. Las especies con un porcentaje mayor al 50% quedan reflejadas en el análisis.

Índices de diversidad

Para el estudio de los ecosistemas marinos y las especies que los componen, se utilizaron índices de riqueza y de heterogeneidad, todos ellos medidas de diversidad biológica. Entre los índices de riqueza se seleccionaron la riqueza de especies (S), siendo este el número total de especies, y el índice de Margalef (D), calculado a partir de la expresión:

Como índices de heterogeneidad se utilizaron el índice de Shannon-Weaver o de diversidad (H'), índice de Pielou o de equitatividad (J') y el índice de Simpson o de dominancia (SI) calculados a partir de las expresiones:

El manejo de los datos se realizó con EXCEL (Office 97), las bases de datos fueron programadas en FileMaker Pro 4.0 y para el tratamiento estadístico y cálculo de índices de diversidad se utilizaron los paquetes estadísticos PRIMER 4.0, SPSS 8.0 y Biodiversity Pro 2.0.

$D = (\Sigma - 1) / \text{Log} (N)$	
$H' = -\Sigma p_i \log_2 p_i$	
$J = H' / H' \text{ max (Pielou, 1966) } H' \text{ max: } \log_2 S$	
$SI = \Sigma \{ [n_i (n_i - 1)] / [(N - 1)] \}$	
$N = \text{n}^\circ \text{ total de individuos}$ $N_i = \text{n}^\circ \text{ de individuos } i$	$P_i = n_i / N$ $\Sigma p_i = 1$

Fauna bentónica

Los censos de invertebrados epifaunales se realizaron utilizando el método del transecto, por cubrir más área que el de los cuadrados en el mismo tiempo y ser un método más simple y rápido, factores decisivos bajo el agua (Kingsford y Battershill, 1998). El fundamento ecológico en el que se basa esta selección, estriba en que son relativamente poco abundantes los organismos epifaunales en las áreas de estudio (grandes zonas arenosas) por lo que interesa cubrir el mayor número de metros cuadrados posible. Los trabajos de Bouchon, 1981; Weinberg, 1981; Dodge et al., 1982 y Ohlhorst et al., 1988 (cit. en Kingsford y Battershill, 1998) ofrecen estudios detallados de ambos métodos.

Al igual que para los censos de peces se utilizaron transectos al azar de 50 m de largo y 2 m de ancho con un total de 100 m² muestreados. En cada área se largaron 10 transectos, que se dividían en dos sitios distintos con objeto de dar más solidez al diseño experimental a efectos estadísticos. El área muestreada en cada localidad era por tanto de 1 km². En cada localidad se tomaban 30 transectos (2 controles y un impacto) sumando un total de 60 al mes y 3 km². De las especies observadas se anotaba, en una tablilla de metacrilato reglada, la especie, la talla y la abundancia, agrupando los organismos numerosos en grupos de 20, 40, 70 o 150 al igual que se hizo para los peces. Se censaron todos los organismos mayores de 1 cm, anotando la presencia de otros organismos menores como misidáceos o poliquetos sabélidos.

Los datos obtenidos se introdujeron, en el laboratorio, en la base de datos creada para este estudio con la aplicación FileMaker Pro 4.0.

Peces

El estudio de las comunidades ícticas se fundamentó en técnicas de censos visuales. Se utilizaron censos en transecto consistente en recorrer un número determinado de metros censando las especies de peces presentes a ambos lados del recorrido en un rango de metros preestablecido. La anchura del transecto puede variar entre 1 o 6 m (Brock, 1954). La anchura utilizada con mayor frecuencia oscila entre 1 ó 2 m (Kimmel, 1985; Lindquist, 1985). De esta forma se obtienen datos referidos a áreas definidas. El uso de anchuras diferentes radica principalmente en el tipo de especie objetivo. Harmelin-Vivien (1985), sugieren el uso de anchuras de 1 m, o menores, para especies crípticas, y de 3 a 5 m para especies grandes y nadadoras.

Esta modalidad de censo visual fué la primera en ser utilizada (Brock, 1954) y se aplica frecuentemente en estudios de comunidades de peces y macroinvertebrados bentónicos para áreas homogéneas. Para el presente estudio se tomaron transectos de 50 m de largo por 2 m de ancho, muestreando áreas de 100 m². El método

y las dimensiones elegidas se fundamentan en el tipo de hábitat estudiado (fondos arenosos y praderas) y las características etológicas de los distintos organismos. Este tipo de dimensiones permiten observar y censar especies con comportamientos crípticos, condición importante para muestreos en praderas de *Cymodocea nodosa* donde especies como *Sparisoma cretense*, *Diplodus annularis* o *Mullus surmuletus* buscan refugio y protección al abrigo de las hojas de esta planta. A su vez, los transectos de estas dimensiones han sido utilizados en otros estudios en Canarias por lo que ofrece la posibilidad de comparar resultados.

Durante los muestreos se tomaron datos de temperatura, visibilidad, estado de la mar, corriente y profundidad al inicio y al final del transecto. En lo que a la comunidad íctica se refiere, se apuntó: especie, número de individuos y talla. La determinación de las distintas especies de peces se realizó de forma visual, aquellas que no presentan características morfológicas diferenciadoras fáciles de discernir o por su comportamiento esquivo no pudieron ser caracterizadas, se agruparon en grupos que se trataron como especies individuales a efectos estadísticos. Estas especies se agruparon como: *Gobius* sp., *Seriola* sp. y Alevines, entendidos estos últimos como aquellas especies de tallas inferiores a 5 cm, difíciles de determinar *a visu*. Para cuantificar el número de individuos se utilizó la agrupación de tallas descrita a continuación, donde: se cuenta el número de individuos hasta grupos de 20; de 21 a 50, 40; de 51 a 100, 70; de 101 a 200, 150; de 201 a 500, 350; de 501 a 1000, 750 y de 1000 en adelante se toma como 1000 (Modificado de Harmelin-Vivien, 1985). Los bancos mucho mayores de 1000 individuos mostraron por tanto subestimaciones en sus medidas, como es el caso de *Boops boops* y *Pagellus acarne*. Las tallas se tomaron *a visu* con ayuda de una tablilla reglada de 0 a 35 cm. Hasta los 35 cm se tomaron las tallas estimadas con intervalos de 1 cm, de los 35 a los 50 cm se tomaron con intervalos de 5 cm y en adelante en intervalos de 10 cm. Todos los datos se apuntaban *in situ*, en tablillas plásticas sumergibles, con lápices de grafito, para pasarlos posteriormente, en el laboratorio, a la base de datos desarrollada exclusivamente para este proyecto con la aplicación FileMaker Pro 4.0. Los transectos se extendían con ayuda de un carrete sumergible provisto de 50 m de hilo. En cada zona de muestreo se realizaban 5 transectos aleatorios en dos sitios diferenciados, obteniendo por tanto 10 para cada zona de *Impacto* o *Control* y un total de 60 transectos en las dos localidades cada dos meses.

Cálculos de biomasa

Las estimaciones de biomasa se hicieron a partir de los datos de longitud obtenidos mediante censos visuales. Para ello se utilizó la fórmula $A = a \times L^b$, (citados en www.fishbase.org: Carlander, 1969; 1977;

Tabla IV. Especies analizadas, parámetros de cálculo a y b, localidad geográfica de procedencia de las muestras, y el año.

Especie	a	b	Procedencia	Año
<i>Boops boops</i>	0,0087	3,0	Islas Baleares	1995-1996
<i>Pagellus Acarne</i>	0,0062	3,281	Gran Canaria	1991-1994
<i>Sphyrna viridensis</i>	0,031	2,32		

Fuente: www.fishbase.org

Cinco, 1982; Dorel 1985; Bohnsack and Harper 1988; Coull et al. 1989; Torres 1991; and Kulbicki et al. 1993), donde A es el peso del individuo, a y b parámetros biológicos de cálculo obtenidos a partir de n muestras reales y L la longitud. La Tabla IV muestra las especies analizadas, los parámetros de cálculo a y b, la localidad geográfica de la que proceden las muestras utilizadas para los cálculos de los parámetros y el año.

Comunidades vegetales

Para evaluar la posible incidencia de las instalaciones acuícolas en mar abierto sobre las comunidades vegetales, se utilizaron los mismos puntos de muestreo descritos para el resto de estudios submareales, de este modo, se tomaron dos zonas *Control* y un *Impacto* en cada localidad. La toma de muestras se realizó en inmersión, utilizando equipos de buceo autónomo. Se recolectaron aquellas especies vegetales talófitas y haces de *Cymodocea nodosa* fijadas al sustrato, evitando cabos, nasas y otros objetos duros de origen antrópico que esporádicamente aparecían sobre el lecho arenoso. Las muestras se conservaron en formol al 4% para posteriormente identificarlas al microscopio. De todo el material recolectado se guardaron pliegos para posteriores tratamientos y con objeto de conservar las muestras. En los muestreos sobre praderas de *Cymodocea nodosa* se contabilizó el porcentaje de cobertura de pradera en transectos de 50 m de largo y 2 m de ancho y la altura media de las plantas por transecto. En el *Control* 2 de Melenara se tomó además el número de haces por metro cuadrado utilizando un cuadrado de PVC de 25x25 cm (Figura 12), obteniendo datos antes de la puesta en funcionamiento de las jaulas, a mediados del proyecto y al final, en septiembre de 2001.

Comunidades bacterianas

Durante las inmersiones realizadas para efectuar censos de peces e invertebrados, se tomaron datos de la presencia de mantos blancos bajo las jaulas en cada una de las campañas. Con objeto de identificar la composición específica de estas coberturas, se tomaron muestras de sedimento que posteriormente determinó el Laboratorio de Microbiología de la Facultad de Medicina de la ULPGC.

Durante los meses de octubre y noviembre de 2001 se tomaron datos específicos de la cobertura de estas manchas, así como la distancia que presentaban las jaulas del copo al fondo, presencia de pienso no consumido y presencia de mantos pardos de diatomeas (Figura 13).

2.8. Intermareal

Con el fin de estudiar la posible influencia de la actividad acuícola de las especies icticas, *Sparus aurata* y *Dicentrarchus labrax*, sobre las comunidades marinas litorales, se hicieron una serie de muestreos basados en el método de los transecto y cuadrados (Kingsford y Battershill 1998) intermareales en las proximidades de las instalaciones de GRAMACAN y de ADSA.

Los muestreos se realizaron de Mayo del año 2000 a Mayo del 2001, en los cuales se tomaron muestras cada 3 meses (total 5 medidas). Se seleccionaron en cada localidad dos zonas claramente diferenciadas *Control* e *Impacto*. Una zona *Control* separada de la influencia de las jaulas y otra *Impacto*, más próxima a las jaulas que pudiera mostrar el posible efecto de las jaulas. A su vez, se eligieron dos transectos para cada zona *Control* y otros dos para la correspondiente zona *Impacto*, quedando por tanto, un total de cuatro transectos por localidad. Una vez seleccionadas las zonas *Control* e *Impacto*, se pretende comparar los resultados obtenidos en ambos lugares entre sí y analizar si estadísticamente existen evidencias significativas entre ellas, con el fin de dilucidar si tales diferencias son debidas a la presencia de las instalaciones o por el contrario son debidas a factores de otra índole.

Como el muestreo se planteo a lo largo del tiempo, fue esencial adoptar un método no destructivo, que no causara cambios en las condiciones ambientales que se iban a estudiar a lo largo de los transectos, ni en las proximidades. Además se perseguía un método que pudiera recoger la evolución de las muestras a lo largo del tiempo. A través de la toma de muestras mediante fotografía digital se han podido obtener dichas ventajas.

En los distintos transectos se identificaron las distintas bandas de comunidades, sobre los cuales se tomaron las fotografías con cámara digital. Posteriormente, estas fotografías fueron procesadas por distintos programas informáticos, de donde salieron los datos que se presentan.

Figura 10. Muestreador realizando un censo de peces.**Figura 11.** Pareja de muestreadores bajo las jaulas de Melenara.**Figura 12.** Cuadrado de muestreo para *Cymodocea nodosa*.**Figura 13.** *Beggiatoa* sp. bajo las jaulas de Melenara.

Localizaciones de los puntos de muestreo

En el muestreo realizado en Melenara, la zona *Control* se estableció en la parte posterior del muelle de dicha localidad, en la explanada llamada La Esperanza, 900 metros al norte del propio muelle y de las jaulas cultivo, en contra de la corriente reinante en la zona y por tanto fuera del alcance de su influencia. El punto de *Control* 1 situado unos 50 metros más al Norte que el punto 2.

En el caso de la zona *Impacto*, se estableció en una zona rocosa, entre las playas de Melenara y Salinetas, en la Punta de las Clavelinas, orientada perpendicularmente a las jaulas, a una distancia aproximada de 400 metros. Al igual que en la zona de Melenara y seguidamente en los puntos de muestreo de Arguineguín, el punto 1 coincide con el que esta situado más al Norte.

En Arguineguín el procedimiento seguido es el mismo, aunque la geología y geografía de la zona no permitió un amplio rango de lugares para seleccionar. Se intentaron evitar zonas de difícil acceso, de tal manera que la zona de *Control* se situó al extremo oriental de la bahía de Santa Águeda, opuesto a las jaulas, a una distancia aproximada de 1.400 metros al Este de las instalaciones. Concretamente en una

plataforma rocosa entre las Playas de Los Cantillos y la de Los Carpinteros. En este emplazamiento se sitúan los puntos de *Control* 1 y 2. En cuanto a la zona de *Impacto*, decir que se estableció en los alrededores de una pequeña cala abrupta y rocosa, llamada Paseos chicos a unos 200 metros perpendicularmente frente a las propias instalaciones. En este lugar se tomaron los puntos de *Impacto* 1 y 2. La elección de este emplazamiento como punto de muestreo fue establecido, además de por la escasez de tramos rocosos en la propia costa, por su cercanía con las instalaciones así como por el régimen de corrientes de la zona. La hidrodinámica de la zona en este lugar es propicia para el objetivo de este estudio, ya que allí la dinámica suele ser suave y la corriente barre las jaulas de cultivo en dirección a la costa, más o menos hasta donde están situados los puntos *Impacto*.

Dentro de cada punto *Control* e *Impacto*, se seleccionaron dos transectos y se identificaron las distintas bandas de comunidades.

Transectos

Los transectos se tomaron, perpendiculares a la costa hasta la línea del mar (tomada en bajamar y periodos de mareas vivas), al azar dentro de una misma zona y con una separación entre ellos de aproximadamente 50 metros. Los transectos de Melenara tienen 45.3 y 40.27 metros para el *Control 1* y el 2 y 28.58 y 23.6 metros para los *Impactos 1* y 2 respectivamente. En Arguineguin las distancias son las siguientes: el *Control 1* tiene 27.5 metros y el 2, 33.15 metros. Las zonas *Impacto* tienen 13.05 y 10.23 metros para el 1 y 2 respectivamente.

Con objeto de mantener unos mismos transectos fijos en cada uno de los sucesivos muestreos, se procedió a colocar una serie de clavos fijos en las rocas que sirvieran como punto de partida y referencia, para poder localizar los mismos transectos a lo largo de los siguientes meses. Posteriormente se colocaba la cinta métrica en el clavo y se situaba el cuadrado de 0.25 x 0.25 metros de área, en el lugar seleccionado para tomar la fotografía. El método de los cuadrantes permite aislar y estudiar una pequeña área de la zona de estudio. De este modo, observando más de cerca los organismos dentro del cuadrado, podemos asumir que la flora y fauna presente en el interior del cuadrado son representativas del exterior del mismo.

Para poder identificar y reconocer las fotos a lo largo del muestreo, se realizó una primera sesión de fotos con cada uno de los emplazamientos. Las fotografías iniciales fueron hechas al azar a lo largo de todos los transectos. Estas fotos se colocaron ordenadamente en un estadillo plastificado. En él se recogen, además, las distintas fotos de los puntos de muestreo seleccionados, la distancia del clavo, si la foto está situada a la izquierda o la derecha de la cinta, y las especies que aparecen en cada una de ellas. Con este método, conseguimos volver a tomar las mismas fotos en los sucesivos muestreos con un altísimo grado de precisión, ya que la cinta métrica indica la distancia correcta de las fotos en el transecto y el estadillo nos muestra su exacta ubicación.

Fotografías

El método muestral a base de fotografías digitales es una técnica muy valiosa para la descripción de formas de vida y realización de estudios ecológicos de organismos marinos, especialmente en costas rocosas.

Para determinadas especies como el caso de *Littorina* y *Chthamalus*, el método de estimación de cobertura visual no es del todo satisfactorio, ya que han encontrado diferencias significativas entre distintos observadores y no es válido para establecer cambios en el área de muestreo (Kingsford M. Y Battershill C. 1998).

Estas son algunas de las características que presenta este tipo de técnica:

-Ventajas:

- Poder minimizar el error de estimación de cobertura frente a la estimación visual.
- Es un método fácil, rápido y eficiente para tomar las medidas en el campo.
- Permite disponer del área de estudio permanentemente, con la posibilidad de que las muestras sean revisadas y/o cotejadas, además de mostrar la evolución temporal de las superficies analizadas.
- Válido para análisis de macroespecies tanto animales como vegetales emergidas o sumergidas.
- Método no destructivo de las comunidades bentónica dentro del área de muestreo.

-Inconvenientes:

- Necesidad de contraste de las especies fotografiadas, con muestras *in situ* para la clasificación de las comunidades.
- Necesidad de corregir las fotos en el caso de ser submareales.
- Método más lento y tedioso de procesamiento de muestras, ya que requiere un importante trabajo de retoque fotográfico.
- Imposibilidad de medir biomasa.

Para el presente estudio se realizaron un total de 1050 fotografías digitales con cuadrados de 0.0625 m² de área. (Del total de fotos realizadas se seleccionaron 3 de cada banda de los distintos transectos).

Para evitar tener que hacer correcciones de las fotos debido a las desviaciones y deformaciones ópticas de los objetos bajo el agua, nos aseguramos que todas estuvieran hechas por encima del agua, para lo cual los muestreos se realizaron en las menores bajamares de los meses de muestreo, y perpendicularmente al suelo.

Tratamiento de datos

Las fotos se transfirieron de la cámara al ordenador donde se trabajó con el programa de retoque fotográfico profesional, Adobe Photoshop 5.5. En este programa se seleccionaba la parte interior del área del cuadrado y se estandarizaban las imágenes a la misma resolución digital de 709 x 709 píxeles, lo que equivale a un área de 0.25 x 0.25 metros. A través de la aplicación de diversas herramientas se coloreaban manualmente las distintas especies animales y vegetales presentes en cada una de las fotografías.

Este proceso es uno de los más laborioso y delicado, ya que la calidad de los datos va a depender de la precisión con la se coloreen las distintas especies. Así

por ejemplo, el coloreado de especies como *Littorina striata*, que presenta coloraciones muy parecidas a las de las propias rocas o *Caulerpa racemosa*, cuyo rizoides tan pronto se arrastra por el sustrato como se introduce en él, es bastante delicado y laborioso.

Una vez terminado el proceso de coloreado de las imágenes, se les aplicó otro programa de procesamiento de imágenes llamado Image-Pro plus 4.1, mediante el cual se obtienen datos de porcentaje de área cubierta o coloreada por las especies objeto de estudio. De este modo se han ido obteniendo los datos de cobertura de las distintas especies. Se entiende como cobertura la proporción del suelo ocupada, desde su proyección perpendicular al suelo, por la especie objeto de estudio.

2.9. Estructuras arrecifales

El diseño, construcción e instalación de estructuras arrecifales para el presente estudio, se fundamentó en los recursos (infraestructuras y dotación) disponibles para este proyecto. Los módulos debían presentar una relación apropiada entre resistencia y peso, puesto que su permanencia en el fondo estaba planificada para al menos 6 meses y su instalación debía llevarse a cabo por buceadores autónomos desde una embarcación neumática de apoyo. El material seleccionado debía ser inocuo para la vida marina, además de presentar una superficie apropiada para la fijación de organismos sésiles filtradores. Para la construcción de los módulos se utilizó, por tanto, red de malla plástica de 3 mm de espesor, enrollada sobre sí misma formando cilindros que se agrupaban de 6 en 6, para dar lugar al módulo arrecifal final 8 (Figura 14). A cada módulo se le acoplaron 18 tablas de plástico de 24 x 34 cm a dos alturas, con objeto de poder realizar un seguimiento detallado de la evolución de las distintas comunidades colonizadoras. El diseño final presentó forma triangular, con 1,2 m de altura y 1 m de anchura (Figura 15 y 16). Los arrecifes se fijaron al fondo con varillas de hierro de 1,5 m enterradas 1 m y con un relleno de aproximadamente 60 kg de bloques de cemento.



Figura 14. Montaje de arrecifes artificiales.



Figura 15. Puesta en escena de un arrecife (diseño original).

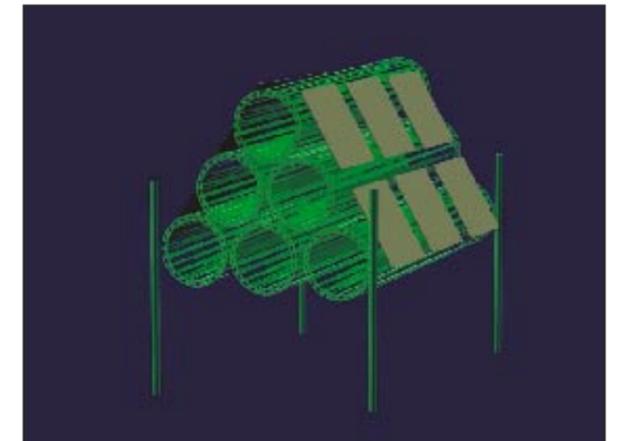


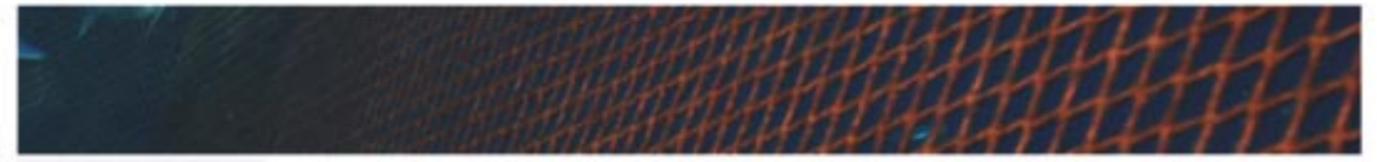
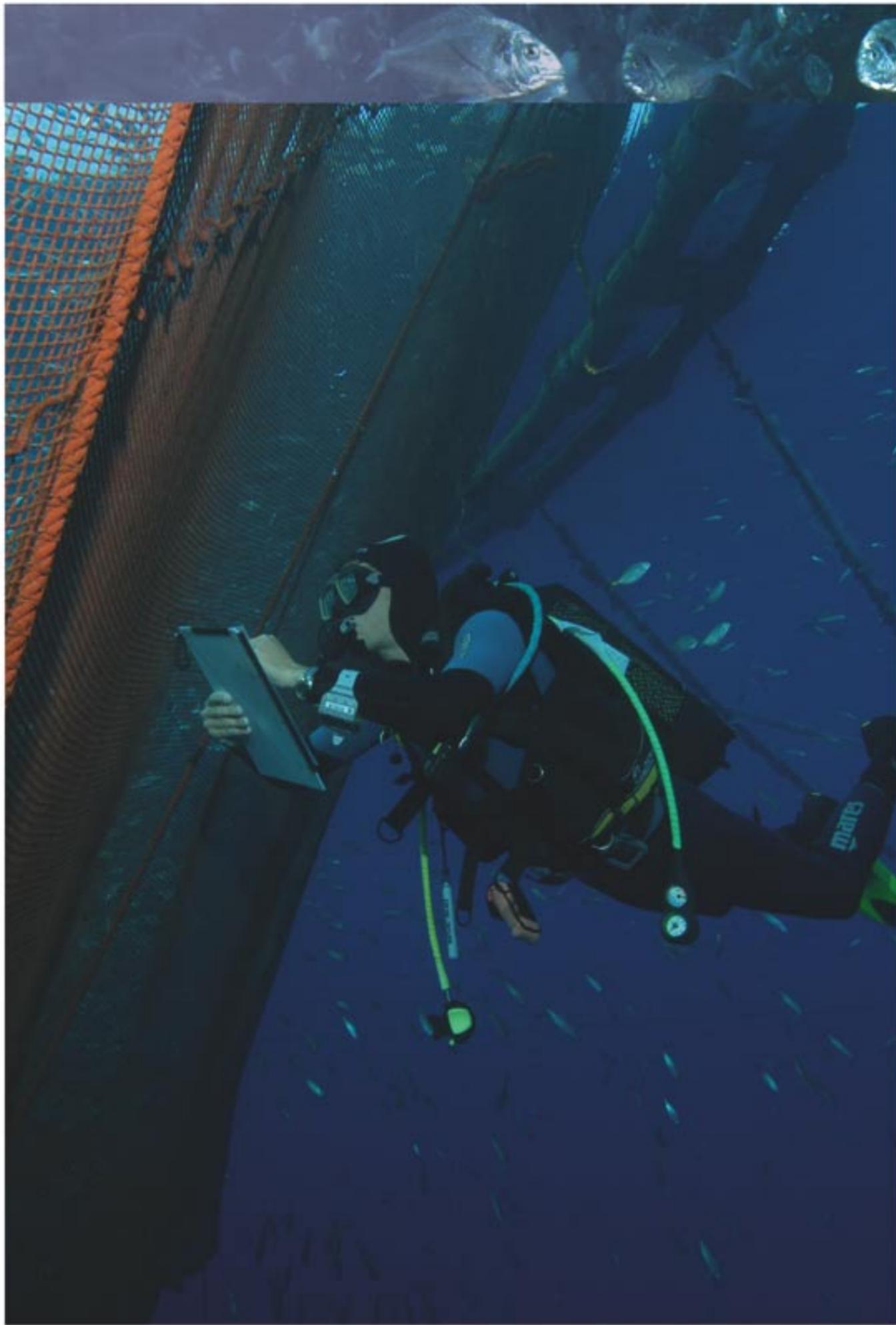
Figura 16. Diseño original de los arrecifes.

El estudio de los arrecifes artificiales se realizó en Arguineguín, por presentar la bahía una profundidad media de 10-11 m, posibilitando el trabajo submarino durante largo tiempo. La bahía de Sta. Agueda presenta además, menor hidrodinámica que la de Melenara, lo cual favorecía en mayor grado, el mantenimiento de los arrecifes. Se instalaron 9 módulos en total en el mes de febrero de 2001, tres por cada zona de estudio.

Los módulos del *Control 1* desaparecieron durante el mes de marzo, quedando solo los hierros y bloques de su estructura. El *Control 2* por su parte, mostraba claros indicios de agresión, uno de los módulos se encontró tumbado y otro había desaparecido. Este último había sido arrastrado varios metros por el lecho, destruyendo la pradera de su alrededor, para posteriormente ser izado, puesto que el rastro desaparecía de forma repentina. En las playas vecinas no aparecieron restos y los empleados del servicio de limpieza de playas tampoco encontraron rastro alguno. Los arrecifes situados dentro de la concesión, por el contrario, no sufrieron ningún percance, lo cual sugiere que las estructuras fueron alteradas accidental o intencionadamente por factores humanos. Es posible

que algún tren de nasas se enganchara en los arrecifes, ocasionando los desperfectos descritos, ya que es una zona muy frecuentada por pescadores con este tipo de artes, a pesar de no tener la bahía la profundidad mínima exigida por la ley para este tipo de pesca. Según lo descrito, solamente quedaron 4 módulos operativos y otro parcialmente, por lo que el diseño experimental se vio seriamente afectado. Dadas las circunstancias, era de esperar que el resto de módulos del *Control* se viesen alterados y efectivamente, para octubre, estos arrecifes habían desaparecido. Puesto que no existían controles, el experimento perdió la capacidad de definir las diferencias entre zonas ligadas a las instalaciones y zonas no afectadas. De este modo se realizó una campaña más para evaluar la evolución de los arrecifes situados bajo la concesión sin posibilidad de contrastar resultados con zonas control.

Los muestreos consistían, por un lado, en censos de fauna vágil ligada a los módulos (peces e invertebrados, éstos últimos mayores de 1 cm) y por otro, en seguimientos de las superficies de fijación dispuestas en los módulos. Para este último fin, se realizaron fotografías de cada una de las placas y al final del experimento se planteaba el pesado de todas ellas para conocer la biomasa fijada por área.



Resultados
y discusión

3

3.1. Cuantificación de las descargas de nutrientes al medio

El contenido de nitrógeno en el cuerpo osciló entre valores de 5,5% y 6,05% en las lubinas y 5,45% y 5,83% en las doradas (expresados en peso seco), con una tendencia hacia un incremento progresivo conforme aumentaba el tamaño de los peces muestreados. Sin embargo, el contenido en fósforo presentó en las dos especies unos valores similares, entre 1,11% y 1,28% (peso seco) durante todo el ciclo de crecimiento.

Las concentraciones de nitrógeno encontradas en las heces de lubinas (entre 5,5% y 6,05%) fueron superiores a las calculadas en heces de doradas (entre 2,68% y 2,97%); por el contrario, los contenidos de fósforo en las heces presentaron valores semejantes en las dos especies (entre 2,19% y 2,43%).

En las dietas comerciales se obtuvieron niveles entre 6,1% y 7,3% para el nitrógeno y en torno al 1% para el fósforo; estos valores están dentro de los límites normales, según las tendencias actuales que se observan en la formulación y fabricación de piensos.

En los últimos años, las empresas productoras han intentado disminuir los niveles totales de nutrientes vertidos al medio, usando la estrategia de menguar sus cantidades totales en los piensos, y principalmente utilizando ingredientes más fácilmente digeribles por los peces, con lo que también se disminuye el índice de conversión (López Alvarado, 1997).

Durante todo el periodo de engorde se calculó para las lubinas una retención media de 18,3% y 32,8% para nitrógeno y fósforo, respectivamente. Los valores obtenidos para doradas no difirieron demasiado de los anteriores, siendo de 20,56% para el nitrógeno y 29,80% para el fósforo.

Los coeficientes de digestibilidad aparente (CDA) calculados en las lubinas presentaron una media de 75,46% para el nitrógeno y para el fósforo de 28,03%;

Tabla V. Contenido en nitrógeno y fósforo en kg (peso seco) y cantidades totales de pienso en kg utilizadas por ambas empresas durante el período de estudio.

	Nitrógeno	Fósforo	Pienso
GRAMACAN	33.500	4.790	532.174
ADSA	27.900	4.000	443.458

Tabla VI. Cantidades totales de Nitrógeno y fósforo en kg aportadas al medio por ambas granjas, en forma soluble y particulada durante todo el periodo de estudio.

	Nitrógeno		Fósforo	
	Soluble	Particulado	Soluble	Particulado
GRAMACAN	21.638	4.975	1.097	2.263
ADSA	16.990	5.524	782	1.906

mientras que en las doradas, los valores de CDA calculados para el nitrógeno representaron un 81,83%, y para el fósforo un 32,71%, ligeramente mayores que los obtenidos para ambos nutrientes en lubina.

Esquemáticamente, los resultados obtenidos en las dos especies investigadas para la retención y descarga de nitrógeno y fósforo, tanto en forma soluble como en forma particulada, se pueden resumir de la siguiente manera (Figura 17):

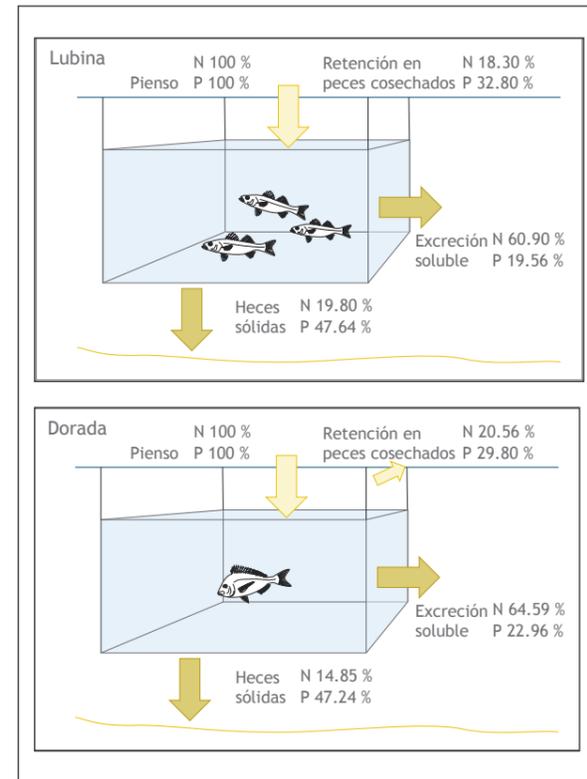


Figura 17. Retención y descarga de nitrógeno (N) y fósforo (P) en forma de hece sólidas y excreción soluble en las dos especies estudiadas.

En las Tabla V y VI se consignan datos respecto a la alimentación y descargas de nutrientes durante todo el estudio.

Discusión

La composición proximal del cuerpo entero de los peces depende tanto de la dieta como de las condiciones ambientales (Shearer, 1994). El contenido en nitrógeno y cenizas depende más del ciclo de vida y del tamaño del animal que del tipo de dieta, mientras que la talla y la ingesta influyen más en la concentración de lípidos corporales (Lanari et al., 1999).

En el presente trabajo, los datos obtenidos de contenido en nitrógeno en ambas especies mostraron un aumento progresivo a lo largo del ciclo de vida conforme se incrementaba la talla.

El contenido en fósforo en el cuerpo entero de los peces ha sido descrito como prácticamente constante independientemente del tamaño del pez (Munday et al., 1992); aunque Persson (1986) describe una correlación positiva entre el contenido de fósforo y la talla en trucha arco-iris, como consecuencia del aumento en peso seco en relación al tamaño. Sin embargo, hay que tener en cuenta que la composición de la materia seca cambia con el crecimiento, hallándose mayor contenido en lípidos y menor en cenizas en peces adultos que en alevines (Lall, 1991). Cualquier cambio en el contenido en cenizas de las vértebras reflejará una variación del contenido total de fósforo en el pez. No se puede olvidar que entre el 86% y el 88% del total de fósforo contenido en el pez se encuentra en los huesos, el resto aparece en las células y en los fluidos extracelulares, en forma de fosfolípidos, fosfoproteínas, esteres del ácido fosfórico e iones fosfato (Lall, 1991).

En este trabajo, durante todo el ciclo de crecimiento ambas especies presentaron un contenido en fósforo prácticamente constante e independiente de la talla, coincidiendo así con los datos reportados por otros autores (Munday et al., 1992).

Las concentraciones de nitrógeno en las heces de lubina en el presente estudio fueron similares a las obtenidas por Molina et al. (2001a) en heces recogidas por disección del recto de esta especie. Estas altas concentraciones se pueden explicar por las bajas digestibilidades de este elemento en las dietas utilizadas si se comparan con los datos reportados por otros autores (Spyridakis et al., 1989; Gomes da Silva y Oliva-teles, 1998; Robaina et al., 1999). El contenido en las heces de dorada fue similar al obtenido por Robaina (1998) en dietas que presentaban digestibilidades similares. Al comparar las cantidades de nitrógeno eliminadas por las heces en las dos especies, se constata que resulta mayor en lubina que en dorada, lo que responde también a las diferencias que se observan entre las digestibilidades de estos nutrientes entre ambas especies.

La cantidad de fósforo contenida en las heces de dorada presenta valores en el mismo rango de los observados por Molina et al. (2001b). En lubina las cantidades obtenidas están en un rango similar aunque son algo mayores. Si comparamos ambas especies se puede observar que la cantidad de fósforo contenida en las heces, también es mayor en lubina que en dorada, aunque en este caso, las diferencias son menores que para el nitrógeno, al igual de lo que sucede con las digestibilidades medias de estos nutrientes en las dos especies.

Los piensos comerciales analizados en este trabajo contenían suficiente nitrógeno para producir un crecimiento adecuado, como era esperable de alimentos formulados y fabricados como específicos para estos animales. Las dietas utilizadas para los peces más pequeños presentaron un contenido mayor en nitrógeno que las de los mayores, dando así respuesta a sus necesidades proteicas más altas.

Parece claro que la casi totalidad del fósforo usado por los peces para el crecimiento y el metabolismo procede del alimento (Lall, 1991); aunque está bien documentado que los peces pueden tomarlo del agua (Tomiya et al., 1956; Lall, 1979). Los requerimientos de fósforo han sido estudiados en pocas especies, resultando variables entre 0,29 y 1,09% de la dieta (Nose y Arai, 1979; Ogino y Takeda, 1976; Watanabe et al., 1980; Cho et al., 1985). Su deficiencia produce disminución del crecimiento, merma de la eficiencia del alimento ingerido y falta de mineralización en los huesos (Lall, 1991).

El contenido de fósforo en los piensos comerciales analizados estuvo en torno al 1%; por lo tanto, adecuado a los requerimientos, aunque el desconocimiento sobre los ingredientes de los que procede, convierte en una incógnita su disponibilidad. No obstante, el crecimiento y el índice de conversión obtenido en ambas especies no parecía indicar una deficiencia. Sin embargo, Lall (1991) afirma que estos datos no proporcionan una idea precisa sobre la disponibilidad del fósforo de la dieta.

Al comparar la retención de nitrógeno encontrada en este trabajo para lubina y dorada, con las de otras especies, como salmón, trucha y pez gato; se observa que estas últimas presentan valores mayores, entre el 25% y el 28%; mientras que en las especies objeto de este trabajo oscilaron entre el 18,8% y el 26%. Por el contrario, la retención de fósforo presentaba valores mayores para dorada y lubina, llegando hasta el 32,6%, mientras que para las demás especies los valores publicados son menores, entre 17% y 29%. Aunque se pueden apreciar pequeñas variaciones para estos nutrientes obtenidos en el presente experimento, los valores de retención para dorada y lubina resultaron dentro del rango descrito para dichas especies por otros autores citados.

Las retenciones de nitrógeno y fósforo obtenidas en este trabajo para la lubina (19,3% y 32,8%, respectivamente) prácticamente coinciden con los indicados por Lanari et al., 1999 (19,0% y 32,6%) para esta misma especie. Los valores de retención de estos nutrientes calculados en este trabajo para dorada son muy similares a los publicados por Molina et al., (1997) para esta especie en un experimento realizado en otra jaula de esta misma instalación. Estos datos se asemejan más a los reportados por la empresa productora de piensos Ewos, S.A., que a los descritos por Neori y Krom (1991). Hay que hacer constar que los resultados aportados por esta empresa han sido estimados a partir de los contenidos medios de estos elementos en los peces, alimento y heces; mientras que en este experimento han sido calculados en base a análisis bioquímicos llevados a cabo en un número significativo de peces durante todo el ciclo de producción.

Estas diferencias pueden hacer variar las aportaciones reales de estos nutrientes al medio de las estimadas, que no tienen en cuenta diversos factores propios de la gestión de las operaciones de cultivo, en especial, de la alimentación, y específicos de las instalaciones investigadas.

Los coeficientes de digestibilidad aparente calculados en este trabajo para el nitrógeno (75,46%) en lubinas, se pueden considerar bajos, si se comparan con los obtenidos en dietas experimentales para esta especie por Spyridakis et al. (1989), Gomes da Silva y Oliva-Teles (1998), y Robaina et al. (1999).

Las dietas usadas por estos investigadores estaban basadas en harina de pescado exclusivamente, o bien en dicha harina parcialmente sustituida por un pequeño porcentaje de harina de origen vegetal (trigo o maíz). Hay que mencionar que la harina de pescado es la materia prima que presenta un valor nutritivo superior al de cualquier otro tipo, debido a su mejor equilibrio en la composición de aminoácidos, adecuado perfil de ácidos grasos, contenido en vitaminas del grupo B y la elevada concentración de ácido fosfórico (Robaina, 1998). La harina de trigo ha sido descrita como de una alta digestibilidad para otras especies de peces (Pfeffer et al., 1995; Davies et al., 1997) o de crustáceos (Akiyama et al., 1989). En cuanto a la harina de maíz, parece que puede ser un sustitutivo parcial aceptable en dietas para peces como la trucha arco-iris (Alliot et al., 1979; Moyano, 1990).

Si bien no se conocen los ingredientes de las dietas comerciales que se han utilizado en este experimento, no es esperable que se basen únicamente en harina de pescado, debido a su elevado coste en relación a otras materias primas, así como a los problemas de disponibilidad de la misma por la inestabilidad del mercado (Coll, 1986).

Los valores de CDA obtenidos para el fósforo (28,03%) en lubinas también pueden considerarse bajos si se comparan con los datos obtenidos para esta misma especie por Da Silva y Oliva-Teles (1998). La explicación de la baja digestibilidad de este elemento hay que buscarla en los ingredientes de los que procede.

En doradas, los valores de CDA calculados representaron un 81,83% para el nitrógeno; resultando ligeramente más bajos que los publicados para dietas experimentales de esta especie (Robaina et al., 1995; Fernández et al., 1996, 1998; Robaina, 1998). Estas divergencias, lo mismo que en el caso anterior, se pueden explicar porque los autores reseñados utilizaron dietas basadas fundamentalmente en harinas de pescado, ingrediente de la máxima calidad en piensos para peces. También los valores de CDA del fósforo (32,71%) fueron ligeramente más bajos que los obtenidos por Fernández et al. (1996, 1998) en dorada. Posiblemente el fósforo procedía de ingredientes distintos, lo que dio lugar a diferentes niveles de disponibilidad de este elemento para los peces.

Sin embargo, los valores de CDA para ambos nutrientes eran más similares en doradas que en lubinas, comparados con los datos reportados por autores que usaron dietas experimentales de alta calidad. Las diferencias entre los resultados de digestibilidad en las dos especies estudiadas y dado que los piensos se utilizan indistintamente para ambas, parecen indicar que globalmente resultan más adecuados para doradas que para lubinas.

En este trabajo se ha calculado un valor medio descarga al medio de 120 kg de nitrógeno y 16,8 kg de fósforo por tonelada de peces producidos con un índice de conversión medio de 2,36. Si comparamos estos resultados con los obtenidos por otros investigadores (Tabla VII) podemos observar que las descargas al medio son menores para salmónidos que para las especies estudiadas en el presente experimento.

En salmónidos, para un índice de conversión de 1,5, la cantidad de fósforo eliminado al medio estaría entre 6,5 y 12,5 kg y para el nitrógeno entre 63 y 93 kg por tonelada de peces producida (Ackefors y Enell, 1990). con índices de conversión entre 0,9 y 1,8, Gebauer (1990) afirma que en granjas de salmónidos en noruega, se aportan al medio entre 7 y 18 kg de fósforo y 35 y 100 kg de nitrógeno, por tonelada de peces producidos. Ackefors (1999) describe para un índice de conversión de 1,3, un aporte de 9,5 y 53 kg de fósforo y nitrógeno, respectivamente. Para tilapias se ha calculado una descarga al medio de 98 kg de nitrógeno por tonelada de peces producidos, con un índice de conversión de 1,6.

Tabla VII. Índices de conversión (FCR) y cantidades totales de kg de nitrógeno (N) y fósforo (P) vertidos al medio por toneladas de peces producidos, para diferentes especies publicados por diversos autores en este estudio.

Especie	FCR	N	P	Referencia
Salmónidos <i>O. mykiss</i> y <i>S. salar</i>	1,5	63-93	6,5-12,5	Ackefors y enell, 1990
Salmónidos <i>O. mykiss</i> y <i>S. salar</i>	0,9-1,8	35-100	7-18	Gebauer, 1990
Salmón <i>S. salar</i>	1,3	53	9,5	Ackefors, 1990
Tilapia <i>Oreochromis niloticus</i>	1,6	98	-	Beveridge y Phillips, 1993
Dorada <i>S. aurata</i>	1,92	93	13,4	Presente estudio
Lubina <i>D. labrax</i>	2,84	140	19	Presente estudio

En los países nórdicos, las descargas de estos nutrientes (procedentes principalmente de las granjas de salmónidos) han ido disminuyendo paulatinamente en los últimos años hasta alcanzar prácticamente el 50 % de las que se producían por tonelada al principio de esta década (Ackefors y Enell, 1994; Talbot y Hole, 1994; Akefors, 1999). Esta drástica disminución ha sido causada fundamentalmente por la mejora en la formulación y fabricación de los piensos, un mayor conocimiento de la conducta alimentaria de los peces y por una creciente preocupación por los factores ambientales (Akefors, 1999).

Al comparar con salmónidos, la razón de la mayor descarga al medio para las especies estudiadas en este trabajo hay que buscarlas básicamente en las diferencias en los índices de conversión que para dorada y especialmente para lubina, se encuentran muy por encima de la media obtenida para salmónidos o tilapias. Este efecto también podría ser favorecido, aunque en pequeña medida, por los menores contenidos de nitrógeno y fósforo presentes en alimento para salmónidos, 6,6% y 0,7% para nitrógeno y fósforo, respectivamente (Ackefors, 1999), en comparación con las dietas para las especies estudiadas.

Las cantidades de alimento perdidas que han sido publicadas por distintos investigadores resultan muy variables, y en las dietas secas oscilan entre el 1% y el 27% (Munday et al, 1992). Los valores menores han sido reportados para tanques, en los que resulta más fácil controlar si se está produciendo un exceso de alimentación. En jaulas para salmónidos, Braaten et al. (1983) y Earll et al. (1984) estimaron pérdidas del 20% de alimento. El aumento en el uso de piensos extruidos con una mayor flotabilidad ha reducido la pérdida de alimento (Ackefors, 1999), además de mejorar el índice de conversión (Seymour y Johnsen, 1990).

3.2. Hidrología

3.2.1 Estudio hidrodinámico de la bahía de Melenara

Ante la escasez de datos para el estudio hidrodinámico de la bahía de Melenara, además de los datos obtenidos con el correntímetro, se utilizó la información que proporciona el Departamento del Medio Físico del servicio de Puertos del Estado. Los datos pertenecen a la red de boyas de aguas profundas (red exterior), Gran Canaria y han sido medidos con un correntímetro ultrasónico UCM-60/UCM-60DL.

La posición de la boya de Gran Canaria es de 28° 11.9' N, 15° 47.9' W y la profundidad en el punto de fondeo es de 780 m. Los datos se ofrecen a través de su página web: www.puertos.es

Velocidad

El rango de velocidades máximas alcanzadas oscila entre 16,70 cm/s en el mes de marzo y los 62,70 cm/s alcanzados en el mes de septiembre. Sin embargo, la velocidad media mensual oscila entre 8.90 cm/s en el mes de marzo y 27,54 en el mes de septiembre, siendo la velocidad media para el año 2000 de 16,59 cm/s. Las máximas velocidades se registraron en el mes de septiembre y las mínimas en el mes de marzo.

Si se observa la distribución de frecuencias de las velocidades (Figura 18) se puede ver que las velocidades más frecuentes corresponden con los intervalos de 0-10 y 10-20 cm/s, con un porcentaje de 33,42 y 33,75 respectivamente. A medida que aumenta la velocidad disminuye la frecuencia con que dicha velocidades aparecen.



Figura 18. Diagrama de distribución de la velocidad de la corriente en Sardina del Norte, desde diciembre de 1999 hasta noviembre de 2000.

Dirección

El diagrama de distribución de frecuencias de la dirección (Figura 19) nos muestra como la corriente reinante es la del SW, además esta dirección también es la de la corriente dominante, con valores que superan los 50 cm/s.

Para la obtención de los datos *in situ* se instaló un correntímetro a 8 metros de la superficie en uno de los muertos del sistema de jaulas (27°59'130" N – 15°22'050" W).

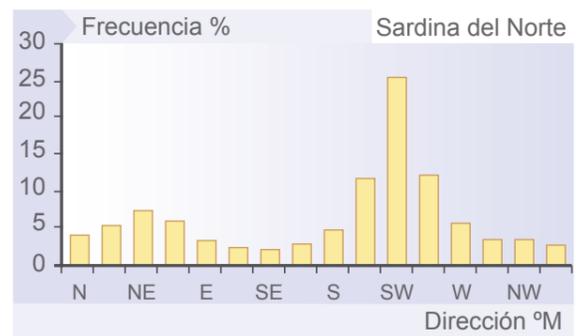


Figura 19. Diagrama de distribución de la dirección de la corriente en Sardina del Norte, desde diciembre de 1999 hasta noviembre de 2000.

Velocidad

La velocidad media registrada en el período medido (junio-septiembre 2001) es de 7,18 cm/s, y el rango oscila entre 0 y 37,65 cm/s. Observándose el valor más alto en el mes de julio. Sin embargo la velocidad media más alta se registró en el mes de septiembre con un valor de 8,21 cm/s y la velocidad media mínima se registró en el mes de junio, 6,63 cm/s.

En la distribución de frecuencias (Figura 20) se observa que las velocidades más frecuentes se encuentran en el rango de 0-10 cm/s, con un 74,9% de aparición. No aparecen velocidades superiores a 40 cm/s.

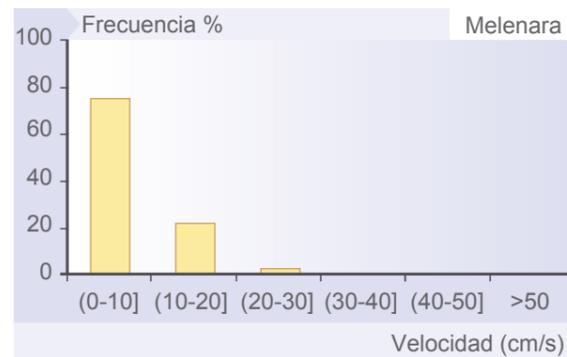


Figura 20. Diagrama de distribución de la velocidad de la corriente en Melenara, desde junio a septiembre de 2001.

Dirección

El diagrama de distribución de frecuencias de la dirección (Figura 21), para todo el período, nos muestra como la corriente reinante es la del SW. Si se analizan los datos mensualmente se observa como se produce un cambio en la dirección reinante. En los meses de junio y julio la dirección es del SW, mientras que en agosto y septiembre la dirección reinante pasa a ser la del NE, esto se correspondería con la entrada del tiempo sur.

El vector progresivo muestra las posiciones correspondientes al desplazamiento horizontal o trayectoria que seguiría una partícula en la zona de estudio, en el caso de que toda la masa de agua próxima a la estación del correntímetro fuese la misma que la del punto de partida. Si se observa el gráfico correspondiente al periodo de fondeo del correntímetro (Figura 22), se ve que el registro muestra claramente las características

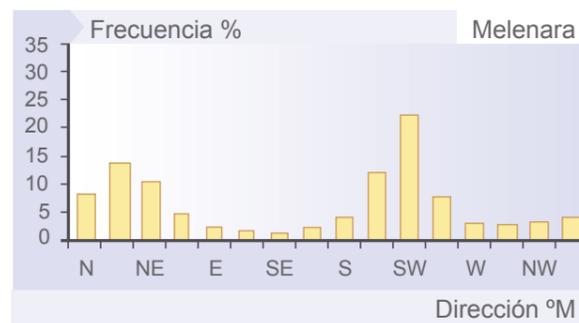


Figura 21. Diagrama de distribución de la dirección de la corriente en Melenara, desde junio a septiembre de 2001.

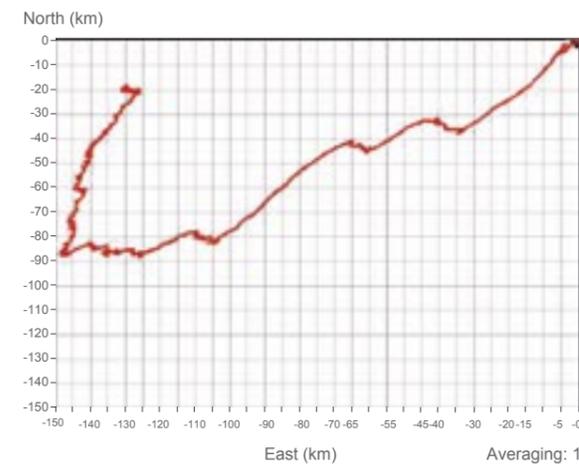


Figura 22. Diagrama del vector progresivo de la corriente en Melenara, desde junio a septiembre de 2001.

3.2.1 Estudio hidrodinámico en Arguineguín

El correntímetro se instaló a la profundidad media de la zona, 4 metros, en el muerto más exterior del sistema de jaulas.

Velocidad

La velocidad media registrada en el período medido (abril-diciembre 2000) es de 4,83 cm/s, y el rango oscila entre 0 y 18,58 cm/s. Observándose el valor más alto en el mes de septiembre. Además, septiembre fue también el mes donde se registró la velocidad media más alta con un valor de 5,81 cm/s y la velocidad media mínima se registró en el mes de mayo, 4,09 cm/s.

En la distribución de frecuencias (Figura 23), se observa que las velocidades más frecuentes se encuentran en el rango de 0-10 cm/s, con un 93,94% de frecuencia y un 6,06% se encuentran entre 10-20 cm/s, no aparecen velocidades superiores a estos valores.

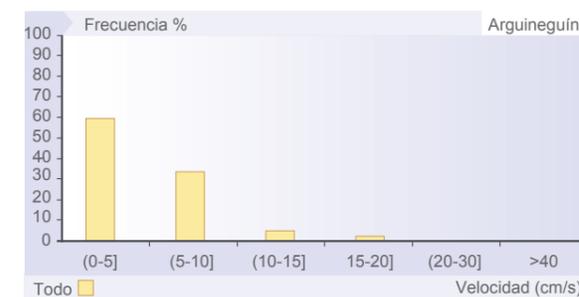


Figura 23. Diagrama de distribución de la velocidad de la corriente en Arguineguín, desde abril a diciembre de 2000.

Dirección

El diagrama de distribución de frecuencias de la dirección (Figura 24), para todo el período, nos muestra como la corriente reinante es la del WSW. Igual como ocurre en los datos registrados por la boya de Puertos del Estado, si se analizan los datos mensualmente se observa que, todos los meses el patrón de distribución de las frecuencias, tanto de velocidad como de dirección, es el mismo.

Si se observa el vector progresivo (Figura 25), correspondiente al periodo de fondeo del correntímetro, el gráfico muestra las posiciones correspondientes al desplazamiento horizontal o trayectoria que seguiría una partícula en la zona de estudio, en el caso de que toda la masa de agua próxima a la estación del correntímetro fuese la misma que la del punto de partida. El registro muestra claramente las características generales de las corrientes de la zona, mostrando un desplazamiento neto hacia el NNW.

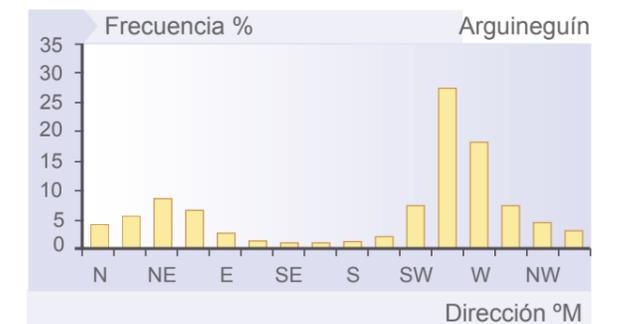


Figura 24. Diagrama de distribución de la dirección de la corriente en Arguineguín, desde abril a diciembre de 2000.

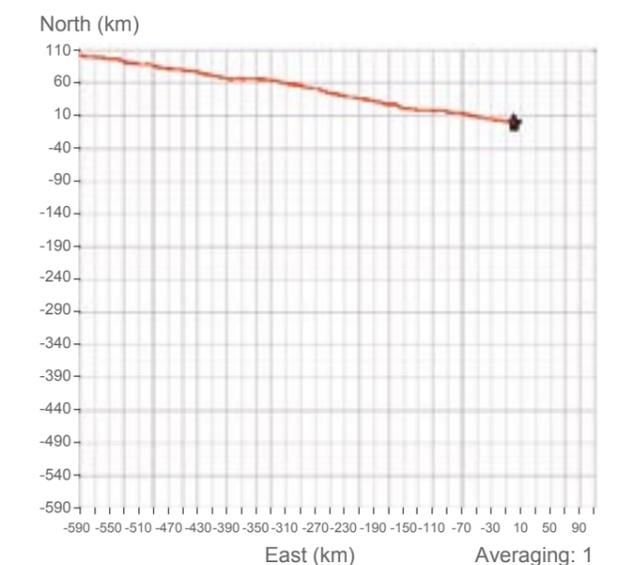


Figura 25. Diagrama del vector progresivo de la corriente en Arguineguín, desde abril a diciembre de 2001.

3.3. Calidad del agua

3.3.1. Temperatura

La corriente de Canarias condiciona la distribución espacial de la temperatura, que hace que el agua sea fría en relación con la temperatura de las aguas oceánicas, tanto más cálidas cuanto más próximas se encuentren al Ecuador.

En general, en las distribuciones horizontales en la superficie y a diferentes niveles, hasta aproximadamente 800 metros de profundidad las isoterms tienden a ser paralelas a la costa africana, con valores crecientes a medida que la distancia de la costa aumenta. Por lo tanto, existe un gradiente de temperatura este-oeste en las islas, de modo que las temperaturas de las aguas de las islas occidentales son, a lo largo del año, superiores a las orientales, especialmente en verano, pudiendo alcanzar hasta 3 °C más. La temperatura superficial del agua en Canarias oscila entre 17-18 °C en invierno y 22-23 °C en verano.

Durante el periodo de estudio la temperatura media anual registrada fue de 20,4 °C en la bahía de Melenara y de 20,8 °C en Arguineguín.

La temperatura media observada osciló entre los 18,2 °C registrados en el mes de febrero y los 23,4 °C en el mes de septiembre en la bahía de Santa Águeda, mientras que, en la bahía de Melenara osciló entre 18,5 °C del mes de febrero y los 23,3 °C alcanzados también en el mes de septiembre.

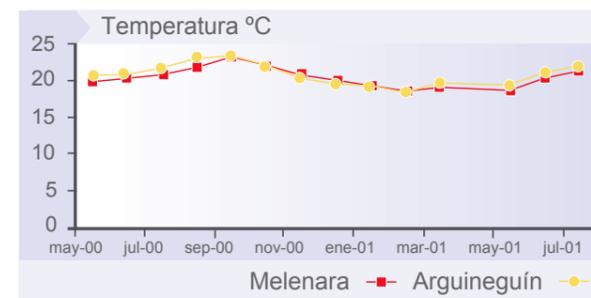


Figura 26. Valores medios mensuales en las dos áreas de estudio.

En las dos zonas se sigue el mismo patrón de variación estacional a lo largo de todo el período, observándose un aumento progresivo de la temperatura desde el mes de febrero hasta llegar al máximo, que se alcanza en el mes de septiembre, y un descenso que culmina de nuevo en el mes de febrero, repitiéndose el ciclo.

No se observaron diferencias entre la temperatura superficial y la del fondo, ya que no es una zona de

termoclina y no existe aporte de agua externo que pudiera hacer variar la temperatura en profundidad. Tampoco se observaron diferencias entre las dos localidades.

La figura 26 muestra los valores medios mensuales en las dos áreas de estudio.

3.3.2. Salinidad

La salinidad de las aguas canarias disminuye con la profundidad, así como la de las aguas oceánicas a latitudes medias y bajas. En la zona de Canarias, la salinidad en los primeros 100 m varía poco con la profundidad, aunque no es tan homogénea como la temperatura presentando algunas veces pequeños incrementos.

La distribución espacial de la salinidad también se ve afectada por el afloramiento del continente africano, originándose un gradiente este-oeste, siendo las aguas de las islas occidentales más salinas que las orientales. La salinidad varía entre 36 y 37 partes por mil.

Los valores de salinidad media durante el período de muestreo fue de 36,7 ppt, en los dos lugares de muestro, presentando un máximo de 37,3‰ en el mes de julio del 2000, y un mínimo de 36,1‰ en junio del 2001, en Arguineguín. En Melenara el máximo se registró en el mes de mayo de 2000: 37,1‰ y el mínimo, 36,4‰ en el mes de febrero del 2001. A pesar de estas diferencias, la distribución de la salinidad en las dos zonas fue similar y estable a lo largo del año, así como en los puntos y a las profundidades medidas. (Figura 27)

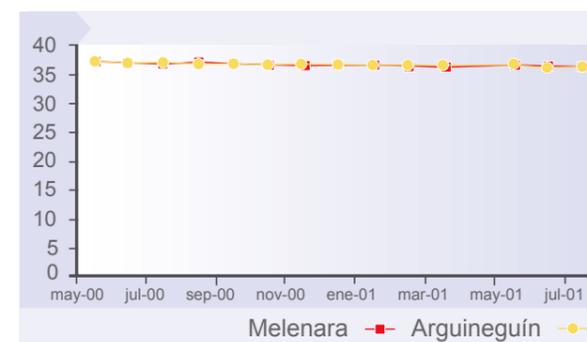


Figura 27. Valores medios mensuales en las dos áreas de estudio.

3.3.3. Oxígeno disuelto

La cantidad de oxígeno disuelto que hay en las aguas superficiales de las islas presenta valores de sobresaturación en relación con aquellos que corresponderían a su temperatura y salinidad. Este

hecho, que es típico de todo el océano, tiene lugar aproximadamente hasta unos 100 m de profundidad. En este intervalo, 0-100 m se pasa por el punto de saturación.

Los valores de oxígeno en los primeros 100 metros se suelen encontrar entre 5-5,5 mg/l, observándose una pequeña variación estacional entre los meses de primavera y el resto del año.

Los valores de concentración del oxígeno disuelto no presentaron variaciones entre las dos instalaciones, registrando un valor medio de 6,43 mg/l en Arguineguín y 6,57 mg/l en Melenara. La distribución temporal de la concentración de oxígeno disuelto fue similar en ambas localidades, con una disminución en la concentración de oxígeno al llegar el verano, para volver a aumentar en invierno, y en los diferentes puntos.

La figura 28 muestra los valores medios mensuales en las dos áreas de estudio.

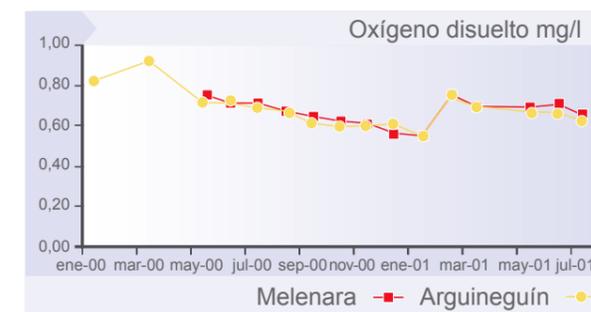


Figura 28. Valores medios mensuales en las dos áreas de estudio.

3.3.4. Clorofila a

La cantidad del fitoplancton en aguas de las Islas Canarias y su distribución vertical es variable y depende de la estación del año.

En aguas costeras se observan, fundamentalmente, dos tipos bien diferenciados de distribución del fitoplancton con la profundidad a lo largo del año:

Cuando se produce el florecimiento primaveral, existe un máximo en superficie de la concentración de clorofila, este máximo suele ser del orden de 1,0-1,5 µg/l, y los valores disminuyen progresivamente con la profundidad. Al producirse el descenso del fitoplancton se suelen presentar valores máximos en la profundidad de la termoclina estacional del orden de 0,3-0,5 µg/l de clorofila, y valores débiles en los primeros 50 m del orden de 0,1 µg/l de clorofila.

Según Aristegui, (1990) las diferencias entre las concentraciones medias de clorofila por islas, no son grandes, con un ligero aumento hacia las islas más orientales. El rango se sitúa entre 0,15 mg/m³ para La Palma y 0,19 mg/m³ para Gran Canaria, Lanzarote y Fuerteventura. Por otro lado, tampoco parece existir una distinción clara entre los valores de clorofila-a en estaciones a barlovento o sotavento y sobre la plataforma o fuera de ella.

En la bahía de Melenara, la concentración de clorofila-a presentó un valor medio anual en las aguas superficiales de 0,38 µg/l en el sistema de jaulas, y 0,45 µg/l en el control, mientras que los valores alcanzados en el fondo fueron de 0,51 y 0,47 µg/l, jaulas y control respectivamente. Mientras que en Arguineguín los valores medios anuales medidos fueron 0,31 µg/l en las jaulas y 0,30 µg/l en el control, en la superficie y de 0,34 y 0,33 µg/l en el fondo, jaulas y control respectivamente.

A lo largo del período medido se observó una variación con máximos en invierno, enero 00 y febrero 01 y mínimos en verano.

Como se refleja en la tabla VIII, el análisis estadístico no detectó diferencias significativas entre los puntos control y jaulas, ni entre las distintas profundidades, dentro la misma localidad.

El análisis estadístico entre las dos áreas de estudio (test de medias) mostró que existían diferencias significativas entre las dos localidades con un nivel de confianza del 95%.

Las gráficas representadas en la figura 29 muestran los valores de clorofila encontrados en las diferentes áreas de estudio.

Tabla VIII. Concentración media de clorofila, expresada en µg/l d.s., en los diferentes puntos de medida del área de estudio.

Localidad	Fondo		Superficie	
	Jaula	Control	Jaula	Control
Melenara	0,51 ± 0,18 ^a	0,47 ± 0,16 ^a	0,39 ± 0,13 ^a	0,46 ± 0,18 ^a
Arguineguín	0,33 ± 0,17 ^a	0,33 ± 0,15 ^a	0,32 ± 0,16 ^a	0,30 ± 0,15 ^a

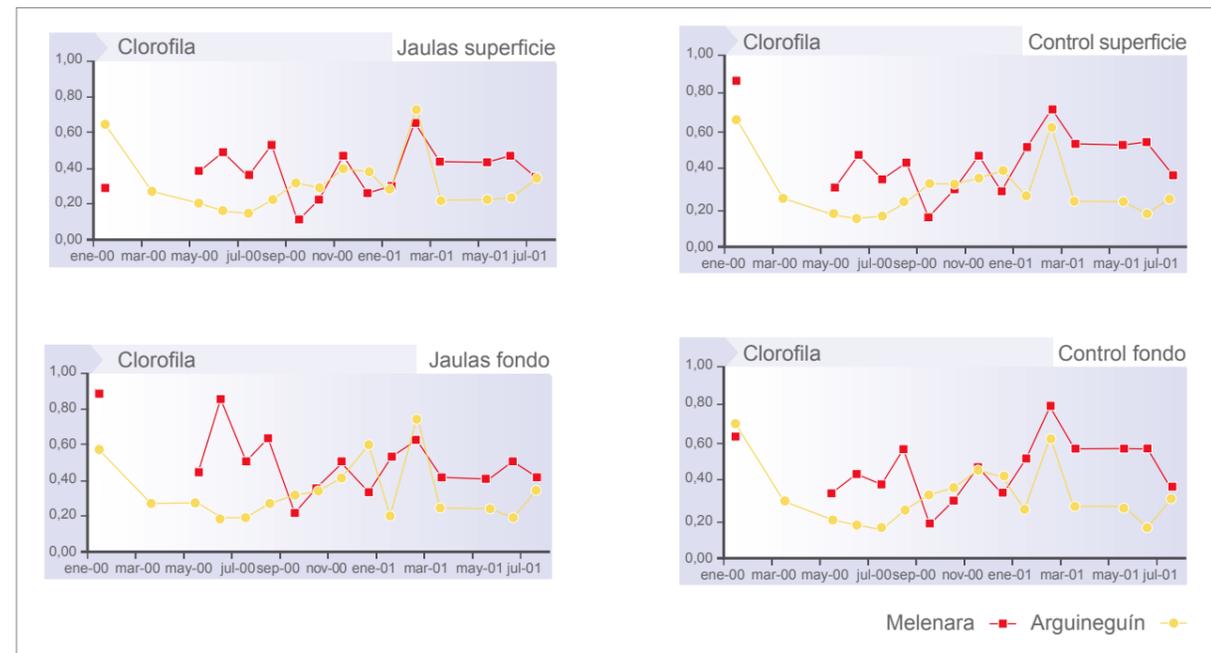


Figura 29. Concentración media de clorofila (g/l), en las dos áreas estudio.

3.3.5. pH

Los valores de pH medios para Arguineguín fueron de 8,17 y de 8,20 para Melenara. Se observó un ligero descenso en el valor del pH, en las aguas superficiales. En junio y julio del año 2000 se observaron diferencias entre Melenara y Arguineguín, sin embargo el resto del período el pH siguió la misma distribución. La figura 30 muestra los valores medios de pH obtenidos en las dos áreas de estudio.

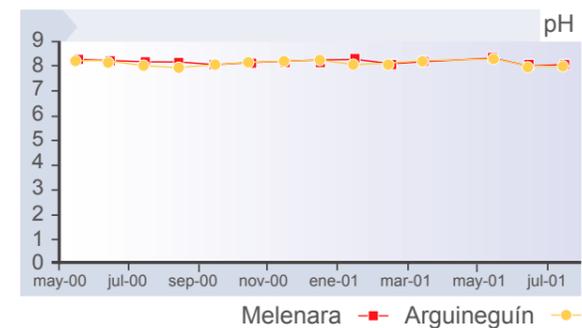


Figura 30. Valores medios de pH obtenidos en las dos áreas de estudio.

3.3.6. Turbidez

Los valores de turbidez no presentaron ningún patrón característico a lo largo del tiempo de estudio. Tampoco hubo relación entre una zona y otra. En Arguineguín el punto 4 presentó turbidez casi siempre, mientras que en los meses de

noviembre, diciembre del 2000 y enero y febrero del 2001, todos los puntos registran turbidez, entre 1 y 3 NTU.

La presencia de valores de turbidez superiores al resto en el punto 4, puede deberse a la existencia de una cementera próxima al lugar de muestreo de este punto. Los valores de turbidez en los meses mencionados, parecen estar relacionados con las condiciones climatológicas, ya que afectan a toda el área. Además, debido a la poca profundidad de la bahía y a las características del tipo de sustrato (fondos arenosos), el mar de fondo produce un movimiento de las partículas de arena, aumentando la turbidez de la zona.

Los valores registrados son completamente normales para el área de estudio, no sobrepasando nunca los límites que aparecen en la bibliografía ($T < 10$ NTU, según el valor de calidad para aguas costeras y estuarios en Puerto Rico, $T = 150$ NTU, según los límites para

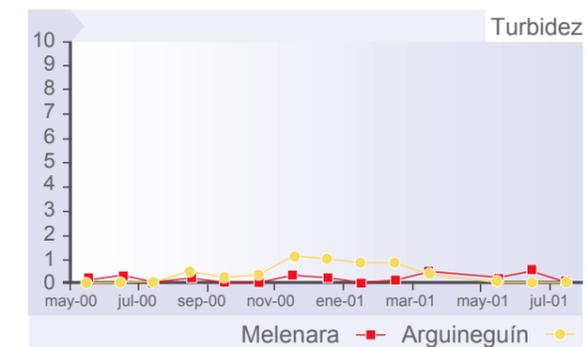


Figura 31. Valores medios de este parámetro observados durante el periodo de estudio.

vertidos dados por el BOJA). Hay que señalar que no hay referencias bibliográficas publicadas específicas para cultivo de peces en mar abierto.

La figura 31 muestra los valores medios de este parámetro observados durante el período de estudio.

3.3.7. Nutrientes

Las aguas circundantes a las Islas Canarias son de tipo oceánico, lo que lleva consigo su carácter oligotrófico. Las concentraciones medias de nutrientes medidas desde la superficie hasta la termoclina, o en los primeros 100 metros, van en el caso del fosfato desde cantidades no detectables hasta 0,02 mg/l, los nitratos hasta 0,16 mg/l y el amonio en niveles inferiores a 0,02 mg/l.

Se estudió la concentración de fosfatos, nitratos + nitritos y amonio disueltos en el agua de mar, en varios puntos de la zona, con el fin de observar el efecto de las descargas procedentes de las granjas de cultivo. Para ello, se establecieron dos zonas, una llamada *jaulas* que correspondería con la instalación en sí, puntos 1 y 2, y otra llamada *control*, que servirá de referencia para ver si la instalación produce efectos no deseados, puntos 3 y 4. En ambos casos, se comparó la concentración de los nutrientes a nivel superficial y a nivel del fondo.

Fosfatos

En la figura 32 se representa la concentración de fosfatos en ambas localidades en función de la profundidad, tanto en la zona control como en el área con mayor influencia debido a la presencia de las jaulas.

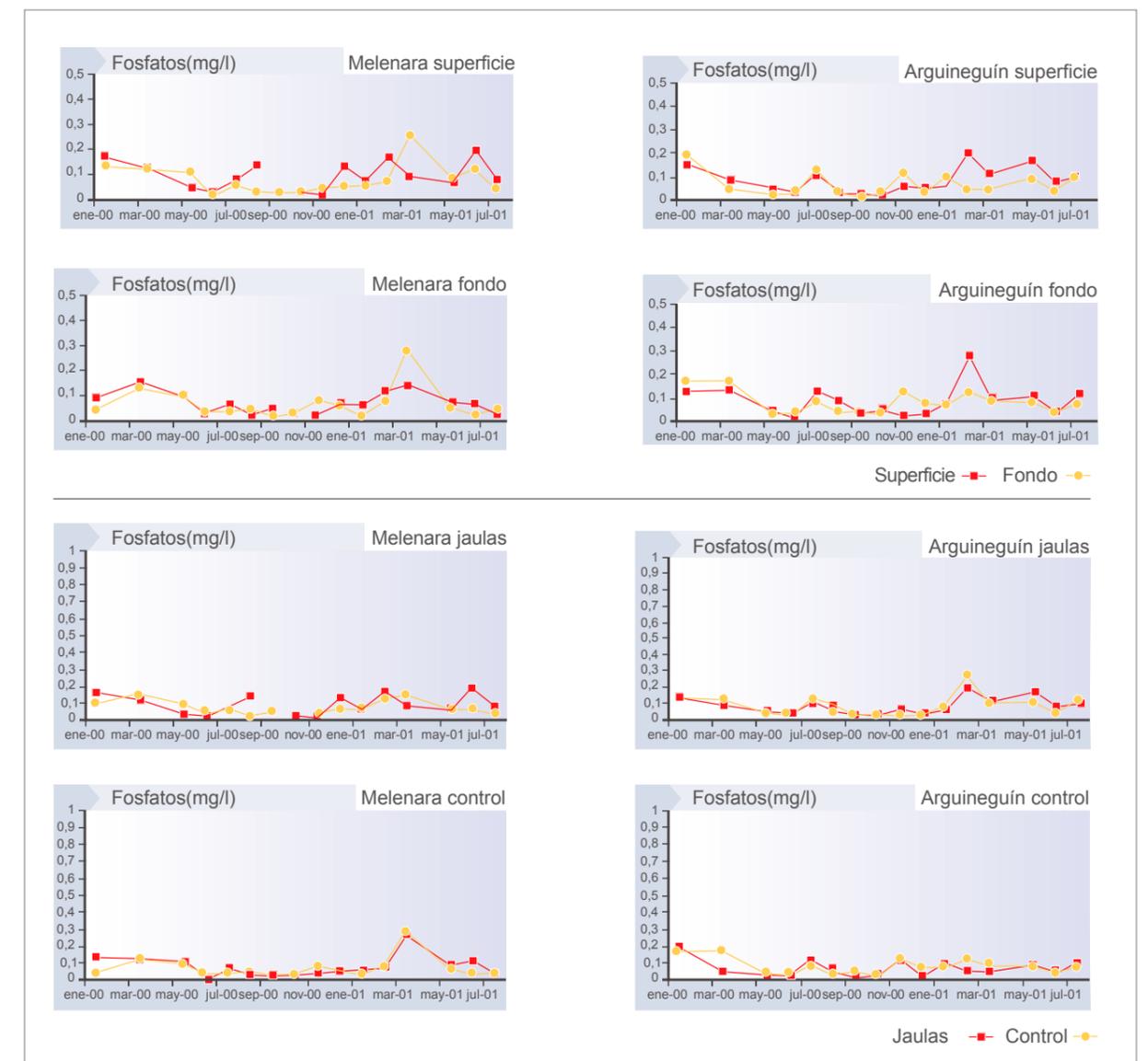


Figura 32. Valores de fosfatos encontrados en las diversas zonas de estudio.

En Melenara los fosfatos presentaron unos valores medios anuales de 0,098 mg/l en el sistema de jaulas y 0,074 mg/l en el control, en superficie, mientras que los valores alcanzados en el fondo son de 0,079 y 0,067 mg/l, jaulas y control respectivamente. El test estadístico muestra diferencias significativas entre los puntos jaula y control a nivel del fondo, siendo la concentración del fósforo en el control ligeramente inferior a la encontrada en las jaulas.

En Arguineguín los fosfatos presentaron unos valores medios anuales de 0,087 y 0,072 mg/l en superficie, jaulas y control respectivamente, mientras que, los valores alcanzados en el fondo son de 0,087 y 0,077 mg/l, jaulas y control respectivamente. El análisis estadístico no muestra diferencias significativas entre el sistema y el control.



Figura 33. Valores de nitratos + nitritos encontrados en las diversas zonas de estudio.

Nitratos + nitritos

En la figura 33 se representa la concentración de nitratos + nitritos en ambas localidades en función de la profundidad, tanto en la zona control como en el área con mayor influencia debido a la presencia de las jaulas.

La concentración media anual de nitratos + nitritos en Melenara a nivel superficial fue de 0,793 y 0,786 mg/l en las jaulas y control respectivamente. Mientras que en el fondo esos valores son de 0,846 y 0,774 mg/l, jaulas y control respectivamente, el análisis estadístico no muestra diferencias significativas.

En Arguineguín, los nitratos + nitritos, a nivel superficial presentaron unos valores medios anuales de 0,807 y 0,899 mg/l en las jaulas y control respectivamente. Mientras que en el fondo esos valores son de 0,778 y 0,873 mg/l, jaulas y control respectivamente, el análisis estadístico no muestra diferencias significativas.

Amonio

En la figura 34 se representa la concentración de amonio en ambas localidades en función de la profundidad, tanto en la zona control como en el área con mayor influencia debido a la presencia de las jaulas.

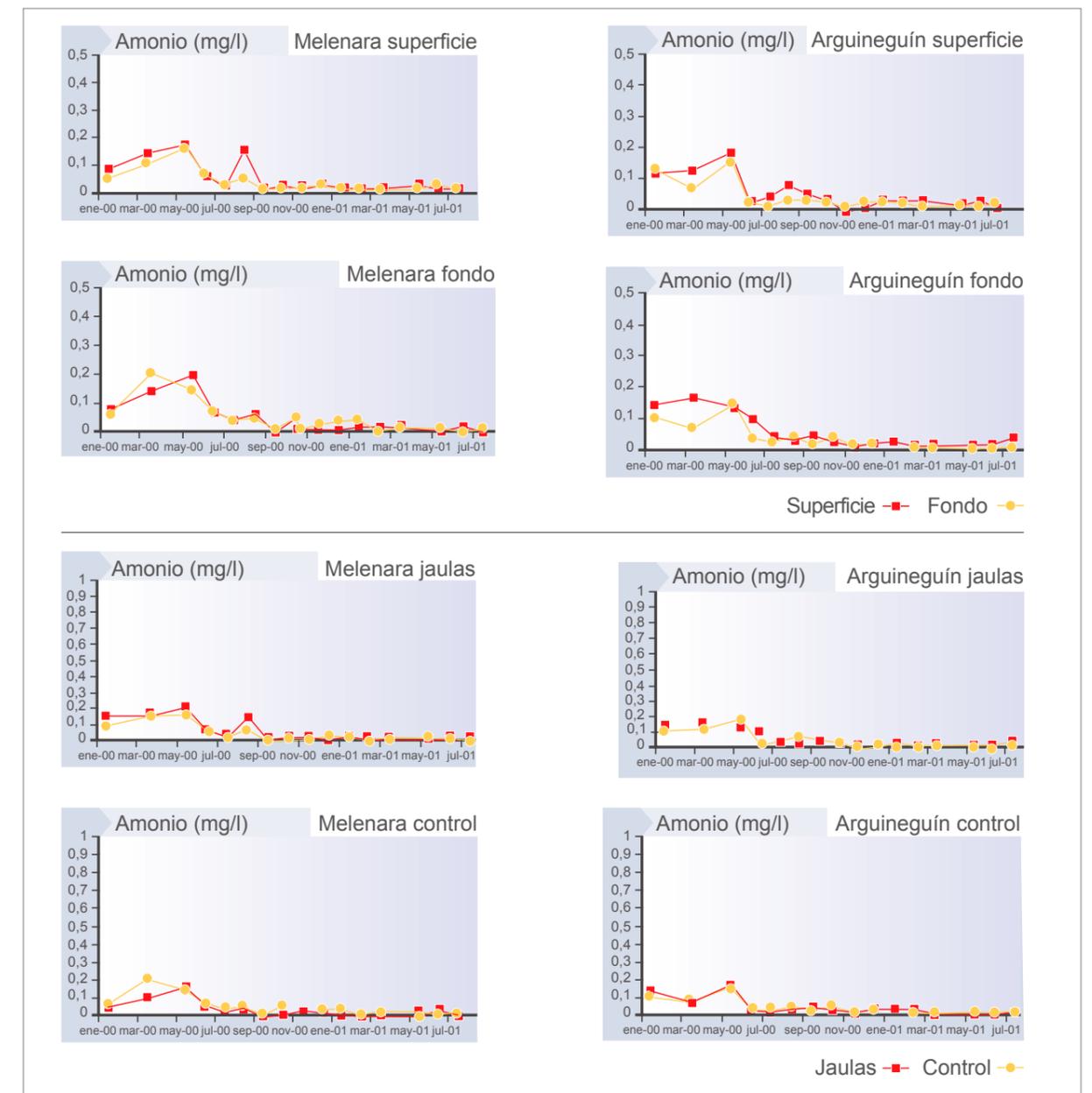


Figura 34. Valores de amonio encontrados en las diversas zonas de estudio.

Tabla IXa. Concentración media de los nutrientes inorgánicos, expresados en mg/l \pm e.s, en los diferentes puntos de la bahía de Melenara .

Concentración (mg/l)	Fondo		Superficie	
	Jaula	Control	Jaula	Control
Fosfatos	0,079 \pm 0,006 ^a	0,067 \pm 0,008 ^b	0,099 \pm 0,01 ^a	0,074 \pm 0,007 ^a
Nitratos+nitritos	0,846 \pm 0,039 ^a	0,774 \pm 0,03 ^a	0,794 \pm 0,038 ^a	0,786 \pm 0,031 ^a
Amonio	0,065 \pm 0,01 ^a	0,072 \pm 0,017 ^a	0,057 \pm 0,01 ^a	0,053 \pm 0,008 ^a

Tabla IXb. Concentración media de los nutrientes inorgánicos, expresados en mg/l \pm e.s, en los diferentes puntos de la bahía de Arguineguín .

Concentración (mg/l)	Fondo		Superficie	
	Jaula	Control	Jaula	Control
Fosfatos	0,087 \pm 0,008 ^a	0,078 \pm 0,008 ^a	0,087 \pm 0,008 ^a	0,072 \pm 0,008 ^a
Nitratos+nitritos	0,778 \pm 0,027 ^a	0,873 \pm 0,038 ^a	0,807 \pm 0,028 ^a	0,899 \pm 0,039 ^a
Amonio	0,068 \pm 0,009 ^a	0,057 \pm 0,008 ^a	0,068 \pm 0,009 ^a	0,058 \pm 0,011 ^a

En la bahía de Melenara las concentraciones de amonio medias fueron de 0,057 y 0,053 mg/l, jaulas y control, respectivamente, en la superficie. Mientras que los niveles alcanzados en el fondo presentan una concentración de 0,065 y 0,073 mg/l, jaulas y control, respectivamente. El análisis estadístico no muestra diferencias significativas entre el sistema y el control.

Las concentraciones de amonio medias en Arguineguín fueron de 0,068 y 0,058 mg/l, jaulas y control, respectivamente, en la superficie mientras que en el fondo, los niveles alcanzados presentan una concentración de 0,068 y 0,057 mg/l, jaulas y control, respectivamente. El análisis estadístico no muestra diferencias significativas entre el sistema y el control.

Discusión

La temperatura, salinidad y pH presentaron valores normales para este tipo de aguas, además el cultivo no afectó a estos parámetros. No se produjeron cambios bruscos en los valores de dichos parámetros que puedan afectar al sistema de cultivo.

La concentración de oxígeno disuelto es un factor que puede llegar a ser peligroso, si se reduce drásticamente ya que los organismos lo utilizan para respirar. En las jaulas los peces se encuentran en una gran densidad, por lo que necesitan una concentración adecuada de oxígeno. No se observó ningún déficit en los niveles de oxígeno, aunque en superficie estos

valores fueron ligeramente menores. La renovación del agua, es decir, un régimen adecuado de corrientes y el mantenimiento de las redes de las jaulas para que no se llenen de fouling son imprescindibles para conseguir un buen aporte de oxígeno.

La turbidez es otro parámetro que puede verse afectado por la presencia de jaulas de cultivo debido a la presencia de sustancias disueltas o particuladas que son vertidas al medio. Los valores de turbidez medidos fueron normales y se encuentran dentro de los rangos permitidos. La variación encontrada parece más relacionada con el estado de la mar, mar de fondo, etc. que con la presencia de las jaulas.

La clorofila, es decir, la concentración de fitoplancton puede verse afectada por el aumento de los nutrientes en el medio, sin embargo no se observaron diferencias entre los puntos de control y los asociados a las jaulas. La diferencia entre las dos instalaciones se debió a la localización, orientación y profundidad de las jaulas.

En cuanto a los nutrientes, no existe una legislación comunitaria ni estatal que regule la concentración de vertidos para granjas marinas en mar abierto, sin embargo hay países, comunidades y alguna publicación donde se dan valores límites, ya sea para vertidos, cultivos de agua dulce o cultivos en tierra.

La Consejería de Medio Ambiente del Gobierno de Andalucía, publica en el BOJA del 8 de febrero de 1996, el Reglamento de la calidad de las aguas litorales.

Del amoníaco total formado por el amoníaco iónico y el amoníaco no iónico, la forma más tóxica es la no iónica, pero si las concentraciones de la forma iónica son altas y la concentración de oxígeno es baja, ésta puede ser también tóxica. De acuerdo con la EIFAC (1973) las concentraciones tóxicas del amoníaco no iónico para exposiciones cortas de tiempo oscilan entre 0,6 y 2,0 mg/l. Según el BOJA el límite máximo para vertidos es de 60 mg/l, el Servicio de Calidad Ambiental de la C.P.T. lo establece en 25 mg/l; en Dinamarca la diferencia entre el agua de entrada y de salida del cultivo no puede superar los 0,4 mg/l.

Las concentraciones de nitritos máximas sugeridas para peces son de 0,1 mg/l. Los nitratos no suelen presentar problemas de toxicidad para los peces, siendo los límites máximos estimados de 100 mg/l. En cuanto a la calidad del agua el BOJA establece un límite de 75 mg/l para los nitratos; en Dinamarca la diferencia entre el agua de entrada y de salida del cultivo no puede superar los 0,6 mg/l de nitrógeno total y en los Países Bajos la calidad de agua para efluentes indica una concentración máxima permitida para nitratos + nitritos de 200 mg/l.

No se han estimado qué concentraciones de fósforo o fosfatos afectan negativamente a los peces. En cuanto a los límites para que la calidad del agua no se altere el BOJA establece un valor de 40 mg/l para el fósforo total, en Dinamarca la diferencia entre el agua de entrada y de salida del cultivo no puede superar los 0,03 mg/l de y en los Países Bajos la calidad de agua para efluentes indica una concentración máxima permitida para el fósforo total de 5 mg/l.

A la vista de todos estos resultados, y teniendo en cuenta que no se encontraron diferencias significativas entre el sistema de jaulas y el control en ninguna de las dos instalaciones, y que los valores fueron similares a los encontrados en la bibliografía, se puede decir que las instalaciones de cultivos estudiadas no están produciendo un aumento significativo de la concentración de los diferentes nutrientes estudiados en el medio circundante. Tan solo el fósforo muestra diferencias significativas entre el control de fondo y el resto de los puntos, pero aún así estos valores están muy lejos de los indicados en la bibliografía como perjudiciales para el medio. El régimen de corrientes, favoreciendo la dispersión, así como el efecto reductor de los niveles de nutrientes por la biota asociada a los sistemas, son sin duda factores que ayudan a interpretar estos resultados.

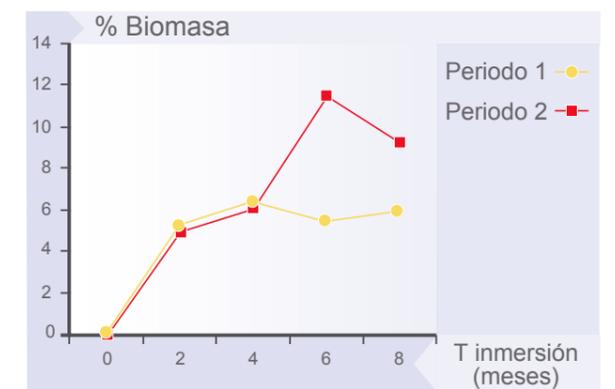
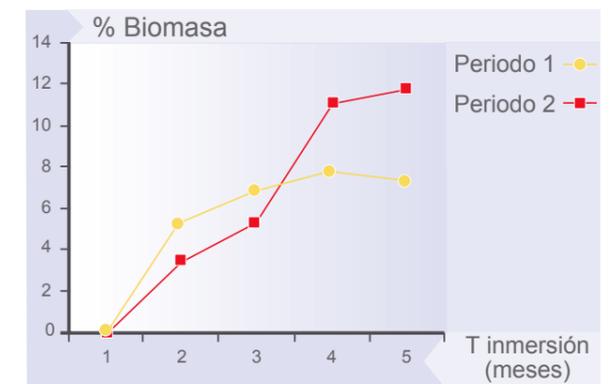
3.4. Adherencias (fouling)

El tiempo de permanencia de las redes en el mar, permitió la distinción de 2 períodos de tiempo. Un primer período que comprende desde marzo de 2000, mes en el que se instalaron los sistemas, hasta

noviembre de 2000, mes en el que se recogieron los cuadrados que llevaban 8 meses sumergidos, y el segundo período desfasado 2 meses respecto al primero, desde mayo de 2000 hasta enero de 2001, mes en el cual se recogieron todas las redes.

El análisis de la varianza de las redes de Arguineguín indica que no existieron diferencias significativas en cuanto a la biomasa, en peso seco, entre el sistema colocado en la superficie y el del fondo, excepto, en el año 2000 en el segundo mes de inmersión y en el año 2001 en el sexto mes de inmersión. Si se compara el tiempo de inmersión de los sistemas, se observa que, en el primer período, en profundidad, no existieron diferencias significativas entre los 2 y 4 meses de inmersión ni entre el mes 6 y el 8, mientras que, en superficie si se presentaron diferencias entre 2, 4 o 6 y 8 meses de inmersión. Sin embargo en el año 2001 no se observaron diferencias significativas en función de los meses de inmersión, ni para el fondo ni para superficie.

Por otro lado el análisis de las redes de Melenara indica que durante los primeros 4 meses de inmersión, existió un mayor crecimiento sobre las redes que en

**Figura 35.** Biomasa del fouling en los 2 períodos en las estructuras colocadas en el fondo, 4,5 m de profundidad.**Figura 36.** Biomasa del fouling en los 2 períodos en las estructuras colocadas en la superficie, 1,5 m de profundidad.

Arguineguín, este crecimiento se observó sobre todo en superficie al cuarto mes, donde el aumento fue 2,6 veces superior. En los sistemas colocados en el fondo las diferencias no fueron tan grandes.

Las figuras 35 y 36 muestran los valores de biomasa estimada de adherencias en los diferentes puntos estudiados en Arguineguín.

Discusión

En líneas generales, el estudio de la biomasa del fouling mostró que:

- Existió un aumento de la biomasa del fouling al aumentar el tiempo de inmersión de las redes del sistema,
- Este aumento se produjo tanto en los sistemas del fondo como en los de la superficie.
- El aumento fue más acusado durante los primeros meses de inmersión. A partir del sexto mes de inmersión la biomasa no aumentó tan bruscamente. Se puede decir que a los 6 meses se produjo el clímax en el crecimiento del fouling. Esto está de acuerdo con estudios anteriores de este tipo, realizados en las mismas instalaciones, donde se llegó a una conclusión similar.

3.5. Sedimentos

Materia orgánica

Una vez realizados los análisis correspondientes, los puntos de muestreo de los sedimentos se agruparon en función de si existían diferencias entre ellos, al aplicarles el test de media. De esta forma se obtiene que para Melenara, existen 3 grupos distintos (J: interior del sistema de jaulas, C1: puntos 3, 4, 5, 6, 7 y C2: el punto 8, que es el más alejado de la instalación acuícola), para las muestras recogidas en Arguineguín, se obtienen 3 grupos de la siguiente forma (J: interior del sistema de jaulas, C1: puntos 3, 4, 5, 6 y C2: el punto 7 y 8).

Para las muestras recogidas en Melenara, el porcentaje de materia orgánica registrado oscila entre 3,63 y 6,34% en el interior de las jaulas, entre 4,31 y 7,74% en la zona C1 y entre 2,54 y 7,18% en la zona más alejada.

Si se analizan los datos a lo largo del período de estudio se observa una variación estacional del parámetro con máximos en el verano y mínimos en el invierno, esta variación estacional se ve mejor en J y C1.

El análisis estadístico de los datos muestra diferencias significativas entre C1 y el resto de las zonas, J y C2, presentado C1 un mayor porcentaje de materia orgánica.

Tabla Xa. Porcentaje medio de la materia orgánica, expresado en % \pm e.s., en los diferentes puntos de medida de la bahía de Melenara.

Materia Orgánica (%)		
J	C1	C2
3,92 \pm 0,65 ^a	4,02 \pm 0,65 ^a	3,19 \pm 0,49 ^a
En cada fila, los datos con igual superíndice no presentan diferencias significativas, (P>0.05, test de Kruskal-Wallis).		

Tabla Xb. Porcentaje medio de la materia orgánica, expresado en % \pm e.s., en los diferentes puntos de medida de la bahía de Santa Águeda, Arguineguín.

Materia Orgánica (%)		
J	C1	C2
4,78 \pm 0,38 ^a	5,25 \pm 0,35 ^b	4,16 \pm 0,52 ^a
En cada fila, los datos con igual superíndice no presentan diferencias significativas, (P>0.05, test de Kruskal-Wallis).		

Para las muestras recogidas en Arguineguín, el porcentaje de materia orgánica registrado oscila entre 2,28 y 7,50% en el interior de las jaulas, entre 2,00 y 7,81% en la zona C1 y entre 1,86 y 5,52% en la zona más alejada. Aunque C1 tiene un valor medio ligeramente superior a J y C2, como en el caso de Melenara, no existen diferencias significativas entre las zonas.

Al igual que lo que ocurre en Melenara, aquí también se observa una variación estacional del parámetro en todas las zonas.

Las figuras 37 y 38 muestran los valores de porcentajes en materia orgánica encontrados en las diferentes zonas muestreadas.

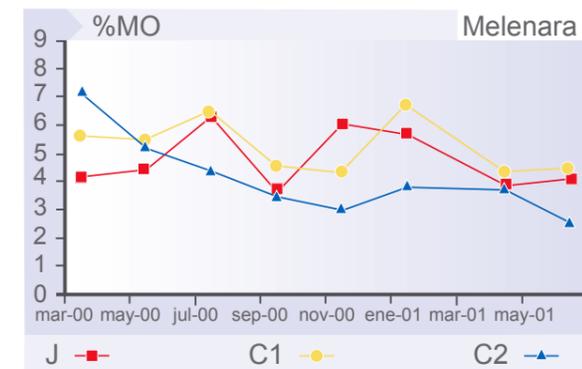


Figura 37. Porcentaje de materia orgánica en la Bahía de Melenara.

Tabla XIa. Porcentaje medio de nitrógeno, expresada en % \pm e.s., en los diferentes puntos de medida de Melenara.

Nitrógeno (%)				
J	C1	C2	C3	C4
17,92 \pm 0,74 ^a	12,757 \pm 0,79 ^b	14,98 \pm 0,43 ^c	13,90 \pm 0,64 ^c	10,65 \pm 0,53 ^d

Tabla XIb. Porcentaje medio de nitrógeno, expresada en % \pm e.s., en los diferentes puntos de medida del área de estudio.

Nitrógeno (%)				
J	C1	C2	C3	C4
21,56 \pm 1,18 ^a	14,28 \pm 1,96 ^b	9,77 \pm 0,65 ^{bc}	10,557 \pm 0,60 ^c	13,19 \pm 1,35 ^b

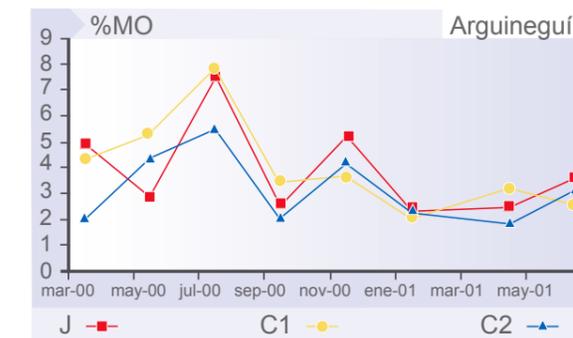


Figura 38. Porcentaje de materia orgánica en la Bahía de Santa Águeda, Arguineguín.

Nitrógeno

Los puntos de muestreo de los sedimentos para el nitrógeno se han agrupado en función de si existían diferencias entre ellos de esta forma se obtiene que para Melenara, las muestras recogidas con core, existen 5 grupos (J: interior del sistema de jaulas, C1: punto 4, C2: 3, 5 y 6, C3: el punto 7 y C4 el punto 8), para las muestras recogidas en Arguineguín, se tienen 5 grupos de la siguiente forma (J: interior del sistema de jaulas, C1: punto 3, C2: punto 4, C3: puntos 5 y 6 y C4 puntos 7 y 8, que son los más alejados del sistema).

Para las muestras recogidas en la bahía de Melenara, la cantidad de nitrógeno registrado oscila entre 15,24 y 20,54 mg N/100g de muestra en el interior de las jaulas y entre 7,97 y 12,47 mg N/100g en el punto 8 (C4) que es el más alejado.

El análisis estadístico de los datos muestra que el valor medio bajo las jaulas fue más alto significativamente, existiendo diferencias significativas entre las distintas zonas, en el siguiente orden: J>C2, C3>C1>C4. Se aprecia, además una menor concentración de N en el punto 4 (C1) que en C2, estando a la misma distancia del centro de las jaulas.

Para las muestras recogidas en Arguineguín, la concentración de nitrógeno registrado oscila entre

16,15 y 26,94 mg N/100g de muestra en el interior de las jaulas y entre 7,31 y 12,01 mg N/100g en el punto 4 (C3) que es el punto que presenta el valor medio más bajo.

El análisis estadístico de los datos muestra diferencias significativas entre el sistema y el resto de los puntos. En las jaulas se observan una media significativamente superior al resto de los puntos. Los puntos tomados como control, C4, no presentan

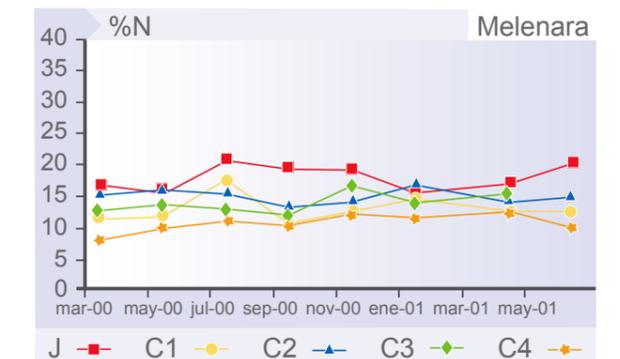


Figura 39. Porcentaje de nitrógeno en la Bahía de Melenara.

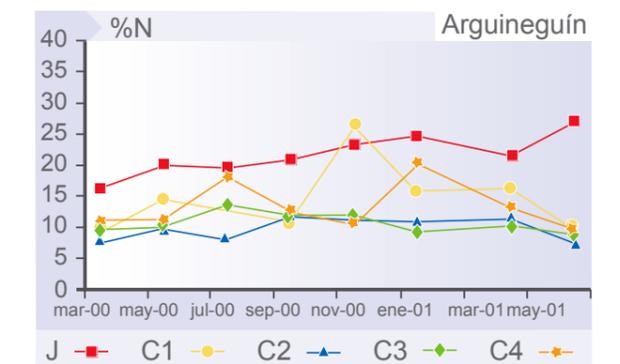


Figura 40. Porcentaje de nitrógeno en la Bahía de Santa Águeda, Arguineguín.

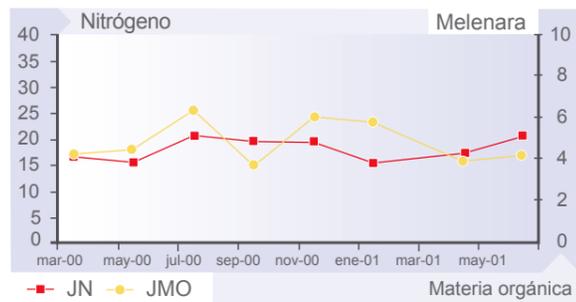


Figura 41. Relación entre la concentración de nitrógeno y materia orgánica del sedimento en la zona de jaulas de la Bahía de Melenara.

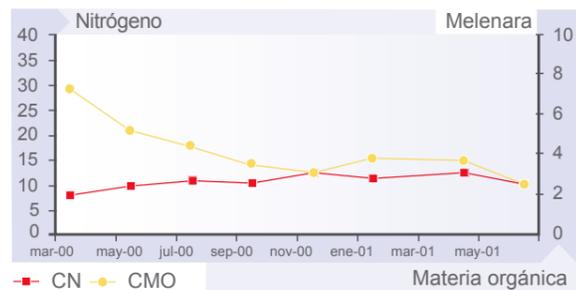


Figura 42. Relación entre la concentración de nitrógeno y materia orgánica del sedimento en la zona de control de la Bahía de Melenara.

diferencias significativas con los puntos que se encuentran más cerca del sistema. $>C1, C4 > C3, C2$

Las figuras 39 y 40 muestran los valores de nitrógeno en los sedimentos de las diferentes zonas muestreadas, y las gráficas representadas en las figuras 41 a 44 las relaciones entre este compuesto y la materia orgánica del sedimento.

Discusión

En Melenara los puntos que corresponden con C1, es decir los que están situados alrededor del sistema tienen mayor concentración de materia orgánica que los puntos muestreados justo debajo de las jaulas, mientras que en Arguineguín, la concentración de materia orgánica de los sedimentos, aunque no muestra diferencias significativas, tiende a ser mayor mar adentro, es decir, puntos 3 y 6.

El estudio de la acumulación de materia orgánica en los sedimentos, revela que las pautas de distribución de ésta dependen de las características hidrodinámicas de las zonas.

El estudio de la acumulación de nitrógeno en los sedimentos muestra como hay una mayor concentración en los fondos inmediatamente bajo las jaulas, que en el resto de las zonas muestreadas. En Melenara se observa una mayor acumulación de nitrógeno en los sedimentos

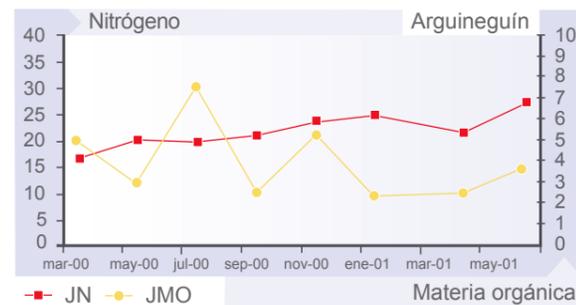


Figura 43. Relación entre la concentración de nitrógeno y materia orgánica del sedimento de la zona de jaulas de la Bahía de Santa Águeda, Arguineguín.

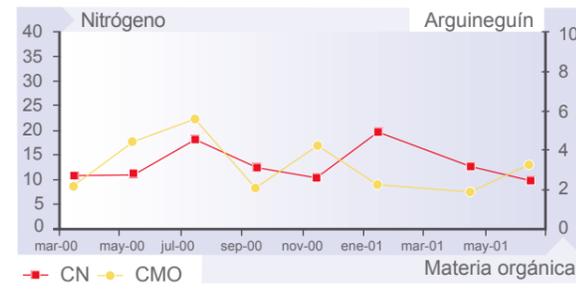


Figura 44. Relación entre la concentración de nitrógeno y materia orgánica del sedimento en la zona de control de la Bahía de Santa Águeda, Arguineguín.

debajo de las jaulas, con una aumento hacia el suroeste. Sin embargo en Arguineguín la acumulación de nitrógeno está más localizada, aunque también se observa la tendencia a acumularse en una dirección, en este caso hacia el Oeste (punto 3).

Como conclusión se puede decir que el impacto sobre el sedimento es más notable que el impacto producido en la calidad del agua.

3.6. Submareal

3.6.1. Peces

Desde enero de 2000 hasta julio de 2001 se realizaron 631 transectos de censos de peces en 120 inmersiones, con aproximadamente 45 min de duración por inmersión.

Para el análisis estadístico se utilizaron los muestreos comprendidos entre mayo de 2000 y junio de 2001 con un total de 360 transectos, comprendiendo un año entero de muestreos. Los datos de los tres primeros meses se utilizaron para análisis generales descriptivos de la evolución de las distintas comunidades y para realizar una estimación del área mínima de muestreo, y los restantes, pertenecen al seguimiento realizado sobre la comunidad de peces del sebadal de Salinetas referido como *Control 2*.

Con objeto de detectar diferencias significativas entre *Controles e Impacto*, se analizaron abundancias totales de individuos, riqueza de especies, índices de diversidad y análisis de tallas y biomasa para aquellas especies de interés especial.

Abundancia y biomasa

Mediante el análisis de la abundancia de individuos se caracterizó la dinámica de la comunidad íctica para zonas próximas a instalaciones acuícolas. Para este proceso se analizaron abundancias totales de individuos y grupos de abundancia definidos, en función de las características ecológicas que presentan las distintas especies de peces presentes en las zonas de estudio.

De forma general, el análisis de las abundancias de individuos en las zonas denominadas *Control e Impacto* muestran patrones definidos para los distintos lugares de muestreo (Figura 45). En términos generales, existe una agregación de determinadas especies de peces alrededor de las jaulas, vinculados al comportamiento trófico de las mismas.

Con respecto a las distintas zonas de muestreo, los controles de Arguineguín no muestran diferencias significativas entre ellos siendo marcadamente distintos de las áreas de cultivo. Con respecto a la bahía de Melenara, los datos muestran diferencias significativas entre los distintos puntos, el *Control 1*, presenta características comunes a los controles de Arguineguín mientras la zona de *Impacto* muestra patrones similares a la zona caracterizada también como *Impacto* en esta última localidad. El *Control 2* sin embargo muestra evoluciones diferenciadas a lo largo del periodo de muestreo, objeto de la degradación que ha sufrido la pradera de *Cymodocea nodosa* en este punto.

Los datos obtenidos a lo largo de este proyecto muestran que el aumento del número de individuos es debido principalmente a efectos de atracción frente al reclutamiento, coincidiendo con lo ya citado por otros autores para otros tipos de estructuras artificiales.

Para la abundancia total de individuos es de destacar la existencia de marcadas diferencias entre las zonas *Control e Impacto* en ambas localidades ($p < 0,001$). Como se puede apreciar en la Figura 45, las abundancias totales muestran además diferencias de un orden de magnitud para los controles de Arguineguín, mientras que Melenara presenta una estructura escalonada debido a la zona denominada *Control 2*, próxima a la concesión de Melenara II, reflejado en el ANOVA como diferencia entre controles ($p < 0,05$). Por otro lado, los sitios muestran diferencias significativas para ambas localidades ($p < 0,05$), resultado fruto de la agregación que sufren las especies dominantes como se describe a continuación.

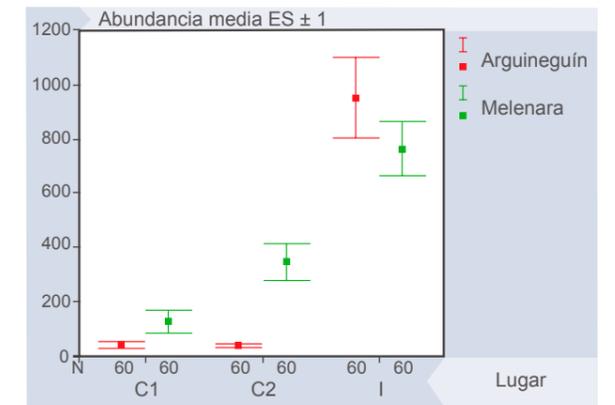


Figura 45. Gráfica de abundancias totales de peces para Arguineguín y Melenara (C1: control1, C2:control 2, I: Impacto).

El análisis de contribución a la disimilaridad SIMPER muestra como componentes principales para las diferencias entre *Controles e Impacto*, para ambas localidades, a *Boops boops* en primer lugar (Arguineguín C1-I 12,21%, C2-I 12,28%; Melenara C1-I 17,03%, C2-I 10,94%), *Pagellus acarne* segundo para Arguineguín (C1-I 9,86%, C2-I 10,63%) y *Sphyaena viridensis* en segundo lugar para Melenara (C1-I 8,13%, C2-I 7,38%). El fundamento ecológico de estos resultados reside en que las principales especies en abundancia de individuos fueron *Boops boops* y *Pagellus acarne*, especies gregarias que aparecieron en bancos de miles de individuos alrededor de las jaulas, mientras que *Sphyaena viridensis* lo hizo en grupos menores pero de forma continuada, no apareciendo en ninguno de los controles o con ocurrencias esporádicas.

En las zonas *Impacto*, la biomasa media de *Boops boops* es de $21.681,83 \pm 4.389,73$ kg para Arguineguín y de $51.745,26 \pm 7.980,01$ kg para Melenara con un total anual de 1.300.910 y 3.104.716 kg respectivamente. La biomasa para *Pagellus acarne* es de $12.581,25 \pm 4.583,92$ kg en Arguineguín con un total anual de 754.875 kg. Como ya se ha comentado anteriormente, los valores de censos visuales para estas dos especies se encuentran subestimados debido a la abundancia de individuos, sin embargo, estos resultados permiten destacar la magnitud del efecto producido alrededor de las instalaciones en términos de biomasa acumulada. Cabe resaltar la diferencia de magnitudes existente entre localidades para la boga *Boops boops*, siendo este valor para Melenara, el doble que para Arguineguín, a pesar de la diferencia en el número de jaulas existente entre las dos localidades.

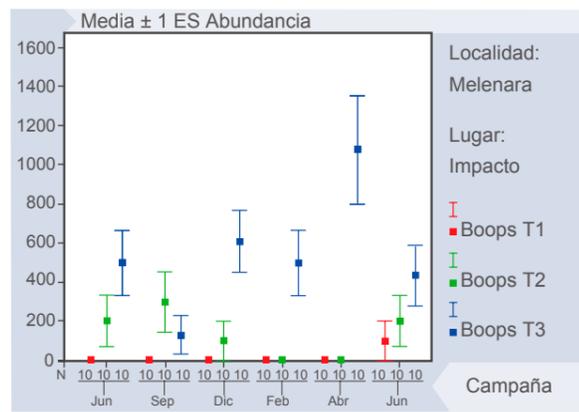


Figura 46. Distribución de tallas para *Boops boops* en Melenara.

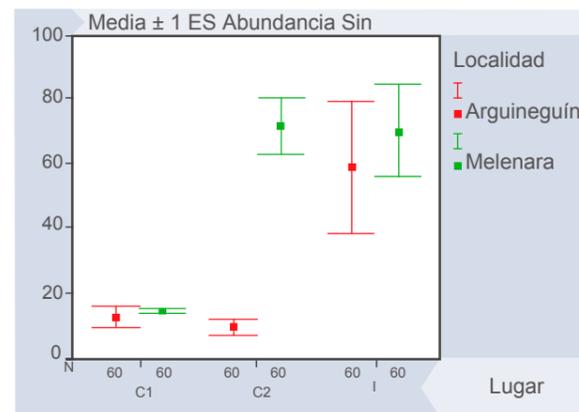


Figura 49. Abundancia total sin *Boops boops* ni *Pagellus acarne*.

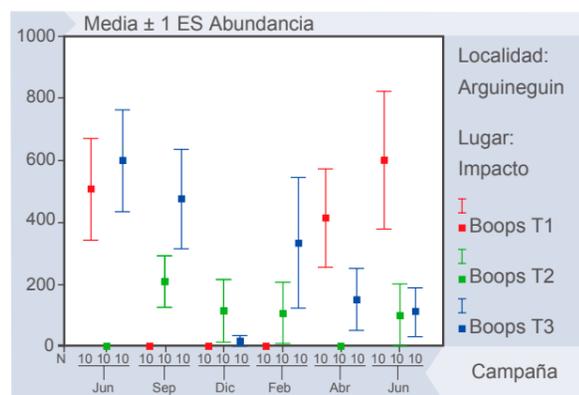


Figura 47. Distribución de tallas para *Boops boops* en Arguineguín.

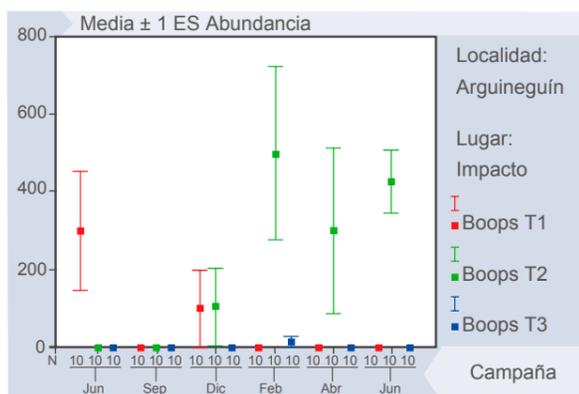


Figura 48. Distribución de tallas para *Pagellus acarne*.

El análisis de tallas para las especies dominantes *Boops boops* y *Pagellus acarne* bajo las jaulas, como se puede apreciar en las gráficas, no muestra una correlación entre grupos, resaltando la variabilidad existente en el tiempo en ambas localidades. *Boops boops* presenta los tres grupos de tallas mientras que *Pagellus acarne* no presenta ningún individuo de talla 3. Respecto a *Boops boops*, es

de destacar la diferencia existente, en lo que a grupos de tallas se refiere, entre localidades, presentando Arguineguín mayor proporción de tallas pequeñas a lo largo del tiempo y con mayores abundancias.

Respecto a la evolución de las tallas menores, destacar que los datos presentados en este trabajo hacen referencia a los individuos censados fuera de las jaulas. Los bancos de tallas pequeñas de *Boops boops* y *Pagellus acarne* suelen atravesar las redes de las jaulas quedándose encerrados en ellas a medida que crecen, por lo que los censos no muestran su evolución. (Figuras 46, 47 y 48).

La gráfica para la abundancia total de individuos, eliminando estas dos especies dominantes, muestra patrones diferenciados entre zonas *Impacto* y *Control* ($p < 0,05$). Al igual que ocurría para la abundancia total, existen diferencias significativas entre controles en Melenara ($p < 0,05$), el *Control 2* presenta, por tanto, indicios de influencia de la instalación próxima (100 m) en lo que a abundancia de individuos se refiere. (Figura 49).

La boga *Boops boops* (Linnaeus, 1758), perteneciente a la familia de los espáridos, es una especie plantófaga no estricta que se alimenta principalmente de crustáceos, es carnívora en sus primeros estadios y parcialmente herbívora en la fase adulta. Se trata de una especie litoral de hábitos pelágicos, que puede llegar a los 35 cm, aunque las tallas más frecuentes rondan los 20 cm. Alcanza la madurez a los 13 cm, el periodo de reproducción comprende los meses de marzo y mayo, los alevines suelen refugiarse en zonas abrigadas de la costa. No presenta gran valor culinario, por lo que se suele utilizar para la elaboración de piensos y otros derivados. Antiguamente en épocas de hambruna en las Islas, su pesca era habitual, hoy en día se puede encontrar esporádicamente en los mercados.

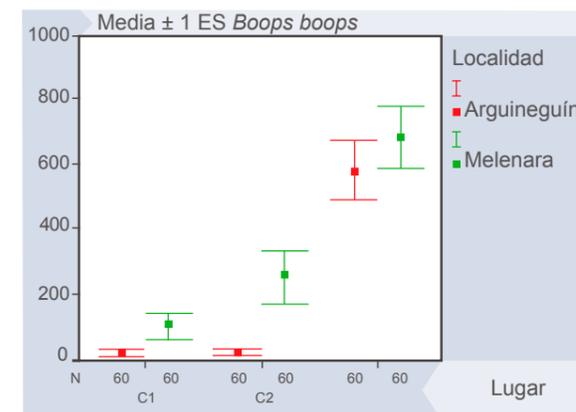


Figura 50. Abundancia total de *Boops boops*.

Boops boops muestra en los resultados gráficos, el mismo comportamiento que el total de los individuos, por ser la que más contribuye a la abundancia (Figura 50). Por tanto, se agregan mayor número de individuos en las zonas *Impacto* (Arguineguín $p < 0,001$, Melenara $p < 0,05$). En ambas localidades existen diferencias significativas para los sitios ($p < 0,05$), siendo en Melenara debido a que se desinstalaron las jaulas de uno de los sitios y en Arguineguín, por la afinidad que presentaron los grupos de *Boops boops* por las jaulas situadas más al este. Es de destacar, que estas últimas, presentaban restos de pienso no consumido y mantos de la bacteria *Beggiatoa* sp., coincidiendo, además, con la agregación de otras especies de peces, principalmente *Gymnura altavela*. La jaula 6, presentaba la mayor concentración de todas estas especies, coincidiendo con ser la jaula con doradas de mayor porte.

En la zona *Impacto* de Melenara, la especie *Gymnura altavela* mostró respuesta negativa, en número de individuos, al desmantelamiento del grupo de 6 jaulas coincidente con el sitio A. Coincidiendo con la desinstalación del grupo de jaulas, el sitio A muestra un decremento en el número de especímenes de esta especie, aumentando por el contrario en el sitio B. Es de destacar que durante las inmersiones bajo las jaulas, esta especie se encontraba preferentemente bajo las jaulas, más concretamente en aquellas con mantos de *Beggiatoa* sp. como ya se ha comentado anteriormente, lo cual puede representar un indicio de relación directa entre la presencia de esta especie y el efecto de las jaulas. En Arguineguín, *Gymnura altavela*, mostró preferencia por el sitio A, zona que presentaba mayor número de jaulas con mantos de *Beggiatoa* sp.

Conocida comúnmente en Canarias como besugo, *Pagellus acarne* (Risso 1826) es otra especie de la familia de los espáridos. Básicamente carnívora, se alimenta de invertebrados bentónicos y de peces pequeños, pudiendo alcanzar tallas del 35 cm, aunque es más frecuente que no sobrepase los 25 cm. De distribución litoral, los ejemplares de

tallas pequeñas suelen encontrarse refugiados en praderas de fanerógamas, mientras que los adultos, se desplazan hacia fondos blandos más profundos, pudiendo alcanzar los 300 m. Es una especie gregaria que puede formar grandes bancos como es el caso de las instalaciones de Arguineguín. Al igual que otras especies de espáridos, como la dorada *Sparus aurata*, presenta inversión sexual proterándrica, siendo machos en sus primeros estadios de desarrollo para pasar a hembras al alcanzar tallas mayores. Madura a los 13 cm aproximadamente desovando entre marzo y mayo. Los huevos y larvas son pelágicos. Se trata de una especie de escaso valor comercial.

Pagellus acarne aparece exclusivamente en la zona de Arguineguín, con abundancias tres veces menores que las de *Boops boops* (Figura 51). A diferencia de esta última especie, *Pagellus acarne* se agregaba en bancos más densos y localizados, censándose en varias ocasiones únicamente en una jaula determinada, este hecho redundaba en el ANOVA con diferencias significativas entre sitios ($p < 0,001$). Esta especie se censó en 4 ocasiones, a diferencia de *Boops boops* que apareció a lo largo de los 12 meses. Su ausencia en los meses de septiembre de 2000 y junio de 2001 puede deberse a un desplazamiento del banco fuera de las instalaciones o a la posible incidencia de la pesca, debido a que en las inmediaciones de las instalaciones son frecuentes las nasas para la captura de peces. Los grupos de tallas de esta especie muestran patrones poco definidos por lo que resulta prematuro destacar algún comportamiento definido, aunque cabe destacar la falta de individuos de tallas grandes (Figura 52). Esta especie apareció también en las instalaciones de Melenara durante el mes de mayo de 2000 con abundancias de miles de individuos, coincidiendo su desaparición con la desinstalación de seis de las jaulas. Tanto los alevines de *Boops boops* como los de *Pagellus acarne* suelen introducirse dentro de las jaulas de cultivo junto con otras especies como *Sarpa salpa* o *Diplodus sargus*, consumiendo parte del pienso destinado a las especies objeto de

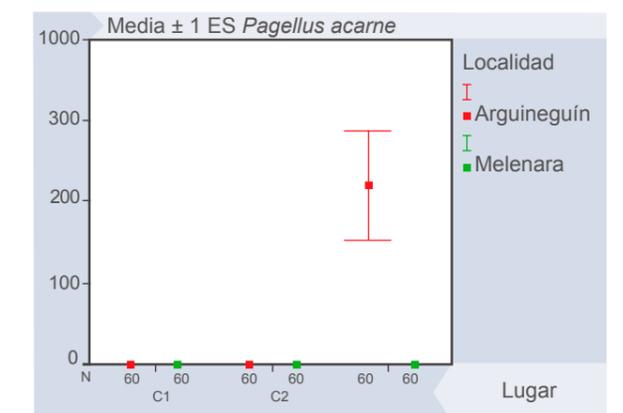


Figura 51. Abundancia total *Pagellus acarne*.

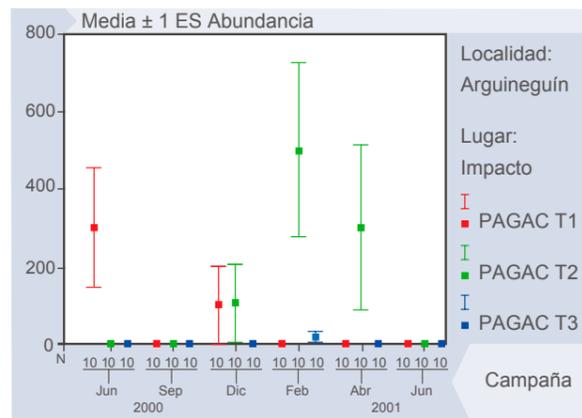


Figura 52. Distribución de tallas de *Pagellus acarne*.

cultivo y compitiendo por el espacio a medida que van alcanzando tallas mayores y quedan encerradas dentro de las jaulas. Estas especies son descartadas y desechadas por los piscicultores, por lo que su estudio detallado puede redundar en el beneficio de las propias empresas acuícolas, estableciendo medidas de gestión y aprovechamiento evitando la intromisión y agregación de estas especies y minimizando por tanto el efecto sobre la comunidad íctica.

Referente a las tallas menores, cabe comentar que los peces de longitudes inferiores a 5 cm, agrupados como alevines, no aparecieron en los controles y solo lo hicieron de forma continua en Arguineguín (Figura 53). Estos bancos estaban compuestos principalmente por *Atherina presbyter* especie, que no sobrepasa los 15 cm y se alimenta principalmente de crustáceos y larvas de peces planctónicos. El resto de bancos estaban compuestos por pequeños peces de entre 1 y 4 cm, siendo estos de especies no determinadas. Los bancos no mostraron un patrón temporal de distribución homogénea, lo que sugiere que su presencia en las jaulas ocurría de forma ocasional. La abundancia de tallas pequeñas dentro de la concesión sugiere que las jaulas de cultivo favorecen el alevinaje en Arguineguín, donde la bahía de estudio se encuentra resguardada del oleaje, presentando poca hidrodinámica, lo cual puede favorecer este hecho.

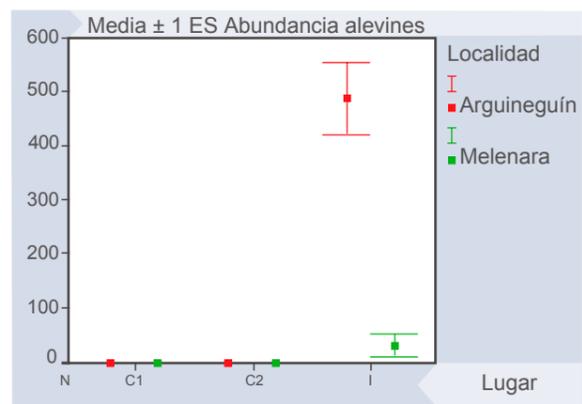


Figura 53. Abundancia total de alevines.

La bicuda o picuda *Sphyraena viridensis* (Cuvier 1829), es otra de las especies característica de las zonas próximas a las jaulas. Depredador pelágico por excelencia, se alimenta principalmente de peces de menor tamaño, entre ellos la boga *Boops boops*. Suele cazar en grupo, describiendo círculos alrededor de los bancos de sus presas, sobre las que posteriormente se abalanza. Los ejemplares adultos suelen alcanzar los 60 cm sobrepasando ocasionalmente los 100 cm. Esta especie es muy apreciada por los pescadores deportivos, debido a su carne de excelente calidad, sin embargo, no es objeto de una pesquería específica.

Esta especie presenta abundancias medias de individuos de $2,90 \pm 1,10$ para Arguineguín y $6,57 \pm 2,97$ para Melenara con un total de 174 individuos y 394 respectivamente. Apareció en las inmediaciones de las jaulas en uno o dos bancos diferenciados de decenas de individuos en ambas localidades, comportamiento marcadamente diferenciado de lo ocurrido en las zonas *Control*. (Figura 54a y 54b) El análisis de la varianza muestra diferencias significativas ($p < 0,001$) entre zonas *Control* e *Impacto* para esta especie, así como entre sitios para Melenara ($p < 0,001$). *Sphyraena viridensis* se muestra muy ligada, por tanto, al origen del pulso generado por las jaulas. Es de destacar una vez más la vulnerabilidad de las comunidades de peces a la acción pesquera alrededor de las jaulas, remarcando en este caso la desaparición del banco de bicudas en Arguineguín. Conociendo los pescadores la existencia de esta especie con individuos de gran porte alrededor de las jaulas, en el mes de junio de 2001, los capturaron (Pescadores Arguineguín com. pers.) por lo que no aparecieron individuos de gran talla en los censos siguientes.

Bajo las jaulas se agregan también diversas especies condríctios como: chuchos *Dasyatis pastinaca* (Linnaeus, 1758), chuchos tropicales *Dasyatis centroura* (Bonaparte, 1832), ratones *Myliobatis aquila* (Linnaeus, 1758), chuchos negros *Taeniura grabata* (E. Geoffroy Saint-Hilaire, 1817), mantelinas *Gymnura altavela* (Linnaeus, 1758), angelotes *Squatina squatina* (Linnaeus, 1758), tembladeras *Torpedo marmorata* (Risso, 1810) u obispos *Pteromylaeus bovinus* (E. Geoffroy Saint-Hilaire, 1817) (Figura 55). Perfectamente adaptados a la vida bentónica, se trata de peces planos carnívoros de hábitos preferentemente nocturnos, algunas de estas especies presentan hábitos carroñeros, habiéndose observado este comportamiento bajo las jaulas en *Dasyatis pastinaca*, *Dasyatis centroura*, *Myliobatis aquila* y *Taeniura grabata*, los cuales se alimentaban de peces muertos descartados en los despesques. Bajo las jaulas, especies como *Gymnura altavela*, *Squatina squatina* o *Torpedo marmorata*, reflejaron comportamientos crípticos, permaneciendo ocultos, enterrados en la arena, mientras que *Dasyatis pastinaca*, *Dasyatis centroura*, *Myliobatis aquila*, *Taeniura grabata* y *Pteromylaeus bovinus* se

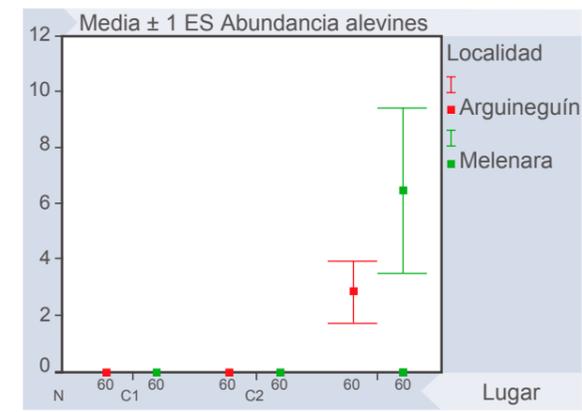


Figura 54a. Abundancia total para *Sphyraena viridensis*.

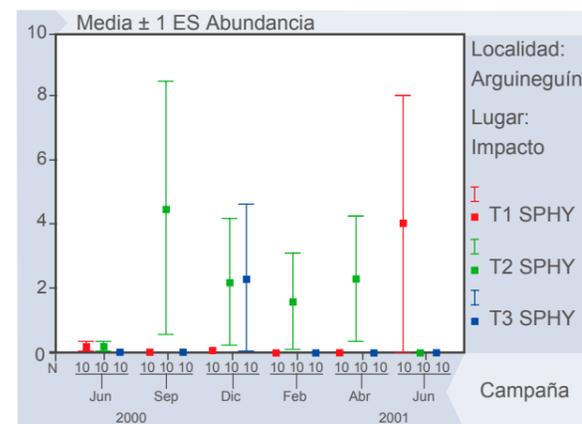


Figura 54b. Distribución de tallas para *Sphyraena viridensis*.

observaron mayoritariamente nadando o escarbando activamente en el fondo en busca de alimento. *Gymnura altavela* por su parte, mostró preferencia por situarse directamente bajo las jaulas, concretamente debajo de aquellas con mayor cobertura de *Beggiatoa* sp. y de pienso no consumido.

Todas estas especies presentan características morfológicas similares, con el cuerpo comprimido dorsoventralmente, destacando las aletas pectorales anchas y deprimidas con las cuales nadan con movimientos ondulatorios o verticales característicos. *Dasyatis pastinaca*, *Dasyatis centroura*, *Myliobatis aquila*, *Gymnura altavela* y *Taeniura grabata* presentan además, una cola alargada provista de aguijones venenosos que utilizan para defenderse de sus depredadores. *Torpedo marmorata* por su parte, tiene la capacidad de producir descargas eléctricas de entre 100 y 200 voltios, las cuales utiliza para aturdir a sus presas o defenderse de posibles ataques. Todas ellas son especies conocidas por la mayoría de los buceadores, principalmente por su tamaño y por resultar inofensivas, salvo en ocasiones de ser directamente agredidas, pudiendo producir traumatismos leves. Los accidentes causados por alguna de estas

especies son, en su mayoría, producto de actitudes irrespetuosas y agresivas de los propios buceadores, los cuales agreden directamente al pez pisándolo o tirando de sus aletas. Durante las inmersiones realizadas a lo largo de este proyecto, ninguna de las especies descritas a mostrado comportamientos agresivo alguno, limitándose a huir del buceador en la mayoría de las ocasiones.

Estas especies se agruparon bajo el nombre genérico de "condríctios" para los análisis estadísticos, haciendo referencia a la clase a la que pertenecen. De este modo, ambas localidades presentan diferencias significativas en lo que a abundancia de individuos se refiere (Arguineguín $p < 0,001$, Melenara $p < 0,05$). Melenara por su parte reflejó diferencias entre controles e *impactos* con $p < 0,001$, debido principalmente al aumento de individuos de estas especies en las inmediaciones del *Control 2*.

Para la localidad de Arguineguín, especies como *Dasyatis pastinaca* y *Myliobatis aquila* aparecieron, bajo las jaulas, en todos los muestreos con medias de $0,60 \pm 0,13$ y $0,45 \pm 9,63E-02$ y un total de 36 y 27 individuos respectivamente. *Gymnura altavela* por su parte, se presentó de forma menos constante, pero con un total de 49 individuos censados. En determinados meses, hubo un representante de *Pteromylaeus bovinus*, siempre de las mismas dimensiones, lo que hace pensar que se trataba del mismo individuo que permaneció ligado a las jaulas desde septiembre de 2000 hasta noviembre de 2001 (presenta en la última inmersión). En esta localidad se censaron un total de 10 ejemplares de *Squatina squatina*, por el contrario, no aparecieron individuos de *Torpedo marmorata*.

En el punto de muestreo bajo las jaulas de Melenara, solo *Myliobatis aquila* apareció de forma constante a lo largo de todas las campañas con medias de $0,30 \pm 7,99E-02$ y un total de 18 individuos, mientras que de *Gymnura altavela* se contabilizaron un total de 34 individuos y 21 de *Torpedo marmorata*. En esta localidad no aparecieron individuos de *Pteromylaeus bovinus* y *Squatina squatina*.

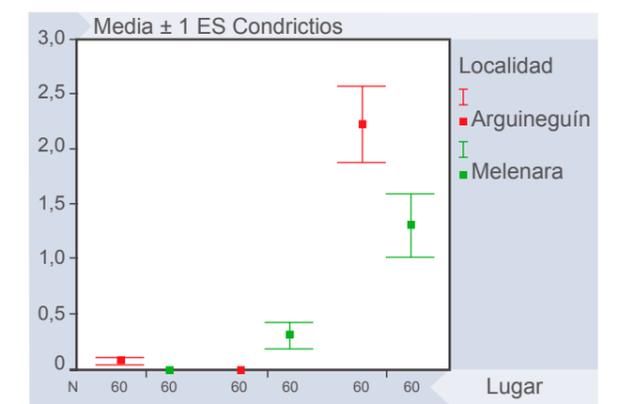


Figura 55. Abundancia total condríctios.



Figura 56. Banco de *Sphyraena viridensis*.



Figura 57. Banco de *Boops boops*.



Figura 58. Banco de *Pagellus acarne*.



Figura 59. *Gymnura altavela* sobre mantos de *Beggiatoa* sp.



Figura 60. *Dasyatis pastinaca*.

Especies como *Gymnura altavela*, *Pteromylaeus bovinus*, *Torpedo marmorata* o *Dasyatis centroura*, son especies no muy frecuentes en inmersión, limitando su presencia a lugares concretos y a épocas de puesta y reproducción. Es de destacar por tanto, que las jaulas de cultivo presentan un potencial atractor definido sobre este tipo de especies. *Dasyatis centroura* por su parte es una especie recientemente citada para Canarias, condición que hace más acusada la incidencia de las jaulas sobre este tipo de animales.

Otro grupo de interés, viene representado por peces pelágicos como: sierras *Sarda sarda* (Bloch, 1793), pejerreyes *Pomatomus saltator* (Linnaeus, 1766), medregales *Seriola* sp., chopones *Kyphosus sectator* (Linnaeus, 1766), caballas *Scomber japonicus* (Houttuyn, 1782), jureles *Pseudocaranx dentex* (Bloch y Schneider, 1801) y chicharros *Trachurus* sp. Animales nadadores todos ellos, se alimentan principalmente de peces menores, desarrollando su vida estrechamente ligada a la columna de agua. Entre ellas, *Sarda sarda*, *Scomber japonicus*, *Seriola* sp., *Trachurus* sp. y *Pomatomus saltator* son especies de interés comercial.

A efectos estadísticos, estas especies se trataron como "pelágicos", aunque especies como *Sphyraena viridensis* o *Boops boops* también se podrían haber incluido en este grupo por su condición pelágica o semipelágica, se trataron inicialmente por separado por haberse trabajado cada una de ellas de forma exclusiva. Por otro lado, resulta evidente tratar a *Boops boops* por separado dada la abundancia relativa que presenta frente a las especies anteriormente nombradas.

Actualmente es bien conocido el poder atractor de estructuras artificiales sobre especies de peces pelágicos, siendo este hecho uno de los fundamentos para su captura, especialmente en algunas especies de túnidos. La ruptura de la homogeneidad del medio pelágico mediante este tipo de estructuras, puede favorecer por tanto la atracción de especies pelágicas. El análisis de la varianza muestra el factor tiempo como principal condicionante en la abundancia de estas especies ($p < 0,001$, Arguineguín y $p < 0,05$, Melenara), resaltando además la interacción existente entre éste y la zona *Impacto* de forma significativa, $p < 0,001$ para ambas localidades. Por el contrario, incluyendo a *Sphyraena viridensis* en este grupo, el ANOVA muestra diferencias significativas entre *Controles* e *Impacto* en ambas localidades ($p < 0,05$) definiendo de esta manera el efecto de atracción que generan las jaulas de cultivo sobre la comunidad pelágica (Figura 61), es de destacar además, la variabilidad temporal existente en este efecto.

Cabe destacar el comportamiento que presentaron determinadas especies: en Arguineguín, un mismo grupo de 20 individuos de *Pomatomus saltator*, permaneció alrededor de las jaulas de cultivo durante al menos 6 meses. Se pudo observar, además, a especímenes de esta especie atacando a otros peces como *Sparus aurata*. El pejerrey es un activo depredador que puede alcanzar el metro de longitud y que llega a penetrar dentro de las jaulas ocasionando serios desperfectos. *Scomber japonicus* por su parte, apareció en Melenara de forma ocasional en grandes grupos, contribuyendo en gran medida a la existencia

de marcada diferencia en la abundancia del grupo de pelágicos entre localidades. *Pseudocaranx dentex* fue censado en proporciones similares en ambas localidades con 40 y 50 individuos en total en Arguineguín y Melenara respectivamente, asociado a boyas, cabos y objetos flotantes principalmente. Esta especie presenta un comportamiento marcadamente confiado, acompañando al buceador en las inmersiones. El escómbrido *Sarda sarda* por su parte, solo apareció en Melenara en grupos reducidos de no más de 4 individuos, manteniendo las distancias respecto al buceador y nadando cerca de la superficie.

Atendiendo al hábitat y al comportamiento trófico de las distintas especies, se definieron otros dos grupos de peces. Por un lado se agruparon a las dos especies de lagartos *Synodus saurus* (Linnaeus, 1758), y *Synodus synodus* (Linnaeus, 1758), y al pez araña *Trachinus draco* (Linnaeus, 1758), por ser especies presentes en todos los puntos de muestreo (a excepción de *Synodus synodus*) y por tratarse de animales cazadores posiblemente sensibles a la alteración de las poblaciones que habitualmente constituyen su dieta. Perfectamente adaptados a fondos blandos, las tres especies presentan capacidad para enterrarse tanto para cazar a sus presas como para esconderse. Son especies solitarias de gran capacidad mimética y de poco interés comercial, no estando sometidos a una pesquería específica.

La gráfica de abundancia para estas tres especies revela el mismo patrón definido anteriormente; mayor abundancia de individuos en las zonas *Impacto* frente a las *Control*, existiendo en el *Control 2* de Melenara un ligero incremento respecto al resto de controles. (Figura 62). El análisis de la varianza muestra, en Arguineguín, diferencias significativas entre los *Controles* y el *Impacto*, entre *Controles*, entre campañas y entre sitios ($p < 0,05$). Efectivamente en Arguineguín, las jaulas del sitio A presentaron mayor cantidad de doradas que las del sitio B. Para Melenara existen diferencias significativas entre *controles* e *Impacto* ($p < 0,05$) así como entre sitios ($p < 0,001$).

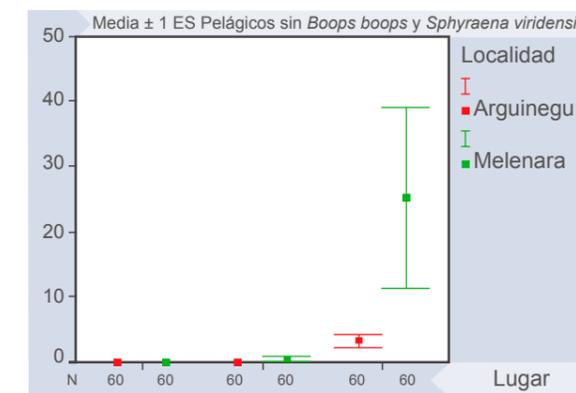


Figura 61. Abundancia especies pelágicas.

Entre las especies consideradas en este grupo, *Trachinus draco* es dominante con un total de 557 individuos censados de los cuales 135 pertenecen al *Impacto* de Arguineguín y 199 al de Melenara. *Synodus saurus* presenta un total de 97 con 55 para el *Impacto* de Arguineguín y 11 para el de Melenara mientras que *Synodus synodus* de un total de 12 individuos solo 2 aparecen en el *Impacto* de Arguineguín y ninguno en el de Melenara. Es de destacar que esta última especie es menos frecuente en fondos arenosos que *Synodus saurus*.

El otro grupo tratado, engloba a especies típicas de praderas de *Cymodocea nodosa*, tanto de forma exclusiva como en estadios juveniles, entre ellas: *Spondyliosoma cantharus*, *Pagrus pagrus*, *Sparisoma cretense*, *Diplodus annularis*, *Mullus surmuletus* y *Pagrus auriga*. Entre ellas *Pagrus pagrus*, *Sparisoma cretense*, *Mullus surmuletus* y *Pagrus auriga* son especies de interés pesquero que buscan refugio en las praderas en sus estadios más jóvenes, mudando a otro tipo de fondos o a más profundidad en estadios maduros.

La representación gráfica de este grupo presenta efectivamente mayor abundancia de individuos en las zonas con praderas de *Cymodocea nodosa* (Figura 63). Las zonas *Impacto*, por el contrario, presentan abundancia de individuos con medias inferiores al individuo por lo que no favorecen el desarrollo de este grupo de especies, salvo en el caso de especímenes solitarios de *Pagrus pagrus*, los cuales se acercan esporádicamente en busca de pequeños invertebrados que capturan en el sedimento. El ANOVA muestra diferencias significativas en Arguineguín entre las zonas *control* e *impacto* ($p < 0,05$), mostrando además la influencia del factor tiempo ($p < 0,05$), debido principalmente a la importancia de los meses de invierno en la abundancia de este grupo de especies. (Figura 64 y 65).

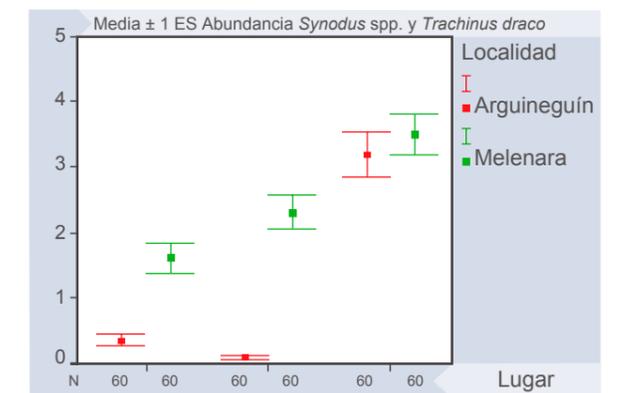


Figura 62. Abundancia total *Synodus saurus*, *Synodus synodus* y *Trachinus draco*.

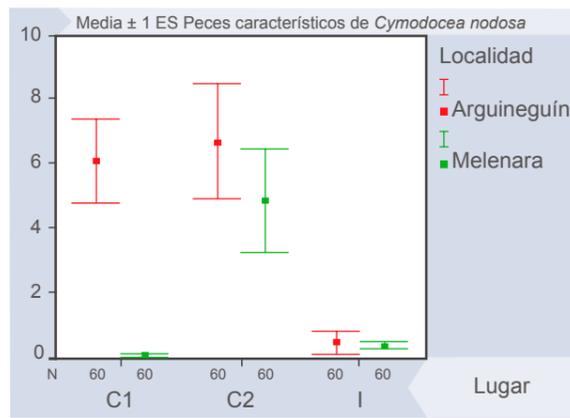


Figura 63. Abundancia total especies típicas de peces de *Cymodocea nodosa*.

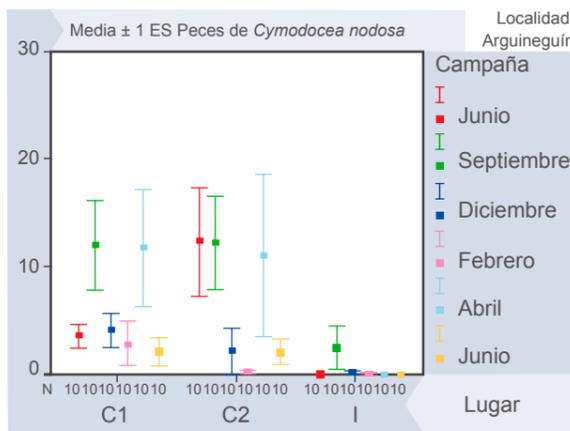


Figura 64. Arguineguín: Abundancia total especies típicas de peces de *Cymodocea nodosa* en el tiempo.

Para Melenara existen diferencias significativas en lo que respecta a la evolución temporal de los controles ($p < 0,001$), fruto de la disminución de individuos de este grupo a lo largo del periodo de estudio favorecido por la recesión sufrida por el seabadal. Este hecho contrasta por el contrario con el aumento de individuos totales (sin *Boops boops*). Es de destacar el comportamiento mostrado por la especie *Diplodus annularis*, especie exclusiva de seabadales. Durante este periodo, a la par de la degradación de la pradera de *Cymodocea nodosa*, los bancos de este pez aparecieron errantes en la banda de *Cystoseira abies marina* situada en los 8 primeros metros de la orilla, mostrando un comportamiento anómalo para esta especie. (Figura 67).

La especie de peces dominantes en las zonas con seabadales fueron principalmente *Spondyliosoma cantharus*, *Pagrus pagrus* y *Diplodus annularis* seguidos de *Mullus surmuletus*. En el Control 1 de Arguineguín, estas especies presentaron abundancias medias de $4,25 \pm 2,61$, $1,07 \pm 0,32$, $3,22 \pm 1,12$ y $1,40 \pm 0,41$ respectivamente con un total de 255, 64, 193 y 84 individuos totales observados. Los grupos

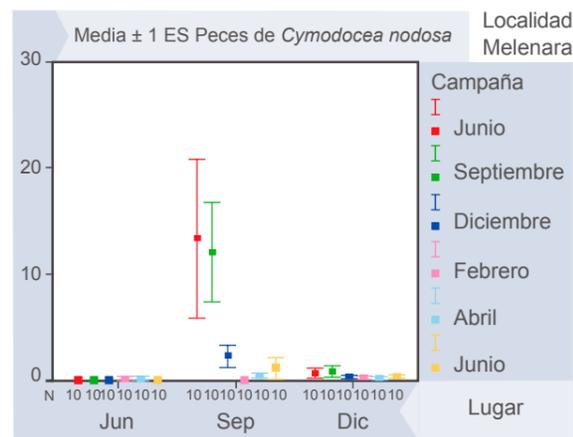


Figura 65. Melenara: Abundancia total de especies típicas de peces de *Cymodocea nodosa* en el tiempo.

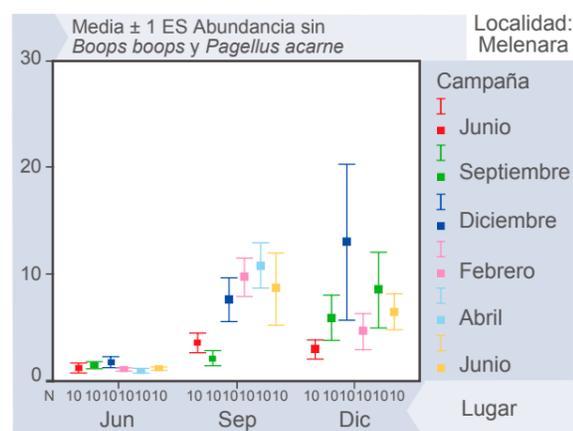


Figura 66. Melenara: Abundancia total de peces sin *Boops boops* ni *Pagellus acarne*.

principales eran de *Spondyliosoma cantharus* con 150 individuos de máximo y de 40 en *Diplodus annularis*. En el Control 2 las medias fueron de $1,58 \pm 0,70$, $1,45 \pm 0,54$, $3,43 \pm 1,45$ y $1,37 \pm 0,37$ predominando *Diplodus annularis* sobre *Spondyliosoma cantharus*, al contrario que en el Control 1, con totales de 95, 87, 206 y 82 individuos. Los grupos principales fueron de *Diplodus annularis* con 78 individuos como máximo. El Control 2 de Melenara por su parte, presentó medias de $1,07 \pm 0,57$, $0,45 \pm 0,35$, $3,38 \pm 1,51$ y $0,88 \pm 0,34$ respectivamente, con totales de 64, 27, 203 y 53 individuos. Es de destacar que los grupos principales fueron de *Diplodus annularis* (máximo de 70 individuos) especie que desapareció en los últimos meses.

Hay que resaltar en este punto la presencia de artes de pesca fondeadas en todas las zonas control, entre ellas nasas y trasmallos, este último prohibido por la legislación canaria. Resaltar también el hecho de encontrarse nasas, caladas en fondos inferiores a los 18 m, no respetando, por tanto la legislación vigente. Teniendo en cuenta estos hechos, las abundancias

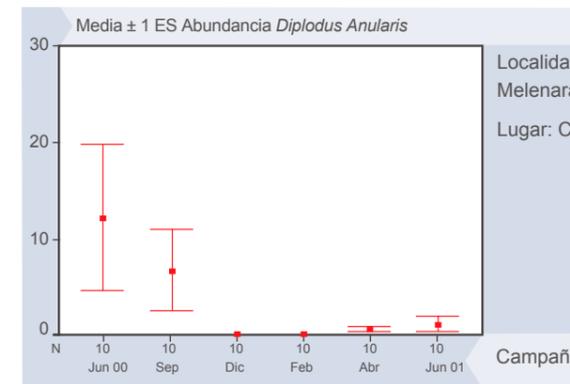


Figura 67. Abundancia *Diplodus annularis* a lo largo del tiempo en el Control 2 de Melenara..

de individuos presentadas se deben considerar subestimadas, sobre todo en los controles donde la presión de los pescadores es más acusada. Destacar por último, que este tipo de artes se han encontrado fondeadas incluso dentro de las concesiones, donde el acceso es restringido y los daños materiales que se pueden causar son cuantiosos.

Un último comentario que debe hacerse aquí es el hecho de que las especies cultivadas (dorada y lubina), no se observaron en las zonas control, salvo en una única ocasión en el Control 2 de Melenara, y las que se observaron bajo las jaulas, fueron en pequeños grupos y de forma ocasional. Los individuos fugados de las instalaciones parecen concentrarse principalmente en cuerpos de agua cerrados como muelles y bahías, es el caso de Melenara por ejemplo, siendo presa fácil de los pescadores de cañas.

Índices de diversidad

La diversidad de organismos en un ecosistema, proporciona información complementaria a la ofrecida por los datos de abundancia, permitiendo agrupar los conocimientos sobre las comunidades, tanto marinas como terrestres. Bajo esta perspectiva se calcularon: número de especies, riqueza de especies (índice de Margalef), diversidad (índice de Shannon-Weaver), equitatividad (índice de Pielou) y dominancia (índice de Simpson).

Las representaciones gráficas del número de especies y del índice de Margalef, muestran, una vez más, un patrón de distribución definido, diferenciando la situación ecológica de cada área de estudio. (Figura 68 y 69).

Los gráficos representados muestran patrones contrarios, por un lado se puede apreciar que las zonas *impacto* presentan mayor número de especies frente a las control, debido principalmente al efecto de agregación de las jaulas. El Control 2 por su parte, presenta una situación intermedia entre el Control 1 y

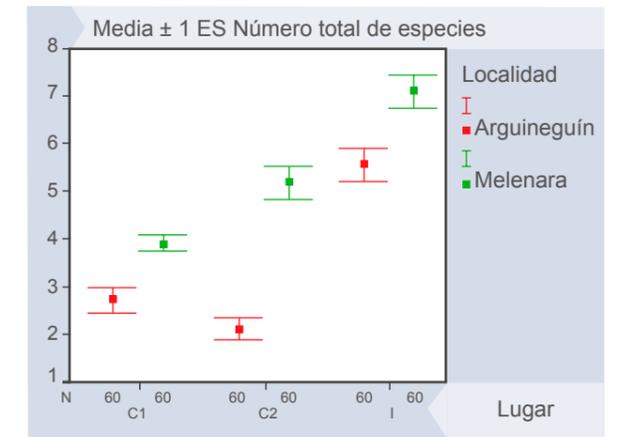


Figura 68. Número de especies de peces.

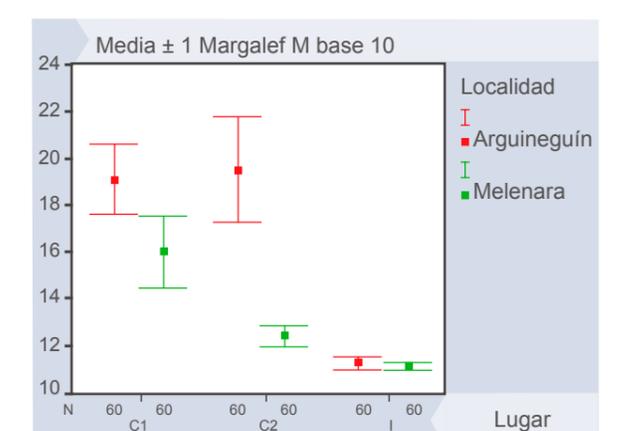


Figura 69. Índice de Margalef.

el *Impacto*. Los controles de Arguineguín, se sitúan a la par, representando a las especies de peces presentes en los seabadales, por debajo del resto de puntos. La riqueza de especies por el contrario, muestra valores superiores en estos dos controles, por encima del resto de áreas de estudio, lo cual indica la proporcionalidad existente entre el número de especies y su abundancia relativa, resultado de una comunidad bien estructurada. Las zonas *impacto* por el contrario, muestran los valores mínimos, debido a que aún existiendo muchas especies, la abundancia relativa de alguna de ellas es marcadamente superior al resto. Las especies que generan tal desproporción son evidentemente *Boops boops* y *Pagellus acarne*, como se pudo comprobar en los resultados de abundancias totales de individuos.

Los índices de diversidad, equitatividad y dominancia por su parte muestran también tendencias similares, con la salvedad de que los resultados son menos evidentes debido a las fluctuaciones de estos en el tiempo y por tanto a los errores estándar que se generan (Figura 70 y 71).

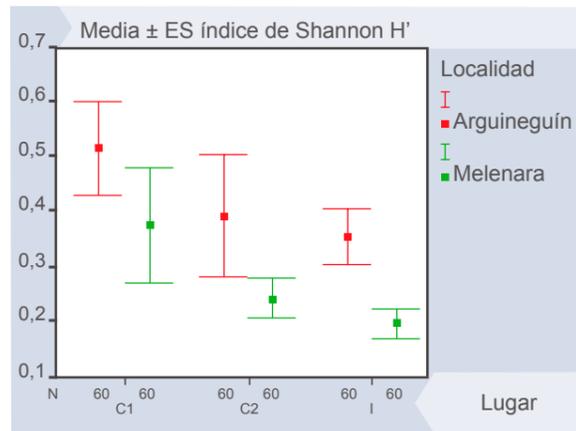


Figura 70. Índice de diversidad (H').

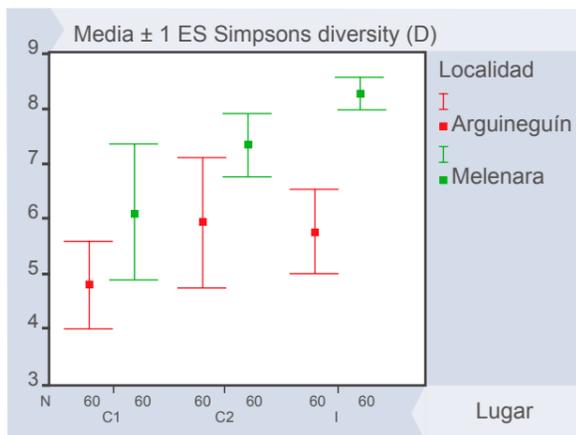


Figura 71. Índice de Simpson.

3.6.2. Macrofauna bentónica

Epifauna

Durante el presente proyecto se realizaron, al igual que para los peces, 631 transectos submarinos comprendidos entre enero de 2000 y julio de 2001. En cada localidad se tomaron 10 muestras salvo en el Control 2 de Melenara que se realizaron en torno a 20 transectos con objeto de realizar un seguimiento del sebadal próximo a las jaulas de Melenara II. Los datos obtenidos muestran abundancias muy pequeñas de organismos en comparación con los peces, censándose 25 especies de macroinvertebrados epibentónicos a lo largo de todo el proyecto. Esto es debido a que las zonas de muestreo están representadas por fondos blandos con y sin praderas de *Cymodocea nodosa*, los cuales suelen reunir por término medio, menor diversidad de macroinvertebrados epifaunales que las zonas rocosas. Gran parte de los organismos de este tipo de fondo, vive enterrado en el sedimento, ya sea de forma permanente o únicamente durante el día, saliendo en busca de alimento durante la noche, cuando sus principales depredadores, los peces, descansan.

Abundancia

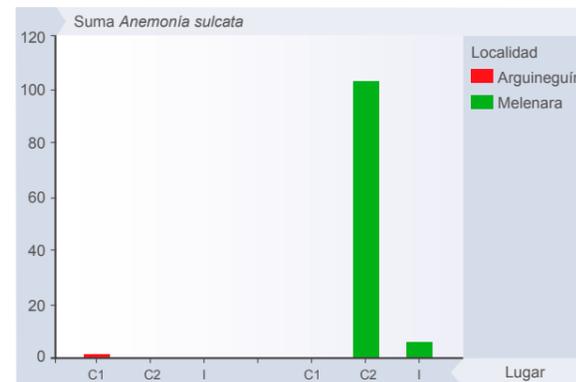
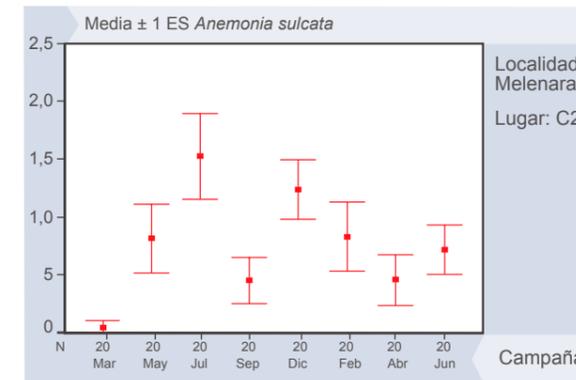
Dado que la abundancia de invertebrados epifaunales resultó ser tan baja, se procedió a realizar un análisis descriptivo de los organismos más frecuentes o de aquellos de especial interés ecológico. Las representaciones gráficas de aquellos organismos de baja ocurrencia, se realizó mediante la suma total de individuos censados en cada lugar de muestreo.

De los organismos censados, solo algunos de ellos mostraron patrones diferenciados respecto a las zonas de estudio, existiendo diferencias, además, entre localidades.

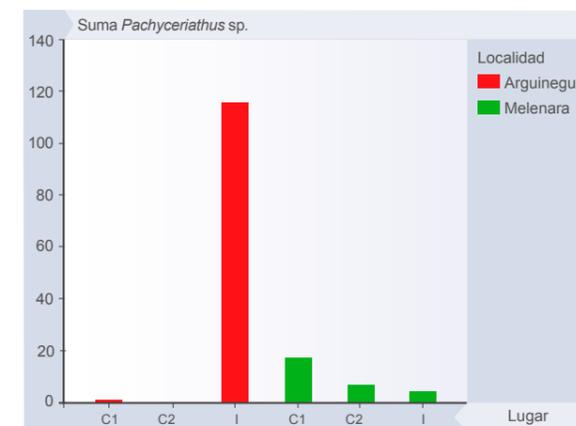
Respecto a los distintos grupos taxonómicos, los cnidarios presentaron un modelo destacado asociado a la presencia de instalaciones acuícolas.

En Melenara *Anemonia sulcata* presentó las mayores abundancias en el Control 2, seguido del Impacto. Típica de intermareal, esta especie, se fija mediante su pie basal sobre la roca u otros sustratos duros, principalmente donde existe incidencia de oleaje o corriente. En el Control 2, apareció asociada a los rizomas de *Cymodocea nodosa*, mientras que en la zona Impacto, al no presentar ningún tipo de sustrato natural, lo hizo en cabos y objetos sueltos (Figura 78).

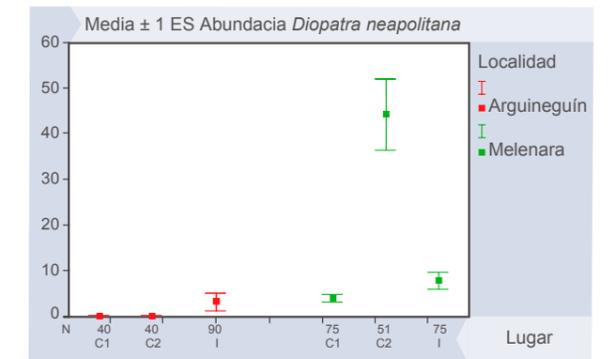
El Control 2 presentó una evolución llamativa en el número de anémonas, por presentar un patrón típico del comportamiento de organismos oportunistas, aumentando rápidamente en los primeros estadios de colonización, para disminuir paulatinamente, fluctuando en el tiempo, hasta alcanzar un equilibrio. Cabe destacar que los datos obtenidos se refieren a medias calculadas a partir de 10 transectos como mínimo, siendo en algunos casos de hasta 20 replicas. El número mínimo de muestras se estimó sin embargo en 6 transectos.

Figura 72. Presencia de *Anemonia sulcata*.Figura 73. Distribución temporal de *Anemonia sulcata* en el Control 2 de Melenara.

Por el contrario, en Arguineguín no apareció ningún representante de esta especie en el submareal, existiendo sin embargo, gran cantidad de individuos en los charcos mesolitorales del intermareal situado frente a la zona Impacto (Ver apartado intermareal). Por el contrario, la zona situada bajo las jaulas, presentó gran cantidad de *Pachyceriantus* sp., censándose hasta un máximo de 8 individuos por transecto, con un total de 116 a lo largo de los 14 meses de muestreo (Figura 83). El resto de puntos de muestreo de esta localidad no presentó ningún ejemplar de este organismo, mientras que en Melenara se pudo observar al menos una vez en todas las áreas.

Figura 74. Presencia de *Pachyceriantus* sp.

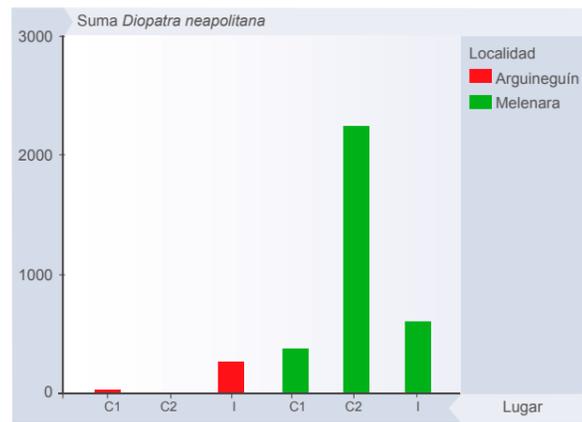
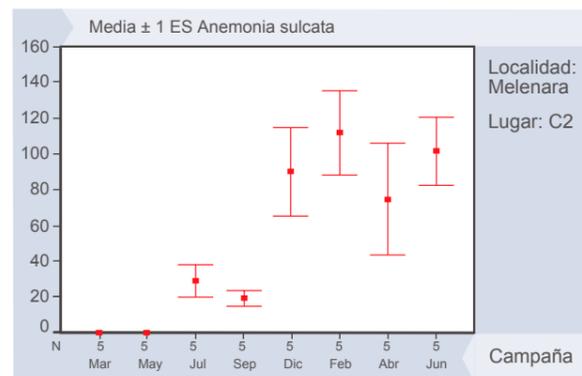
Respecto a los cnidarios, resaltar también, que bajo las jaulas de Arguineguín se localiza un grupo de rocas que presentó gran cantidad de individuos de *Anemonia melanaster* como se puede observar en la foto (no se incluyeron en los censos por razones de representatividad frente al resto de transectos) (Figura 84). Durante todos los muestreos se pudieron observar estos organismos sobre las citadas piedras, sumando un total aproximado en todas las rocas y por campaña de unos 150-300 individuos. Otro macroinvertebrado de interés, resultó

Figura 75. Abundancia de *Diopatra neapolitana*.

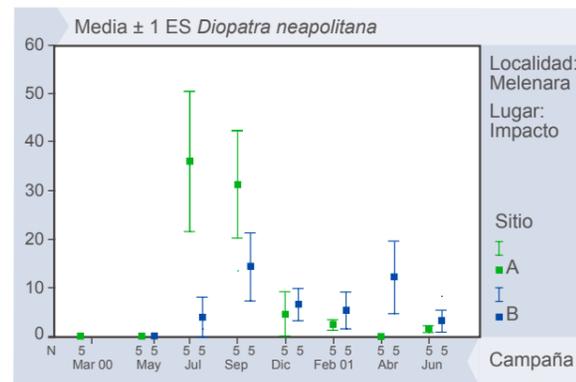
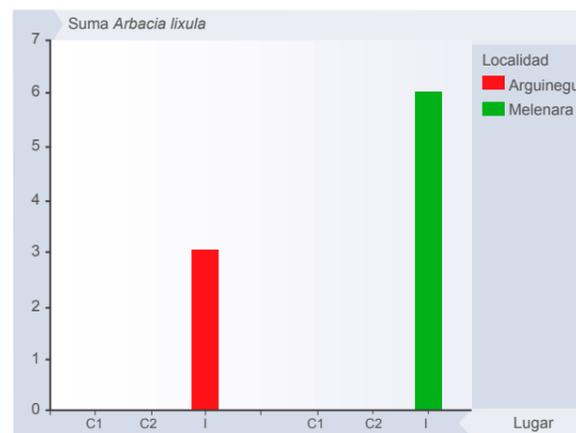
ser *Diopatra neapolitana*, poliqueto de hasta 50 cm de longitud que vive en tubos profundamente enterrados en la arena (Figura 85). Esta especie apareció en todas las zonas de muestreo (Figura 76), siendo relativamente más abundante en las zonas Impacto que en las control, exceptuando el Control 2 de Melenara con su ya característico comportamiento particular, donde las poblaciones de este poliqueto fueron incrementando con el tiempo, a la par que el sebadal mermaba como se expone más adelante en el apartado de interacciones. En este punto las abundancias por transecto fueron de hasta 150 individuos, mientras que bajo las jaulas en esta localidad se censaron hasta 70 y en el Impacto de Arguineguín hasta 150 (Figura 75).

La desinstalación de 6 jaulas en el Impacto de Melenara, permitió observar la evolución del bentos después de desaparecer las jaulas. La gráfica de la evolución de *Diopatra neapolitana* en el Impacto, muestra un crecimiento repentino de la población de este poliqueto coincidente con la desaparición del grupo de jaulas en junio de 2000 (Figura 79). Un análisis más detallado del desarrollo de los sitios dentro de la propia zona de jaulas, permitió identificar patrones definidos de respuesta por parte de esta especie. En el sitio A, coincidente con las 6 jaulas eliminadas, la población de *Diopatra neapolitana* ascendió de 0 individuos por 100 m² en los meses de enero y marzo, hasta los 35 individuos en los meses siguientes de julio y septiembre, coincidente con el brusco descenso en el número de peces. En el mes de septiembre la población de peces volvió a ascender descendiendo consecutivamente los individuos de este poliqueto (Figura 79). Parece, por tanto, que la presencia de jaulas, y probablemente el enriquecimiento que se produce alrededor de ellas en materia orgánica, favorece el crecimiento de esta especie, que por el contrario se ve controlada por la presencia de peces como posibles depredadores o perturbadores.

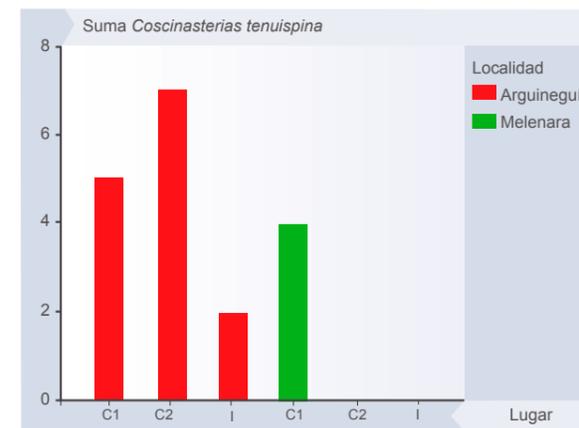
Entre los equinodermos, mencionar a *Arbacia lixula*, *Coscinasterias tenuispina* y holoturias (*Holothuria* spp.). *Arbacia lixula*, solo apareció en las zonas Impacto como resultado de caídas o desprendimientos de esta especie desde las jaulas donde vive asociado al fouling. Por

Figura 76. Presencia de *Diopatra neapolitana*.Figura 77. Abundancia de *Diopatra neapolitana* en el Control 2 de Melenara.

tanto, aunque en otras zonas sea un invertebrado de interés ecológico por crear blanquiales en los primeros metros de agua o en charcos intermareales, donde *Diadema antillarum* difícilmente se establece por su sensibilidad a la hidrodinamia, en el presente estudio, no se consideró su aparición en el bentos como punto ecológicamente destacable.

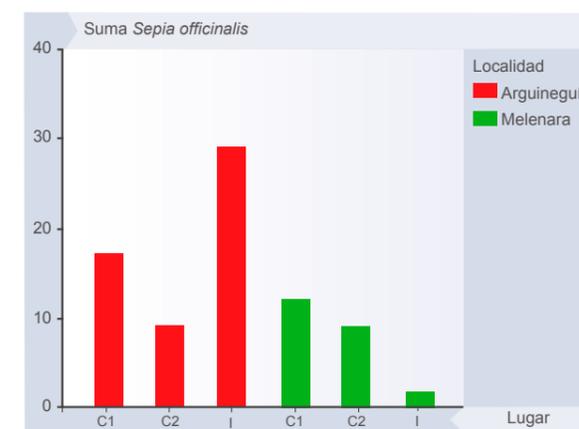
Figura 78. *Anemonia sulcata* sobre rizoides de *Cymodocea nodosa*.Figura 79. Abundancia de *Diopatra neapolitana* bajo las jaulas de Melenara.Figura 80. Presencia de *Arbacia lixula*.

Coscinasterias tenuispina presento, sin embargo, mayor proporción de individuos en las zonas control, no apareciendo ni en el Impacto ni en el Control 2 de Melenara, zona mixta por encontrarse próxima a las instalaciones de Melenara II. Es de destacar que en total se censaron 7 individuos en el Control 2 de Arguineguín, 5 en el Control 1, 2 en el Impacto y 4 en el Control 1 de Melenara. Las holoturias por su parte solo aparecieron en los controles de Melenara y de forma casi anecdótica con 1 y 2 individuos (Figura 81). Estos organismo podrían llegar a jugar un papel importante en lo referente a la degradación de la materia orgánica acumulada en el sedimento, debido a que la base de su alimentación consiste precisamente en este tipo de detritos. Su ausencia en las zonas Impacto puede estar asociado directamente a que bajo las jaulas no encuentran refugio donde esconderse de los peces y otros posibles depredadores o simplemente a que la calidad del sedimento no es precisamente la apropiada.

Figura 81. Presencia de *Coscinasterias tenuispina*.

La presencia de moluscos también fue considerable, particularmente especies que viven enterradas en la arena, como bivalvos y gasterópodos, y entre ellos los micromoluscos, abundantes en este tipo de sedimentos, todos ellos poco o mal representados en el epibentos. Entre las especies de cefalópodos destaca *Sepia officinalis* por la abundancia relativa frente al resto de invertebrados observados. En Arguineguín se censaron un total de 29 individuos bajo las jaulas, 17 en el Control 1, y 9 en el Control 2, resultando una mayor proporción en el Impacto frente a los controles, pudiendo verse atraída por la presencia de pequeños peces e invertebrados en las jaulas. En Melenara por el contrario, apenas aparecieron representantes de esta especie bajo las jaulas, siendo únicamente 2 los individuos censados frente a los 12 y 9 de los controles 1 y 2 respectivamente (Figura 82).

Conus pulcher por el contrario, mostró el patrón inverso, siempre con el matiz de que los individuos observados fueron muy escasos. Así, en Arguineguín aparecieron más individuos en los controles que en el impacto (4 frente a 2), invirtiéndose el modelo en Melenara con 7 individuos en el Impacto y 2 y 0 en los Controles 2 y 1 respectivamente.

Figura 82. Presencia *Sepia officinalis*.

Riqueza de especies y diversidad

El número de especies de invertebrados epibentónicos censados en las jaulas no muestra diferencias significativas en cuanto a la localidad de Melenara, mientras que en Arguineguín, es superior en

Figura 83. *Pachyceriantus sp.* bajo las jaulas de Arguineguín.Figura 84. *Anemonia melanaster* en rocas bajo las jaulas de Arguineguín.Figura 85. *Diopatra neapolitana*.



Figura 86. *Coscinasterias tenuispina*.

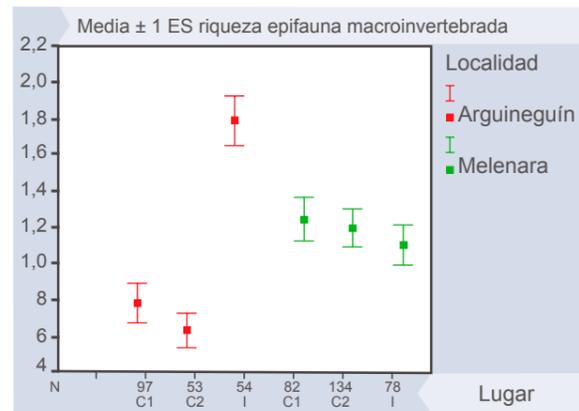


Figura 87. Riqueza de epifauna invertebrada.

el *Impacto* que en los controles con aproximadamente 0,8 individuos por 100 m² en los controles, y 1,8 en el *Impacto* (Figura 87)

Los índices de diversidad por su parte, muestran marcadas diferencias en el tiempo, concretamente en las zonas de muestreo citadas anteriormente; *Control 2* e *Impacto* de Melenara. Los índices de diversidad para el *Control 2* de Melenara, muestran un decremento en sus valores, ligado como se ha podido comprobar, a la degradación del sebadal situado en la zona de estudio.

La zona situada bajo las jaulas, muestra también un decremento en los valores de los índices de diversidad, fruto del cambio sufrido en la reorganización de las instalaciones, muy asociado al comportamiento de *Diopatra neapolitana* principal invertebrado en los censos de este lugar.

La representación de los índices de diversidad totales en las zonas de estudio no muestra patrones destacables, debido principalmente a las fluctuaciones existentes en el tiempo dentro de las propias zonas de muestreo. (Figura 92, 93 y 94))

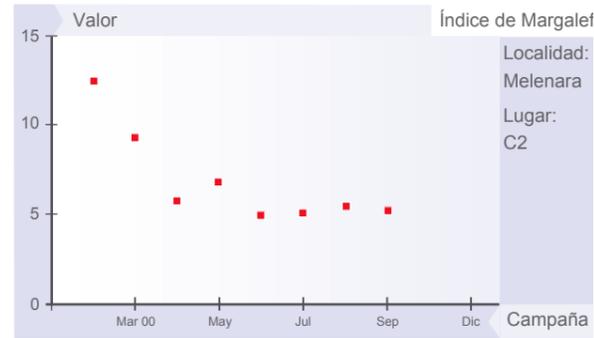


Figura 88. Evolución temporal del índice de Margalef (D).

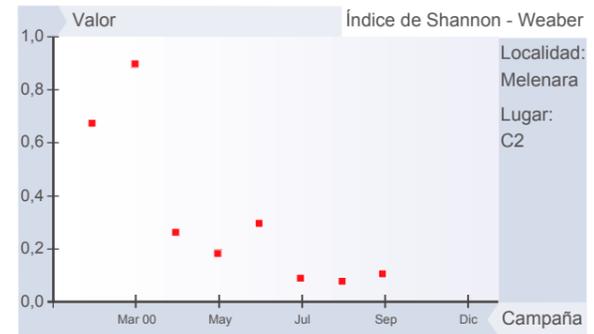


Figura 89. Evolución temporal del índice de Shannon-Weaver (H').

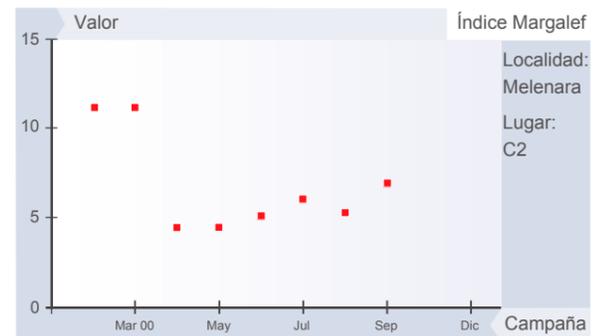


Figura 90. Evolución temporal del índice de Margalef (D).

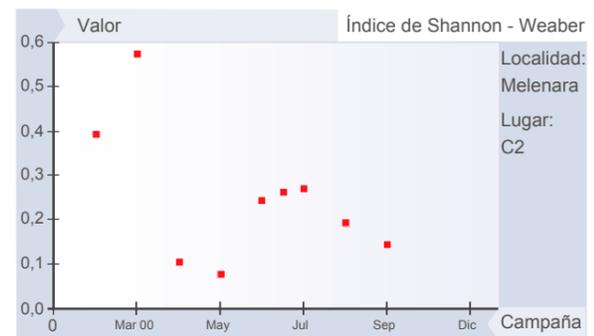


Figura 91. Evolución temporal del índice de Shannon-Weaver (H').

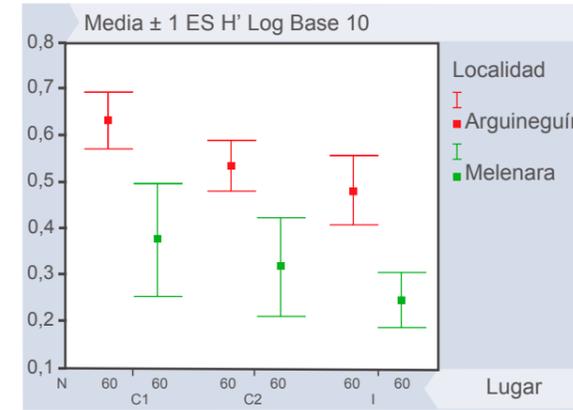


Figura 92. Evolución temporal del índice de Shannon-Weaver (H').

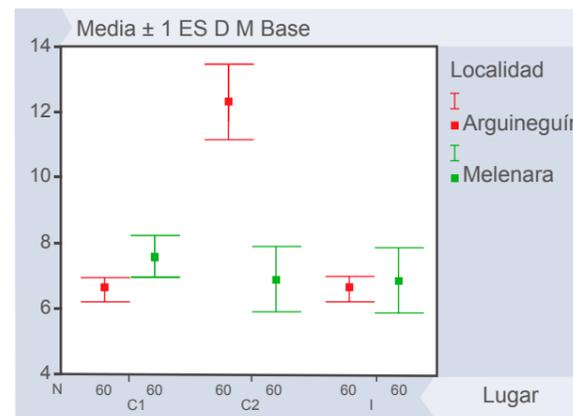


Figura 93. Evolución temporal del índice de Margalef (D).

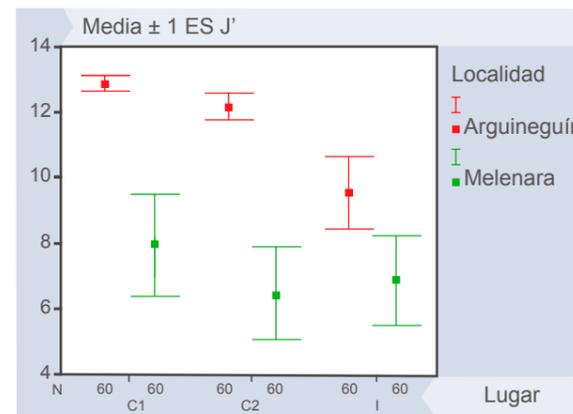


Figura 94. Evolución temporal del índice de Simpson (J').

3.6.3. Comunidades vegetales

Dado que las zonas de estudio presentan fondos blandos, el número de especies que pueden crecer en estas circunstancias se reduce significativamente. De este modo, en las zonas *Impacto* y el *Control 1* de Melenara, apenas aparecieron especies vegetales

talófitas por presentar sustrato arenoso desnudo. Por el contrario, los controles de Arguineguín y el *Control 2* de Melenara, caracterizados por albergar praderas de *Cymodocea nodosa* presentaron mayor proporción de algas talófitas.

Respecto a la incidencia de la actividad acuícola sobre las praderas de *Cymodocea nodosa*, mientras que los controles de la bahía de Arguineguín no sufrieron oscilaciones anómalas, los datos obtenidos en el *Control 2* de Melenara muestran una disminución significativa en el número de haces por metro cuadrado, en la altura de las plantas y en el

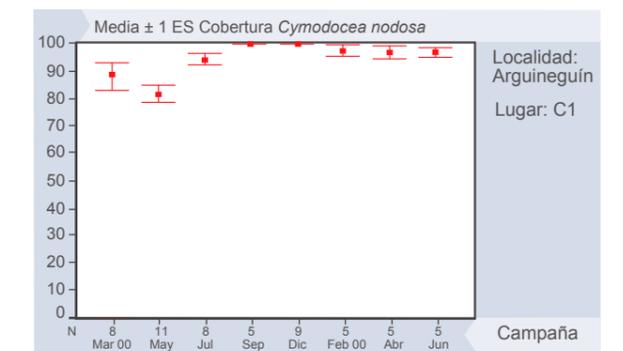


Figura 95. Porcentaje de cobertura de *Cymodocea nodosa*.

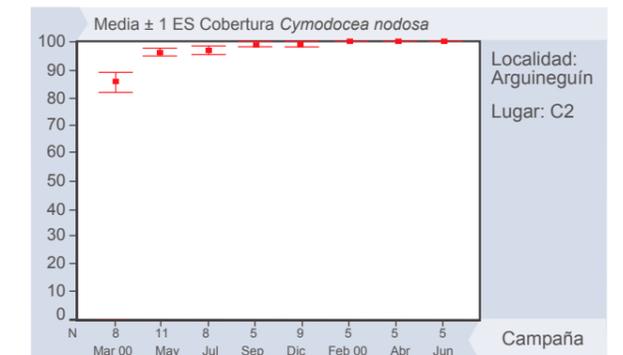


Figura 96. Porcentaje de cobertura de *Cymodocea nodosa*.

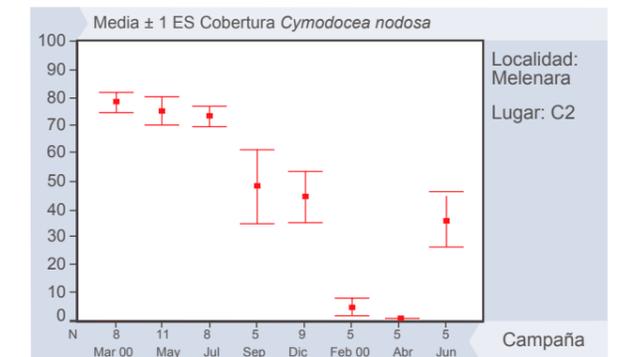


Figura 97. Porcentaje de cobertura de *Cymodocea nodosa* en el *Control 2* de Melenara.

porcentaje de cobertura por 100 m². De junio de 1999 a septiembre de 2001 el número de haces por metro cuadrado se vio reducido 11 veces. Mientras que el valor obtenido en junio de 1999 de 670 haces/m² da cuenta del estado natural de un sebadal, 60 haces/m², obtenidos en septiembre de 2001, denotan el estado de deterioro de esta pradera, este último dato es la media de 40 muestras medidas exclusivamente donde aún existía pradera lo que agrava aún más la alteración sufrida por el ecosistema.

Los datos de cobertura entre marzo de 2000 y junio de

Fecha	Media haces/m ²	Desviación estándar
Jun-99	671,57	84,08
jun-00	150,55	103,57
oct-01	64,74	58,69

2001 mostraron a su vez una disminución del 50%, con épocas de decrementos del 90-80% durante el invierno de 2001. Las alturas por su parte presentaron oscilaciones estacionales, existiendo una diferencia del 50% entre marzo de 2000 y febrero de 2001.

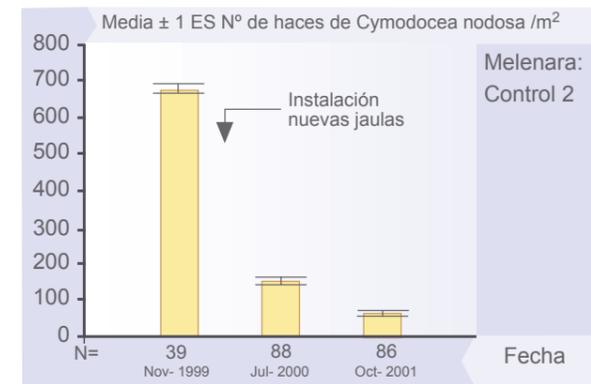


Figura 98. Densidad de haces de *Cymodocea nodosa* en el Control 2 de Melenara.

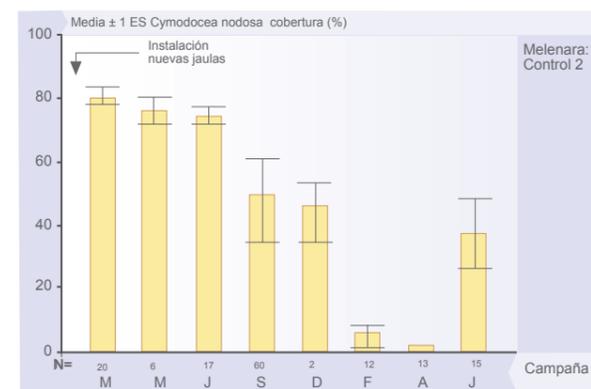


Figura 99. Cobertura de *Cymodocea nodosa* en Control 2 de Melenara.

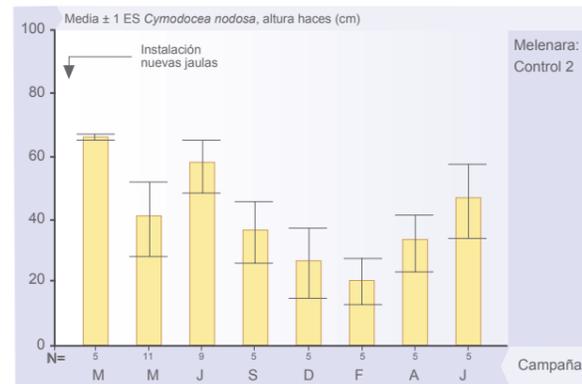


Figura 100. Altura de haces de *Cymodocea nodosa* en el Control 2 de Melenara.

Las jaulas de cultivo del Control 2 de Melenara empezaron a funcionar en los meses de otoño de 1999 y en los siguientes dos años se pudo observar por tanto los cambios ocurridos en la pradera próxima. Mientras la pradera se degradaba, los peces asociados a ella iban desapareciendo, a la vez que aumentaba el número total de peces resultado del fenómeno de atracción de las jaulas. Peces planctófagos como *Heteroconger longissimus* también se vieron favorecidos por este fenómeno (Figura 101). En invierno de 2000, sobre las hojas de *Cymodocea nodosa*, aparecieron gran cantidad de epífitos, junto a poliquetos sabelidos con un máximo de 40 individuos en 100 m². Otros organismos oportunistas como *Anemonia sulcata* o *Diopatra neapolitana* también sufrieron incrementos en sus poblaciones (ver apartado epifauna).

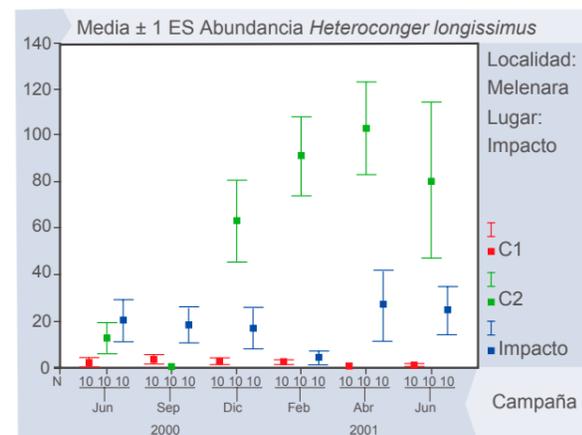


Figura 101. Abundancia de *Heteroconger longissimus* bajo las jaulas de Melenara.

Listado de especies

Como se ha descrito anteriormente, las zonas de estudio presentan fondos blandos, el número de especies que pueden crecer en estas circunstancias se reduce significativamente. De este modo, las zonas Impacto y el Control 1 de Melenara, apenas presentan especies vegetales talófitas por presentar sustrato arenoso desnudo, por el contrario, los controles de Arguineguín y el Control

2 de Melenara se caracterizan por albergar praderas de *Cymodocea nodosa*, junto con otros vegetales que crecen asociados a ellas.

Se observa un mayor número de especies correspondientes a las algas rojas, sin embargo como se verá mas adelante la fanerógama marina *Cymodocea*

Tabla XIIIa. Listado de especies vegetales recolectadas, agrupadas según el grupo taxonómico al que pertenecen.

Rhodopytas
<i>Aglaothammion hookeri</i>
<i>Amphiroa rigida</i>
<i>Anotrichium tenue</i>
<i>Cottoniella filamentosa</i>
<i>Ceramium flaccidum</i>
<i>Champia parvula</i>
<i>Chondria capillaris</i>
<i>Corallina elongata</i>
<i>Chrysiomenia ventricosa</i>
<i>Gracilaria verrucosa</i>
<i>Grateloupia doriphera</i>
<i>Haliptilon virgatum</i>
<i>Hypnea musciformis</i>
<i>Hypnea spinella</i>
<i>Jania rubens</i>
<i>Polysiphonia atlántica</i>
<i>Polysiphonia flexella</i>
<i>Polysiphonia havanensis</i>
<i>Polysiphonia sertularioides</i>
<i>Pterocladia capillacea</i>
<i>Spyridia filamentosa</i>
Phaeophytas
<i>Cystoseira abies-marina</i>
<i>Dictyota dichotoma</i>
<i>Hydroclathrus clathratus</i>
<i>Padina pavonia</i>
<i>Taonia atomaria</i>
<i>Sargassum vulgare</i>
<i>Sporogmus penduculatus</i>
<i>Stypocaulon scoparium</i>
Chloropytas
<i>Caulerpa prolifera</i>
<i>Caulerpa racemosa</i>
<i>Codium intertextum</i>
<i>Codium taylorii</i>
<i>Ulva rotundata</i>
Fanerógamas
<i>Cymodocea nodosa</i>

nodosa (Ucria) Ascherson, es la especie que mayor representación muestra a lo largo de los muestreos.

La Tabla XIII representa las distintas especies algales recolectadas en las localidades de Arguineguín y Melenara tanto las zonas Control como en Impacto. También se indica, entre paréntesis para las repeticiones, el número de veces que las distintas especies han sido recolectadas en los distintos meses de muestreo para cada zona.

Tabla XIIIb. Listado de especies vegetales recolectadas, agrupadas según el lugar al que pertenecen.

Arguineguín	
Control	Impacto
<i>Cymodocea nodosa</i> (6)	<i>Cymodocea nodosa</i> (4)
<i>Caulerpa racemosa</i> (5)	<i>Caulerpa racemosa</i> (4)
<i>Caulerpa prolifera</i> (5)	<i>Caulerpa prolifera</i> (3)
<i>Dictyota dichotoma</i> (3)	<i>Plyaiphonia havanensis</i> (2)
<i>Padina pavonica</i> (3)	<i>Polysiphonia sertularioides</i> (2)
<i>Sporogmus pedunculatus</i> (2)	<i>Polysiphonia atlántica</i>
<i>Polysiphonia flexella</i>	<i>Jania rubens</i>
<i>Cystoseira abies-marina</i>	<i>Dictyota dichotoma</i>
	<i>Champia parvula</i>
	<i>Chondria capillaris</i>
	<i>Cottoniella filamentosa</i>
	<i>Ceramium flaccidum</i>
	<i>Aglaothammion hookeri</i>
	<i>Anotrichium tenue</i>
	<i>Hypnea musciformis</i>
	<i>Spyridia filamentosa</i>
	<i>Stypocaulon scoparium</i>
Melenara	
Control	Impacto
<i>Cymodocea nodosa</i> (5)	<i>Ulva rotundata</i>
<i>Cystoseira abies-marina</i> (4)	<i>Stypocaulon scoparium</i>
<i>Sargassum vulgare</i> (3)	<i>Amphiroa rigida</i>
<i>Caulerpa racemosa</i> (2)	
<i>Corallina elongata</i> (2)	
<i>Caulerpa prolifera</i> (2)	
<i>Pterocladia capillacea</i> (2)	
<i>Dictyota dichotoma</i> (2)	
<i>Gracilaria verrucosa</i> cf.	
<i>Haliptilon virgatum</i>	
<i>Hydroclathrus clathratus</i>	
<i>Padina pavonica</i>	
<i>Taonia atomaria</i>	
<i>Codium intertextum</i>	
<i>Codium taylorii</i>	

Estas agrupaciones en base a las frecuencias no tienen ni pretenden tener valor estadístico, son solo a modo de ejemplo, para tener unos valores de referencia de dichas especies. El valor de estos datos es indicarnos la presencia o ausencia de las especies y su continuidad a lo largo de los muestreos realizados. Así el número entre paréntesis informa de la cantidad de meses que se ha recogido dicha especie en cada localidad.

En general las especies *Cymodocea nodosa*, *Caulerpa racemosa* y *Caulerpa prolifera*, por ese orden, están presentes de manera predominante en las áreas de muestreo, seguidas en importancia de número de observaciones por *Dictyota dichotoma* y *Cystoseira abies-marina*, según nos indican los datos de observaciones totales.

Por localidades se aprecia que en Melenara, la zona denominada como *Control 1*, se encuentra alejada del área de influencia de las instalaciones de cultivo. El área de *Control 2* se estableció mas próxima del área de influencia, concretamente en el límite actual del sebadal, cuyo fondo se configura con especies tales como *Cymodocea nodosa*, *Caulerpa racemosa* y *Caulerpa prolifera*, entre otras, mientras que la zona considerada como *Impacto* se situó justo en el área abarcada por las instalaciones. Los datos obtenidos en la localidad de Melenara muestran una clara diferencia entre las zonas *Control 2* frente a *Impacto* a *Control 1*. Esta diferencia se observa tanto en número de especies recolectadas como en su abundancia relativa. El *Control 1*, alejado de las instalaciones, prácticamente no presenta vegetación por sus condiciones ambientales. En esta zona se han recolectado únicamente 5 especies vegetales: *Caulerpa racemosa*, *Hydroclathrus clathatus*, *Dictyota dichotoma* var. *dichotoma* y *Taonia atomaria*, mientras que en el *Control 2*, además de las ya mencionadas, aparecen estas otras con mayor o menor frecuencia: *Cystoseira abies-marina*, *Dictyota dichotoma* var. *dichotoma*, y *Padina pavonica*, representando a las Phaeophytas, *Corallina elongata*, *Gracilaria verrucos* cf., *Grateloupia doriphora*, *Halimtilon virgatum*, *Pterocladia capillacea*, y *Sargassum vulgare*, dentro de las Rhodophytas y finalmente las Chlorophytas, *Codium intertextum* y *Codium taylorii*. En la zona *Impacto* únicamente se han recogido las especies *Ulva rotundata*, *Stypocaulon scoparium*, y la corallinacea *Amphiroa rigida*, a lo largo de los sucesivos muestreos. Estos datos denotan la pobreza, en términos de macrófitas, del fondo presente bajo las instalaciones.

En Arguineguin existe un extenso Sebadal que se extiende por las someras aguas de toda la bahía. Dentro de este Sebadal se sitúan los puntos de *Control* seleccionados para esa localidad. Las especies submareales dominantes en esta localidad son las mismas que se identificaron en Melenara, es decir, *Cymodocea nodosa*, *Caulerpa racemosa* y *Caulerpa*

prolifera. En esta localidad se aprecia enormemente el efecto de la concesión sobre la pradera de *Cymodocea nodosa*, ya que bajo la misma tal pradera es inexistente y solo algunas plantas esporádicas y solitarias recuerdan la presencia del Sebadal bajo la concesión. Por lo tanto los datos de frecuencia relativa, significan que a lo largo de los meses de muestreo se han encontrado esas especies representadas tanto en las zonas *Control* como en *Impacto*. Además, bajo las jaulas se han encontrado especies vegetales en mayor número que en la zona *Impacto* de Arguineguin, probablemente debido a la escasa profundidad de las aguas y a la inminente proximidad del Sebadal y la costa. Estas especies están representadas, en su gran mayoría, por ejemplares únicos de aparición ocasional, o especies que viven epifitas sobre *Cymodocea nodosa* o *Caulerpa prolifera*. Estas especies son *Aglaothammion hookeri*, *Anotrichium tenue*, *Ceramium flaccidum*, *Champia parvula*, *Chondria capillaris*, *Cottoniella filamentosa*, *Dictyota dichotoma*, *Hypnea musciformis*, *Jania rubens*, *Polysiphonia atlantica*, *Polysiphonia havanensis*, *Polysiphonia sertularioides*, *Spyridia filamentosa*, *Stypocaulon scoparium*.

Por su parte, las zonas *Control* están cubiertas fundamentalmente por *Cymodocea nodosa* y *Caulerpa prolifera*, aunque también se han encontrado otras especies algales como son *Caulerpa racemosa*, *Padina pavonica*, *Dictyota dichotoma*, *Sporogmus pedunculatus*, *Polysiphonia flexella* y *Cystoseira abies-marina*.

3.6.4. Comunidades bacterianas

Los análisis microbiológicos realizados por el laboratorio de microbiología de la Facultad de Medicina de la ULPGC no pudieron confirmar la identidad del organismo que aparecía bajo las jaulas puesto que no creció en los medios de cultivos preparados. Por otro lado, análisis realizados al microscopio mostraron caracteres definidos del organismo, similares a los descritos para *Beggiatoa* sp. que junto a sus peculiares condiciones de crecimiento, cabe suponer que se trata de la misma bacteria. Queda por tanto confirmar fehacientemente la identidad de este organismo que a efectos prácticos se tratará como *Beggiatoa* sp. en el presente trabajo.

La Tabla XIV muestra las campañas en las que aparecieron los citados mantos bajo las jaulas. Es de destacar, que estas formaciones no se presentaron en ninguno de los controles a lo largo de 16 meses, lo cual identifica este fenómeno directamente con las condiciones generadas por las jaulas de cultivo. En el área de la concesión, solamente se localizaron bajo las jaulas y a una distancia de la jaula inferior a los cinco metros. Las manchas se observaron principalmente bajo las jaulas más próximas al fondo, resultado probablemente de la menor hidrodinámica y la mayor

Tabla XIV. Campañas en las que aparecieron mantos filamentosos bajo las jaulas.

Localidad	Fecha	<i>Beggiatoa</i> sp.	nº de jaulas con <i>Beggiatoa</i>	Jaulas operativas
Arguineguín	01/00	Sí	>50%	12
Arguineguín	03/00	Sí	>50%	12
Arguineguín	05/00	Sí	>50%	12
Arguineguín	07/00	Sí	>50%	12
Arguineguín	09/00	Sí	>50%	12
Arguineguín	11/00	Sí	10	12
Arguineguín	01/01	Sí	12	12
Arguineguín	03/01	Sí	10	12
Arguineguín	05/01	No		12
Arguineguín	11/01	Sí	10	11
Melenara	01/00	Sí	>50%	12
Melenara	03/00	Sí	>50%	12
Melenara	05/00	No		6
Melenara	07/00	No		6
Melenara	09/00	No		
Melenara	11/00	No		6
Melenara	01/01	Sí	1	6
Melenara	03/01	Sí	1	6
Melenara	05/01	Sí	2	6
Melenara	11/01	Sí	2	7

concentración de materia orgánica en el sedimento, que en su conjunto, pueden generar una disminución del contenido en oxígeno del sedimento favoreciendo a *Beggiatoa* sp.

De mayor extensión y frecuencia que los mantos de *Beggiatoa* sp., también aparecieron bajo las jaulas y en las inmediaciones de éstas, densos mantos pardos formados principalmente por las diatomeas *Donkinia carinata* y *Diploneis smithii* (Figura 102). Durante el periodo de mayor actividad acuícola en las jaulas de Melenara, estas alfombras de diatomeas cubrían amplias extensiones de incluso decenas de metros, llegando a aparecer a 400m de la zona de cultivo. Las zonas control, por su parte, rara vez presentaron estas formaciones y cuando aparecieron, se reducían a escasos centímetros. Por el contrario, bajo las instalaciones de cultivo se observaron este tipo de agrupaciones de diatomeas bentónicas en la mayoría de las campañas asociadas a la presencia de las propias jaulas.

Los presentes datos muestran continuidad de estas manchas en la localidad de Arguineguín, frente a Melenara. Las jaulas de cultivo de Arguineguín, instaladas a 10 metros de profundidad, presentan menor distancia entre el copo de la jaula y el fondo, esta distancia puede disminuir hasta el punto de que las redes toquen el fondo. Como ya se comentó anteriormente, la presencia de la jaulas ofrece resistencia a la corriente, generando un efecto pantalla que disminuye la hidrodinámica, lo cual además puede favorecer el asentamiento de *Beggiatoa* sp., fácilmente desprendible en condiciones de corriente moderada. Findlay y Watling (1995) cita la formación de mantos de *Beggiatoa*, ligados a la falta de oxígeno en el sedimento debido a la disminución de la corriente durante, en tan solo dos horas. El modelo propuesto por Findlay y Watling (1995) basado en datos geoquímicos, microbiológicos e infaunales tomados *in situ*, muestra que la formación de mantos de *Beggiatoa* solo se produce cuando el oxígeno disponible en el sedimento desciende por debajo del nivel requerido para oxidar la materia orgánica en el sedimento. Las jaulas de Arguineguín presentan, por tanto, mejores condiciones para el asentamiento de *Beggiatoa*, por existir menor distancia entre el copo y el fondo, disponer de materia orgánica en el sedimento por el excedente de pienso y estar expuestas a baja hidrodinámica.

Respecto a Melenara, destacar que durante los dos primeros meses de muestreo, las jaulas se encontraban muy próximas al fondo (3m) presentando densos mantos blancos bajo las jaulas, e incluso formación de burbujas, posible resultado de la oxidación de sulfuro de hidrógeno en hidrogeno gaseoso, reacción característica de ambientes anóxicos. La desinstalación de las seis jaulas, sumado al aumento de la distancia entre las jaulas y el fondo (8m) provocó la desaparición de estos mantos a lo largo de los meses siguientes, apareciendo de forma ocasional bajo alguna jaula y con bajas coberturas.

Tabla XV. Presencia, porcentajes de cobertura, presencia de pienso no consumido, presencia de diatomeas y cobertura estimada de estas.

Fecha	Concesión	Distancia del copo al fondo	Beggiatoa	Porcentaje	Diatomeas	Porcentaje	Pienso
8/10/01	Melenara	6	Ausente		Presente		Ausente
		1	Presente	<5%	Ausente		Presente
		7	Ausente		Ausente		Ausente
		6	Ausente		Ausente		Ausente
		4	Ausente		Ausente		Presente
		1	Presente	<5%	Ausente		Ausente
		19/10/01	Melenara II	4,4	Ausente		Ausente
		4,7	Ausente		Ausente		Ausente
		7,2	Presente	5%	Presente	<5%	Ausente
		4,5	Ausente		Presente	40%	Ausente
		7	Ausente		Presente	<5%	Ausente
		8,1	Presente	5%	Presente	80%	Ausente
		5,4	Ausente		Ausente		Ausente
		7,7	Ausente		Presente	<5%	Ausente
		7	Ausente		Presente	<5%	Ausente
7/11/01	Arguineguín	2,8	Presente	5%	Ausente		Presente
		0,5	Presente	5%	Presente	<5%	Presente
		0,5	Presente	40%	Presente	10%	Presente
		0	Presente	80%	Presente	5%	Presente
		1	Presente	80%	Presente	10%	Presente
		1,5	Ausente		Presente	<5%	Presente
		1	Presente	5%	Presente		Presente
		0	Presente	70%	Presente	<5%	Presente
		1,5	Presente	20%	Presente	5%	Presente
		1	Presente	60%	Presente	10%	Ausente
		0,5	Presente	10%	Ausente		Ausente

Los datos reflejados en la Tabla XV ofrecen información detallada para un total de 26 jaulas mostrando: presencia de *Beggiatoa* sp., porcentajes de cobertura respecto al diámetro de la jaula, presencia de pienso no consumido, presencia de diatomeas y cobertura estimada de estas.

Efectivamente, en Melenara I, las jaulas con menor distancia al fondo presentan mantos de *Beggiatoa* sp. de pequeñas dimensiones. Arguineguín por su parte, muestra *Beggiatoa* sp. en 10 de las 11 jaulas operativas en ese mes, todas por debajo de los 3 m de distancia del copo al fondo.

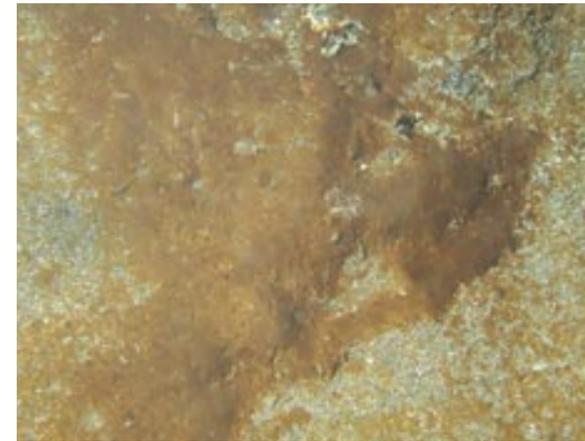
En Melenara II, por el contrario las distancias son mayores presentando esta bacteria solo dos de sus jaulas y con distancias de hasta 8 m, lo cual denota el alcance de este efecto. Los datos de Arguineguín fueron tomados una semana después de un temporal que barrió el sedimento dejándolo desprovisto de mantos de *Beggiatoa*

3.7. Intermareal

En cada una de las bandas que se identificaron, de entre todos los posibles cuadrados, se seleccionaron básicamente tres en función de la calidad de las fotografías. Esto implica que se analizaron 5 fotos, correspondientes a los sucesivos meses de muestreo, por cada uno de los cuadrados seccionados lo que hacen un total de 3 fotos por mes de la banda y 15 fotos por zona y banda.

En general, las especies dominantes de las bandas identificadas, tanto para Melenara como para Arguineguín indistintamente, son las siguientes:

Littorina striata (King y Broderip): Molusco de la clase gástrópoda con conchas pequeñas en forma de cono aplanado y que presenta coloración grisáceo-verdosa. Es uno de los pocos moluscos, junto con las otras dos especies de *Littorina* presentes en el archipiélago, que se encuentra en la zona superior del supralitoral, donde su presencia es destacada. Es un organismo bastante

**Figura 102.** Manto de diatomeas bajo las jaulas de Melenara.

resistente a la desecación, ya que puede pasar largos periodos fuera del agua simplemente humedecido por la salpicadura del oleaje. De alimentación omnívora, realiza frecuentes migraciones a las algas de la zona mesolitoral donde lleva a cabo la puesta.

Chthamalus stellatus (Poli): Crustáceo cirrípedo sésil, de pequeño tamaño (menor de 8mm) muy habitual en la zona de salpicadura de todo el litoral rocoso. El embate de las olas produce su masiva proliferación. Viven agregados formando cinturones horizontales de color blanco grisáceo en el límite superior del mesolitoral. Son organismos muy resistentes, que son capaces de aguantar la sequedad durante varias semanas así como oscilaciones importantes de la temperatura, sin embargo son muy sensibles a las variaciones de salinidad.

Caulerpa racemosa Forsskal: Especie de Chlorophyta de color verde pálido con estolones cauloides largos, ramificados y gruesos de los que salen rizoides. De los estolones salen también ramas verticales, de 1 a varios centímetros, simple cubiertas de ramificaciones cortas a modo de racimos que recuerdan a los de la vid. El rizoide esta enterrado en el sustrato extendiéndose en la horizontal formando complejas redes. Esta especie se encuentra en suelos arenosos y fangosos. También puede verse junto con *Caulerpa prolifera* y *Cymodocea nodosa* formando praderas submarinas. Se encuentra tanto en el intermareal como en profundidades de hasta 30 m.

Fucus spiralis Linnaeus: Alga perteneciente al grupo de las algas pardas de color marrón verdoso, caracterizada por talos laminares divididos dicotomamente, con un nervio central y que además presenta hinchazones irregulares a modo de aerocistes, pero que no son tal, sino simples roturas de la estructura interna del talo. Ejemplares de carácter perenne resistente a variaciones de salinidad y que forma franjas características en el intermareal.

**Figura 103.** Buscador realizando censos de recubrimientos.

Padina pavonica Linnaeus: Alga Parda carente de ramificaciones, abierta por arriba en forma de abanico. Tiene color pardo amarillento en la parte superior y blanquecino en la inferior, debido a un fino revestimiento calcáreo que presenta. Especie presente durante todo el año, vive sobre sustrato rocoso generalmente, en lugares soleados aunque protegidos y generalmente a poca profundidad.

Corallina elongata Ellis et Solander: Rodófito calcáreo, cespitoso de color rojo rosado que presenta un talo erguido tubular con *pinnae* que surgen de casi todos los segmentos. Se extiende formando cinturones bastante compactos todo el año, junto con otras coralinas articuladas. Habita cerca de la superficie, en zonas poco tranquilas pero no batidas directamente por el oleaje. Alga oportunista y tolerante, frecuente en las zonas contaminadas (Cabioc'h. et al. 1995)

Anemonia sulcata (Pennant): Anémona gregaria de tamaño medio (que puede alcanzar hasta los 100 mm de alto por 70 mm de ancho), de color pardo amarillento y con las puntas de los tentáculos de color púrpura. Corona tentacular constituida por más de 150 tentáculos ondulados muy flexibles y largos. Es la especie de anémona más frecuente en el intermareal de todas las islas que también frecuenta el infralitoral poco profundo, por lo general sobre sustratos rocosos y arenosos. Puede llegar a recubrir grandes superficies y es capaz de soportar la emersión durante la bajamar, y aguas contaminadas (Riedl, 1983).

La distribución de las especies anteriormente mencionadas sigue una distribución homogénea dentro de las bandas superiores del intermareal, donde encontramos la misma secuencia de franjas, tanto en las distintas localidades como en las distintas zonas: *Littorina striata*, *Chthamalus stellatus* y *Blennothrix lynghbyacea*. Sin embargo, la distribución del intermareal inferior es más heterogénea tanto entre las distintas zonas de una localidad, como entre las propias localidades.

Tal es así que, tanto en Melenara como en Arguineguín, los dos transectos dentro de una misma zona (zona *Control 1* frente a zona *Control 2* y zona *Impacto 1* frente a zona *Impacto 2*) coinciden en cuanto a que presentan la misma zonación de las bandas de vegetación. Es decir, que presentan el mismo número de bandas y esas bandas además están cubiertas por las mismas especies en ambos sitios. Sin embargo, no sucede igual al contrastar las zonas *Control* con las *Impacto*, ya que en esta última aparecen algunas bandas adicionales ni tampoco al contrastar localidades ya que Arguineguín presenta distinto número de bandas que Melenara. Es decir, existen bandas de especies que aparecen representadas en una determinada zona *Control* pero no tienen su imagen en la correspondiente zona *Impacto* y viceversa y bandas que aparecen en un localidad pero no en la otra.

Tabla XVIa. Distribución de las bandas para la localidad de Melenara en función de la especie dominante.

Melenara	
Control	Impacto
<i>Littorina striata</i>	
<i>Chthamalus stellatus</i>	
<i>Fucus spiralis</i>	
<i>Blennothrix lynbyacea</i>	
	<i>Corallina elongata</i>

Tabla XVIIb. Distribución de las bandas de vegetación para la localidad de Arguineguín en función de la especie dominante.

Arguineguín	
Control	Impacto
<i>Littorina striata</i>	
<i>Chthamalus stellatus</i>	
<i>Blennothrix lynbyacea</i>	
<i>Padina pavonica</i>	
	<i>Anemonia sulcata</i>
	<i>Caulerpa racemosa</i>

Esto simplifica en gran medida el análisis estadístico para especies que no están presentes en las dos zonas ya que este análisis se limita a señalar la presencia o ausencia de la especie en el *Control* frente al *Impacto*. Este hecho se observa en las bandas supralitorales, tanto en Melenara como en Arguineguín siendo en esta última localidad donde existen mayores diferencias. En Arguineguín existen diferencias en tres bandas entre las zonas *Control* e *Impacto*, en concreto la bandas de *Padina pavonica*, que aparece en *Controles* y no en

Impactos, por un lado, y *Anemonia sulcata* y *Caulerpa racemosa* que forman claras bandas en la zona *Impacto*, frente a su total ausencia en la zona *Control*. Del mismo modo, en Melenara, la banda de *Corallina elongata* es la diferenciadora de la zona *Impacto*, ya que no aparece como banda en la zona *Control*.

Para ver si existían diferencias significativas entre las distintas zonas de estudio, se realizó un análisis de la varianza para muestras repetidas, ya que el estudio se siguió sobre los mismos puntos de muestreo durante los meses de estudio.

De todas las bandas presentadas en los distintos transectos, no se consideraron como especies representativas y susceptibles de mostrar posibles variaciones del medio las especies *Littorina striata* y *Chthamalus stellatus*. Tampoco se consideró *Blennothrix lynbyacea* por presentar una gran variabilidad.

Melenara

Controles 1 y 2

En la zona Supralitoral, donde predomina un ambiente rocoso, se identificó claramente una franja dominada prácticamente por moluscos gasterópodos de la especie *Littorina striata*, donde se encuentra bien acomodada. El carácter sésil de esta especie, conlleva un gran variabilidad en los datos obtenidos sobre ella en todos los puntos de muestreo. En la zona mesolitoral más expuesta a la acción del oleaje, se encuentra ocupada, también de forma dominante, *Chthamalus stellatus* que forma grandes comunidades. El cinturón de *Chthamalus stellatus* se sitúa en la línea de batida del oleaje y se extiende por toda la isla formando una banda bien definida y compitiendo intraespecíficamente por el espacio. Posteriormente aparecen bandas de la Phaeophyta *Fucus spiralis*, seguido de un cinturón de una Cyanophyta, *Blennothrix lynbyacea*, que se extiende formando un manto sobre el sustrato.

Impactos 1 y 2

La distribución sigue siendo la misma que en la zona de *Control* de Melenara: horizonte de *Littorina striata*, *Chthamalus stellatus*, *Fucus spiralis* y de *Blennothrix lynbyacea* con la salvedad de la existencia de una última banda de *Corallina elongata* en la parte inferior del supralitoral.

Para el caso del *Fucus spiralis* se ha realizado un análisis de la varianza para muestras repetidas entre las zonas *Control*, *Impacto* y finalmente entre *Control* e *Impacto*. El análisis revela que existen diferencias significativas entre las zonas *Control* ($p = 0,004$), así como entre las zonas *Impacto* ($p = 0,032$). En cambio no se aprecian diferencias significativas entre las

zonas *Control* e *Impacto* ($p = 0,052$). En el caso de las zonas *Control* se puede apreciar que en el mes de Noviembre existe un dato de cobertura en el *Control 1* notablemente inferior al mismo registrado en el *Control 2*.

Para el contraste realizado entre zonas *Impacto* el p-valor asociado al estadístico de contraste indica que no existen diferencias significativas entre las dos zonas contrastadas ($p = 0,052$), aunque sin embargo en la figura 104b parece que estas diferencias existen. La explicación a esta disparidad aparente entre los resultados y la grafica hay que buscarlos en el error estándar que para ambas zonas es bastante elevado.

Por lo tanto, en vista de los resultados obtenidos entre zonas, se acepta que no existe una diferencia de medias entre las dos zonas contrastadas, debido a la alta variabilidad que presentan los datos. Representando los valores conjuntos de las zonas *Control* con los de las zonas *Impacto* (Figura 105), observaremos esta alta variabilidad de la cual no se puede obtener un pauta de comportamiento de la especie a lo largo del tiempo, salvo en la zona Melenara *Impacto 2*, donde hay un mínimo en noviembre 2000 y máximos en marzo 2000 y mayo 2001. Sin embargo los valores de

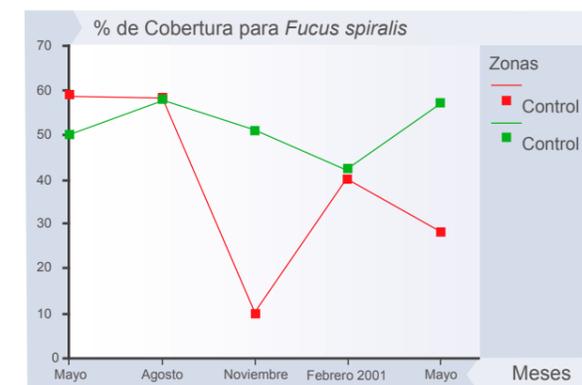


Figura 104a. Coberturas para *Fucus spiralis* en las zonas de Control de Melenara.

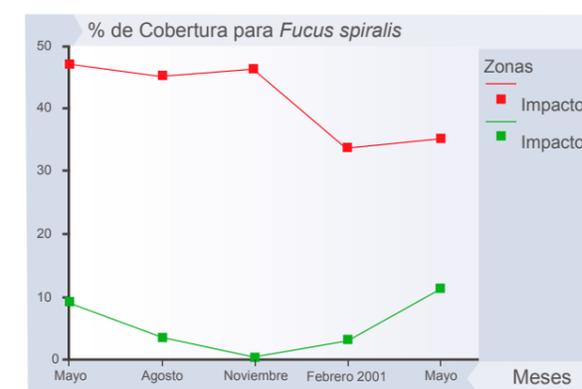


Figura 104b. Coberturas para *Fucus spiralis* en las zonas de Impacto de Melenara.

dicha zona son sensiblemente inferiores a la media de los valores, por lo que con un 95% de confianza no podemos afirmar que dicha evolución sea significativa para caracterizar el comportamiento de dicha especie. Del mismo modo, los datos obtenidos no evidencian, ni a favor ni en contra, que la evolución seguida por *Fucus spiralis* sea motivada por la proximidad de las instalaciones de cultivo.

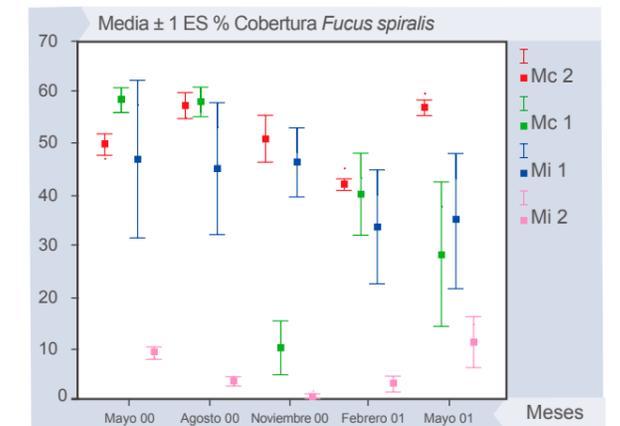


Figura 105. Desviaciones estándar de las dos zonas para la especie *Fucus spiralis*. Mc representa Melenara Control y Mi representa Melenara Impacto.

Respecto a *Corallina elongata*, señalar en primer lugar su ausencia en las zonas *Control* de Melenara, así como en todas las zonas de la localidad de Arguineguín donde la hidrodinámica es sensiblemente menor. En las zonas *Impacto* encontramos a esta robusta Rhodophyta formando un extenso y tupido manto sobre el sustrato. El ANOVA para muestras repetidas indica que existen diferencias significativas entre las dos zonas *Impacto* ($p = 0,041$). Como se aprecia en la figura 106, esta diferencia se debe mayormente a la cobertura registrada en mayo 2000, donde la cobertura en *Impacto 1* es del 40% frente a *Impacto 2* cuya cobertura es prácticamente del 100% y a la amplia diferencia que presentan las

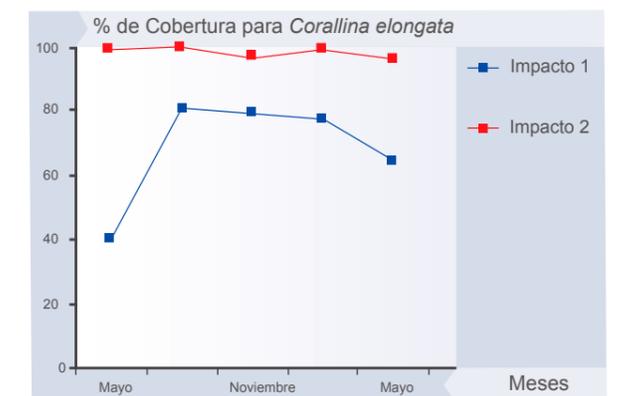


Figura 106. Cobertura de las zonas de Impacto para la especie *Corallina elongata*.

respectivas desviaciones estándar. A pesar de esto vemos que las coberturas son bastante altas en ambas zonas superando el 96% en el caso de *Impacto 2* y superior al 75% en el *Impacto 1*, si obviamos el primer mes. Los datos registrados de esta especie registrados en la zona *Impacto 2*, son bastante compactos, no solo por las altas coberturas a lo largo de todo el periodo de estudio, sino por la el pequeño error estándar que presentan

Analizando la figura 107, que representa conjuntamente la biomasa generada por el conjunto de las instalaciones a lo largo de los meses de estudio, como la cantidad de pienso consumido, se observa, a grandes rasgos, que la biomasa presenta un importante descenso desde los máximos de marzo hasta los mínimos de julio. Posteriormente existe una recuperación de la biomasa en otoño para volver a descender en el verano y finalmente se produce una nueva recuperación en otoño. Nótese que por pienso consumido se entiende el pienso total suministrado a los peces, del cual normalmente existe una fracción que no es ingerido por los peces y se pierde.

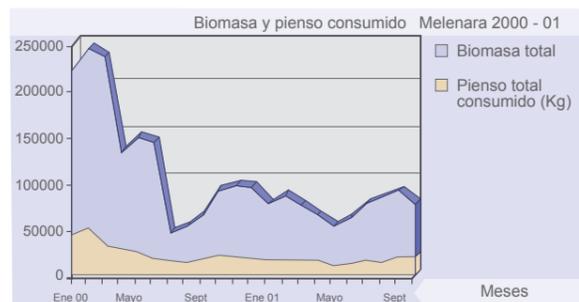


Figura 107. Representación de la biomasa generada y el pienso consumido en las instalaciones de ADSA, en Melenara durante el período Enero 2000 - Octubre 2001.

Contrastando los datos de biomasa con las coberturas observadas por la *Corallina elongata*, se observa que además de las diferencias que presentan entre si las coberturas, no se acoplan con los movimientos que experimenta la biomasa en los periodos de estudio.

Las escasez de bibliografía sobre trabajos ecológicos similares acerca de las especies estudiadas en este trabajo no permite profundizar en el análisis de muchos de los resultados obtenidos, como es el caso de *Corallina elongata*. Sin embargo, intentando ahondar en los datos se puede analizar la semejanza entre las 2 zonas *Impacto* que albergan a la *Corallina elongata*, ambas presentan una alta cobertura. La zona *Impacto 1*, más próxima a las instalaciones, sufre mayores oscilaciones en relación a la superficie cubierta por el alga que la zona *Impacto 2*, si bien cabría esperar que los resultados fueran a la inversa ya que esta se encuentra unos cientos de metros más alejada de la influencia de las instalaciones.

Por lo tanto, se aprecia que, para la Rhodophyta *Corallina elongata*, existen diferencias tanto entre zonas *Impacto* y *Control*, como entre las propias zonas *Impacto*. Las diferencias entre las zonas *Impacto* y *Control*, se basa en la ausencia de esta especie en esta última zona. El análisis estadístico indica que existen diferencias significativas entre las dos zonas *Impacto*, si bien es cierto que ambas presentan las más altas coberturas de cuantas especies se han considerado, siendo superiores al 75%.

Arguineguín

Control 1 y 2

En los transectos estudiados en esta localidad se identificaron las bandas de *Littorina striata* en el supralitoral, seguidamente, en el mesolitoral aparecen las bandas de *Chthamalus stellatus* al igual que se identificó en las distintas zonas de la localidad de Melenara. La banda que sigue a *Chthamalus stellatus* en el transecto es *Blennothrix lynbyacea* y finalmente se encuentra la Phaeophyta *Padina pavonica*.

La banda ocupada por *Padina pavonica*, aparece al final de los transectos sobre una zona ligeramente cubierta por un sustrato arenoso compacto. Este hecho es destacable puesto que al final de los transectos de la zona *Impacto* también se dan este tipo de sustratos, sobre el cual habita otra especie algal como es la *Caulerpa racemosa*. Las coberturas ocupadas por esta especie son ligeramente mayores en el *Control 1* que en el *Control 2*. El análisis estadístico realizado a los datos ($P = 0,189$) muestra que no existen diferencias significativas entre las dos zonas estudiadas.

Impactos 1 y 2

También en la zona *Impacto* de Arguineguín se sigue la misma distribución de la parte superior del intermareal compuesta por *Littorina striata* en el supralitoral y seguida

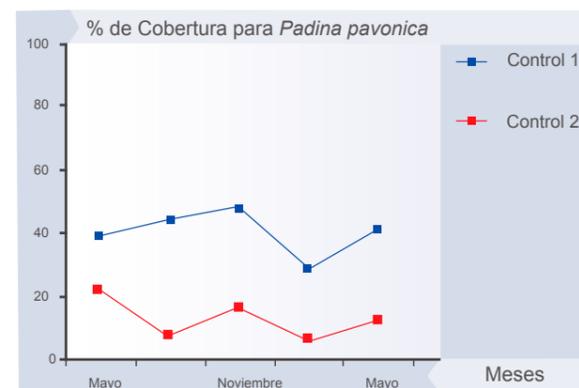


Figura 108. Cobertura de *Padina pavonica* en las zonas de Control de Arguineguín.

de la banda de *Chthamalus stellatus*. Las siguientes bandas están formadas por la Cyanophyta *Microcoleus lyngbyaceus*. En estos transectos no aparece la banda de *Padina pavonica* que se identifica claramente en las zonas *Control*, pero en cambio aparece claramente una banda formada por el cnidario *Anemonia sulcata* que se encuentra formando agrupaciones, y finalmente, sobre sustrato arenoso encontramos la banda formada por *Caulerpa racemosa*.

Es importante resaltar la proximidad de las jaulas con estos puntos muestrales así como la incidencia de la hidrodinámica local sobre esta zona *Impacto*, donde la corriente se desplaza a través de las jaulas en dirección a este punto de la costa. Además de la proximidad de las instalaciones a costa, habría que tener en cuenta la escasa batimetría bajo las jaulas lo que favorece los procesos de sedimentación y dificulta la disolución adecuada de los productos de desecho. En ocasiones durante los muestreos en este punto hemos podido constatar la existencia de espuma sobre la orilla así como olores intensos.

Anemonia sulcata únicamente aparece en la zona *Impacto* de Arguineguín, al igual que *Caulerpa racemosa*. Este dato puede servir para establecer diferencias ecológicas entre las zonas dentro de la misma localidad. *Anemonia sulcata* aparece en pequeños charcos sobre sustrato arenoso, en un área relativamente abrigada y formando agrupaciones más o menos numerosas durante todo el año (Figura 109). Es decir, la comunidad que se encuentra en Arguineguín parece ser una comunidad estable y asentada cómodamente en este tipo de ambientes. El análisis estadístico para muestras repetidas realizado sobre esta especie, revela que existen diferencias significativas entre las dos zonas *impacto* ($p = 0,111$) por lo que podemos asumir que las medias de las coberturas entre las zonas *Impacto*, para esta especies son significativamente distintas.

Las coberturas que presentan las anémonas es baja aunque no es comparable con la cobertura que experimentan las especies algales. Sin embargo, a pesar de estos datos, si contrastamos esta diferencia de medias, de las zonas *Impacto* con las zonas *Control*, si que existe realmente una diferencia, ya que en las zonas *Control* la media sería cero, es decir no existen organismos de esta especie.

Roberts et al., (1999) realizaron una serie de experimentos con el cnidario *Anemonia viridis* bajo condiciones de ambientes enriquecidos en amonio, en concentraciones de $20\mu\text{M}$ y un régimen lumínico constante, mientras que a otros ejemplares de la misma especie se les sometieron al mismo experimento en condiciones de baja concentración de amonio ($< 1\mu\text{M}$) y las mismas condiciones lumínicas. Dichos experimentos se llevaron a cabo durante 80 días, periodo en el que no se suministró alimento alguno a los cnidarios, tras el cual las anémonas experimentaron un incremento de peso

del 15,8%, frente a la pérdida de peso experimentada por las anémonas en condiciones de baja concentración de amonio. Experimentos similares dieron como resultado un aumento en el peso de los organismos de un 11,4% durante el mismo periodo de tiempo mientras que los expuestos a ambiente con cantidades menores de $1\mu\text{M}$ también registraron pérdidas de peso. Este fenómeno se produce gracias a la simbiosis que se da, en general, entre las anémonas y dinoflagelados, en concreto zooxantelas, mediante el cual el alga capta el amonio presente en el medio y transfiere parte de este al cnidario. Las excreciones del cnidario son a su vez aprovechadas por la zooxantela.

Por tanto, como así parece extraerse de los datos, este es un lugar donde se dan las condiciones apropiadas para el asentamiento y proliferación de estos organismos. Roberts, en los experimentos anteriormente señalados, indica que durante el periodo de estudio se produjeron cuatro divisiones dando lugar a otros cuatro nuevos organismos. Estos ejemplares, que fueron retirados, se reprodujeron tanto en los tanques enriquecidos con amonio como en los que no lo estaban. Esta facilidad para la reproducción así como el carácter sésil que presentan estos organismos puede contribuir a explicar la diferencia de medias que revela el análisis estadístico.

En la zona *Impacto* encontramos la Chlorophyta *Caulerpa racemosa* en lugar de *Padina pavonica* que habita el sustrato arenoso de las zonas *Control* de esta localidad.

Caulerpa racemosa es una especie rizomatosa de hábitat arenosos, que se encuentra fuertemente anclada al sustrato por rizoides que se introducen y se extienden formando un complejo intrincado, mientras que los racimos permanecen erectos. Cuanto más firme y compacto sea el sustrato más fuertemente encontramos fijada a esta alga verde.

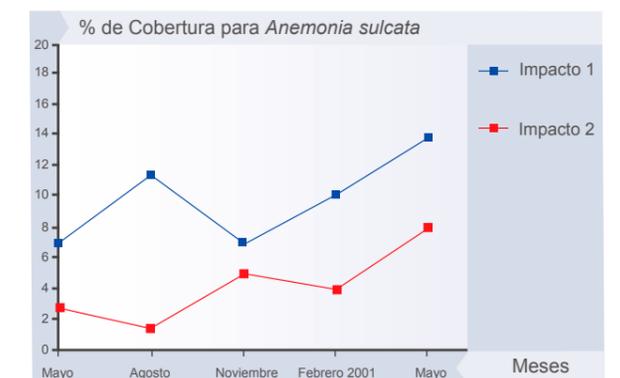


Figura 109. Cobertura de *Anemonia sulcata* en las zonas de Impacto de Arguineguín. Nótese que la cobertura esta referida a un valor máximo de 20 %.

Hay que señalar la dificultad que presenta esta técnica de estimación de cobertura para esta especie. Esta dificultad viene marcada por las propias características del alga, la cual se encuentra parcialmente enterrada en el sustrato. Este grado de enterramiento que presente en el momento de ser muestreada, va a determinar en gran medida el dato de cobertura ya que en el proceso de coloreado de la especie únicamente se considera la parte del alga que se encuentra a la vista a pesar de que se puede apreciar claramente que el alga entra y sale del sustrato.

Por lo tanto los datos obtenidos por la técnica empleada en este estudio tiende a subestimar la cobertura real del alga, como así lo indica la escasa cobertura que presenta este alga (Figura 110).

Teniendo en cuenta tal consideración, se puede explicar las bajas coberturas obtenidas para esta especie. La mayor media de cobertura obtenida por esta especie es de un 14%. Los datos indican la igualdad de medias entre las dos zonas *Impacto* ($p = 0,447$) y no aportan ninguna información a posibles variaciones estacionales ya que según se puede ver en la figura 110, permanecen bastante constantes a lo largo del tiempo.

Por otra parte, si nos fijamos en los datos que se presentan en la Figura 111, donde se representan conjuntamente el número de individuos presentes en el conjunto de las jaulas así como el pienso consumido durante el correspondiente

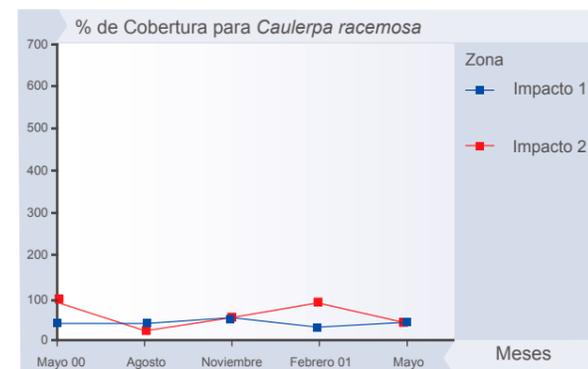


Figura 110. Cobertura para *Caulerpa racemosa* en las zonas *Impacto* de Arguineguín.

Tabla XVIIa. Organismos censados bajo las jaulas en las campañas del mes de abril de 2001 .

Nº AA	Control			Control 2			Impacto		
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Peces	-	-	-	-	1	6	6	16	17
Inv	-	-	-	-	0	0	5	2	1
Total	-	-	-	-	1	12	8	26	27

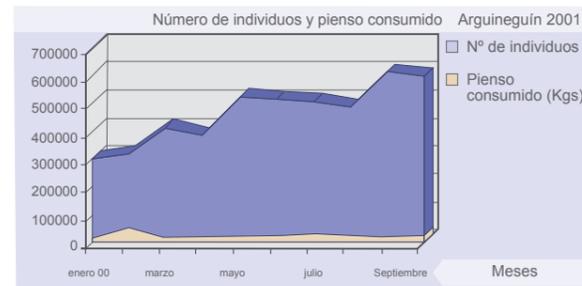


Figura 111. Número de individuos presentes en Arguineguín junto con los kilogramos de pienso suministrado a los mismos. El gráfico representa el periodo comprendido entre enero 2001 hasta octubre 2001.

periodo de tiempo, se ve claramente una tendencia al alza en el número de individuos, a pesar de que este espectacular incremento no se ve seguido de un incremento sustancial en la cantidad de pienso consumido. Sin embargo, el periodo que se muestra en el gráfico corresponde en su totalidad al año 2001, lo que prácticamente no aporta mucho a la secuencia de *Caulerpa racemosa*. Estudios realizados por Lamed (1998) relacionados con el crecimiento de distintas macroalgas bajo condiciones limitantes de fósforo y nitrógeno, muestran que *Caulerpa racemosa* es una especie cuyo crecimiento se ve limitado por la disponibilidad de nitrógeno inorgánico en el medio.

Los datos de producción de las instalaciones no son comparables con los de cobertura del alga, si bien estos parecen indicar que los requerimientos del alga en este tipo de compuestos estarían cubiertos y además las coberturas presentadas por el alga reflejan cierta estabilidad temporal.

3.8. Estructuras arrecifales

Se realizaron cuatro campañas para el estudio de los módulos arrecifales sumergidos en la bahía de Arguineguín. En la primera de ellas se instalaron los 9 módulos y en las tres siguientes estaban planificados los muestreos. Los arrecifes se instalaron en el mes de febrero de 2001, en tres zonas diferenciadas, 2 controles y un impacto, con 3 módulos en cada zona y 18 placas de fijación en cada módulo (162 placas en total).

Tabla XVIIb. Organismos censados bajo las jaulas en las campañas del mes de junio de 2001 .

Nº AA	Control			Control 2			Impacto		
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Peces	-	-	-	-	6	2	37	30	25
Inv	-	-	-	-	0	0	0	0	0
Total	-	-	-	-	11	8	44	38	34

Tabla XVIIc. Organismos censados bajo las jaulas en las campañas del mes de noviembre de 2001 .

Nº AA	Control			Control 2			Impacto		
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Peces	-	-	-	-	6	2	15	22	36
Inv	-	-	-	-	0	0	166	311	309
Total	-	-	-	-	11	8	188	341	354

En la primera campaña de muestreo, realizada en el mes de abril de 2001, se observaron los primeros colonizadores, principalmente peces y macroinvertebrados que se refugiaban bajo las estructuras. Sobre los módulos, aparecieron los primeros macroinvertebrados sésiles; hidrozoos. Los 3 arrecifes situados bajo las jaulas presentaron mayor número de organismos que los dos de la zona *Control* como se puede apreciar en la Tabla XVIIa. Las placas de fijación no presentaban ningún animal fijado, estando cubiertas por cianofitas cespitosas.

En el mes de junio también se observaron mayor número de especies en los arrecifes de la zona cercana a las jaulas, aumentando ostensiblemente el número de peces censados respecto a la campaña anterior. Sobre los módulos, no se observó ningún macroinvertebrado. Las placas de fijación por su parte, se encontraban cubiertas de cianofitas cespitosas en ambas zonas de muestreo mientras que en las zonas *Control*, aparecía, además, la cianofita *Sporochnus bolleanus*. Las placas no mostraban todavía proliferación de invertebrados sésiles salvo poliquetos serpulidos dispersos.



Figura 112. Arrecife artificial con adaptación al diseño original, instalado en el fondo.



Figura 113. *Sepia officinalis*.



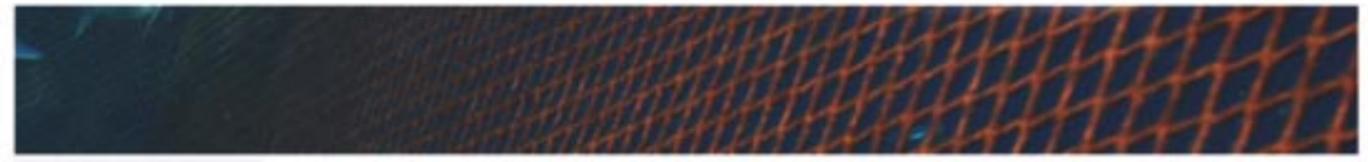
Figura 114. Placa de un arrecife en junio de 2001.

En el último muestreo realizado en octubre de 2001, los arrecifes de la zona *Control* habían desaparecido, por lo que el estudio planteado resulto seriamente dañado. En los módulos bajo las jaulas, el número de peces no incrementó respecto a la campaña anterior, por el contrario, crecieron gran número de cnidarios de la especie *Aiptasia mutabilis*, que cubrían los módulos junto con briozoos, hidrozoos y esponjas. La proliferación de esta especie de cnidario resulta de gran interés, puesto que bajo las jaulas aparecen otras especies de este mismo *phylum* creciendo y sobre las rocas existentes. Las placas de fijación por el contrario seguían sin presentar gran proporción de superficie cubierta, creciendo serpulidos, hidrozoos y briozoos principalmente.



Figura 115. Placa de un arrecife en noviembre de 2001.

El seguimiento realizado sobre los arrecifes artificiales durante 10 meses, muestra una diferencia notable en la proliferación de organismos sobre el propio arrecife y las superficies lisas dispuestas sobre ellos. Mientras que los módulos se encontraban completamente cubiertos de algas e invertebrados, las placas de fijación presentaban calvas y menor número de especies, así como especies muy definidas como son los poliquetos serpulidos. La escasa proliferación de organismos sobre las superficies planas, frente a su abundancia sobre la malla que estructuraba los módulos, sugiere que este tipo de estructuras tipo red, favorecen la proliferación de organismos filtradores debido, probablemente, a que permite el flujo de agua y por tanto de alimento y nutrientes a través de ellas.



Conclusiones

4

4. Conclusiones

- Los piensos comerciales empleados para dorada y lubina estudiados en este trabajo contenían más fósforo y nitrógeno (proteínas) que los piensos comerciales empleados para salmónidos.

- Las retenciones de nitrógeno por la dorada (20.56 %), y por la lubina (19.3 %) fueron inferiores que estos mismos valores para salmónidos (trucha, salmón). Por el contrario, las retenciones de fósforo resultaron superiores a las de los salmónidos (29.8 % en dorada y 32.8 % para lubina).

- Por tonelada de peces producidos, y en el tiempo total de su engorde, se eliminaron al medio 120 kg de nitrógeno y 16.8 kg de fósforo, frente a 67 kg y 12 kg eliminados por salmónidos, respectivamente. Esto es debido básicamente a los mayores índices de conversión obtenidos para dorada y lubina (valor medio de 2.36, frente a valores cercanos a de la unidad para salmónidos).

- El hecho de que los parámetros físico-químico-biológicos analizados en la columna de agua no parecieran verse afectados significativamente en las dos granjas estudiadas, así como el que los valores obtenidos estuvieran siempre muy por debajo de los considerados máximos permitidos como calidad apta para el baño, sugiere que los residuos liberados en forma disuelta por ambas granjas no ejercieron un impacto relevante sobre el medio acuático y por tanto, sobre la calidad del agua donde estas granjas estaban ubicadas.

- Los valores de contenido en materia orgánica de los sedimentos del fondo no presentaron diferencias significativas entre las diferentes zonas muestreadas de las dos granjas. Sin embargo, la significativamente mayor concentración de Nitrógeno total encontrada en los sedimentos justo bajo las jaulas que en las zonas *control*, y en ambas granjas, sugiere que los peces

cultivados fueron alimentados en exceso, resultando en una sedimentación de cantidades importantes de pienso sobrante (rico en proteínas, y por consiguiente en Nitrógeno). Este efecto indeseado debiera ser posible disminuirlo mediante una gestión optimizada del alimento ofrecido por parte de los granjeros. Este hecho tuvo que ver sin duda con los efectos que se apreciaron sobre los ecosistemas bentónicos de las zonas inmediatamente bajo las jaulas (Ej.: efectos negativos sobre las praderas de fanerógamas - *Cymodocea nodosa*). El efecto sobre el sedimento resultó, no obstante, moderado y muy localizado bajo las jaulas.

- La abundancia significativamente mayor de invertebrados bentónicos, así como la disminución en su diversidad, junto con la presencia de mantos de bacterias filamentosas *Beggiatoa* spp. bajo jaulas de ambas granjas, asociados generalmente a la presencia de materia orgánica, son efectos que se pueden relacionar asimismo con esta acumulación en el fondo marino de pienso sobrante de las granjas.

- Las jaulas ejercieron un efecto de atracción sobre la comunidad de peces pelágicos y bentónicos de las zonas próximas. Este incremento en el número de peces en estas zonas se debió preferentemente a un efecto de atracción por causa del alimento sobrante, además del efecto protector de las jaulas. Este efecto fue importante sobre peces tanto de hábitos pelágicos (*Boops boops* y *Sphyyraena viridensis*), como de hábitos bentónicos (condrictios, *Synodus* spp. y *Trachinus draco*), cuya abundancia bajo las jaulas de ambas granjas estaba directamente relacionada con este exceso de pienso. Los índices de diversidad de peces son menores bajo las instalaciones debido principalmente a la significativa dominancia de unas pocas especies

- La pesca dentro de las concesiones acuícolas puede suponer un marcado desequilibrio ecológico debido al efecto atractor de las jaulas (Figura 116)

- Por otro lado, no se encontraron ni doradas ni lubinas (especies cultivadas en las dos granjas) en cantidades significativas en las zonas muestreadas alejadas de las jaulas, y sólo ocasionalmente y en grupos muy pequeños bajo las jaulas (Figura 117).

- Las especies de peces condrictios descritas en las inmediaciones de ambas granjas resultaron ser de difícil o poco frecuente observación en inmersiones deportivas, y aparecieron de forma constante y asociadas a las zonas de cultivo. Es el caso de *Pteromylaeus bovinus*, *Gymnura altavela*, *Torpedo marmorata* o *Dasyatis centroura*, y todas ellas pueden considerarse inofensivas.



Figura 116. Nasas de pesca junto a los muertos de la instalación de Arguineguín.



Figura 117. Banco de *Sparus aurata* bajo las jaulas de Arguineguín.

A close-up, textured view of a red fishing net, showing the diamond-shaped mesh pattern against a dark background.

Consideraciones finales

5

5. Consideraciones finales

1. Los resultados del presente trabajo coinciden con la mayoría de estudios científicos realizados sobre el efecto ambiental de este tipo de instalaciones en el Mediterráneo (Karakassis y Hatziyanni, 2000; Karakassis et al., 1999; 2000), probándose repetidamente que, comparado con el resto de actividades humanas asentadas en zonas costeras, el impacto ejercido por los residuos de la acuicultura en jaulas flotantes resulta poco significativo.

2. Estudios similares al presente recientemente publicados, muestran que tanto en el caso de 80 granjas de jaulas para engorde de salmón en Noruega (Carrol et al., 2003), como en 22 granjas del mismo tipo para engorde de dorada roja y seriola en Japón (Yokoyama, 2003), sólo el sedimento inmediatamente bajo las jaulas se vio significativamente afectado por los residuos de estas instalaciones, coincidiendo también con nuestros resultados.

3. Estos resultados sugieren que la gestión medioambiental de este tipo de granjas en Canarias, ejecutada mediante los planes de vigilancia ambiental, deberían limitarse a muestreos periódicos y del sedimento marino en un máximo de cuatro áreas diferentes (incluida un área *Control*) de posible influencia de estas granjas.

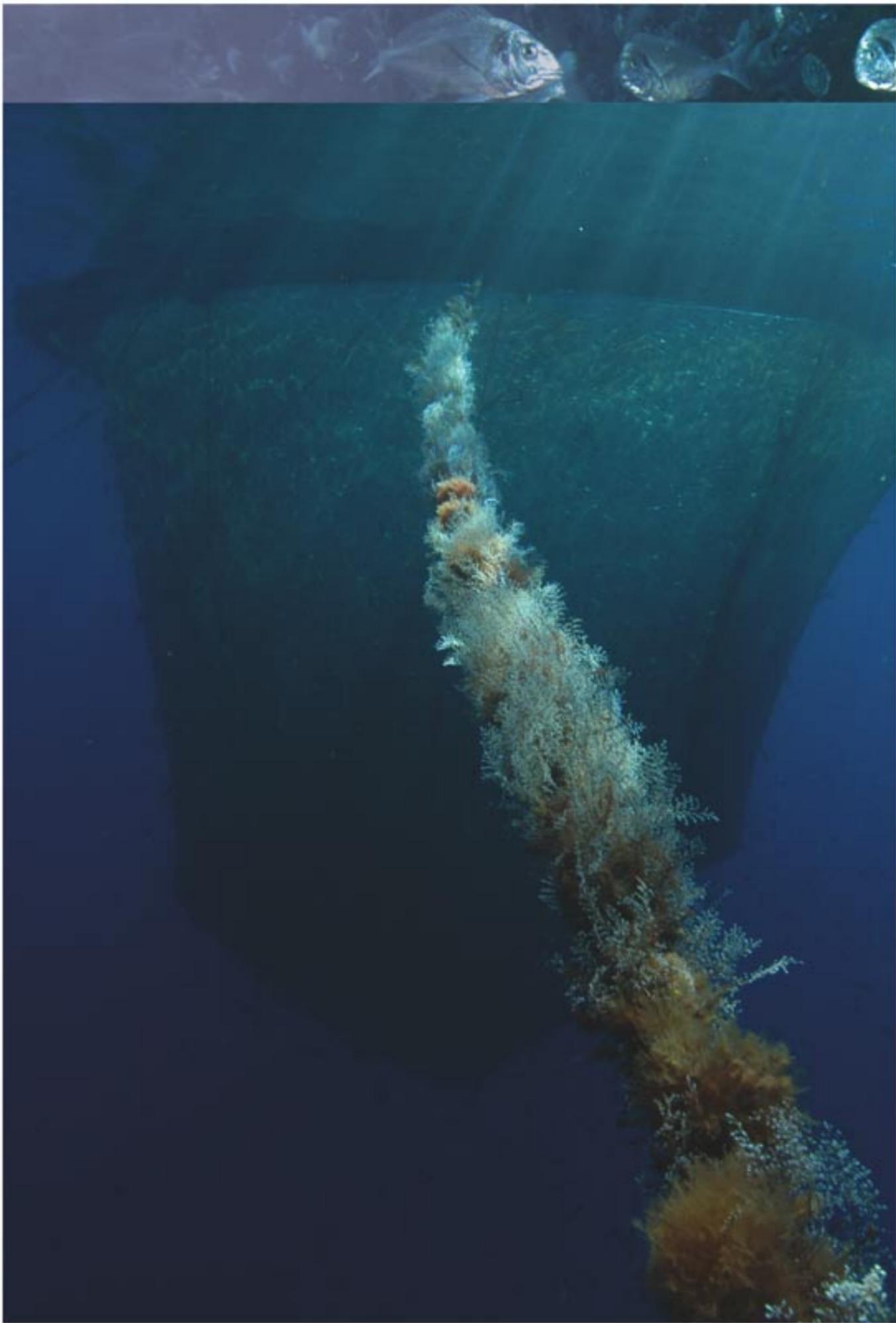
4. La inclusión de estudios de infauna en el sedimento hubiera aportado información muy relevante respecto a los efectos locales sobre los ecosistemas bentónicos. Desgraciadamente, la financiación disponible no permitió abordarlos.

5. Es previsible que, en la mayoría de granjas de este tipo que se ubiquen en el litoral Canario, la capacidad medioambiental de las masas de aguas costeras esté lejos de agotarse a causa de la cantidad de desechos recibidos de estas actividades. Por el momento, pueden darse impactos graves en el medio ambiente acuático sólo en circunstancias especiales, como en un uso desmedido de pienso en granjas mal ubicadas (poca profundidad, régimen muy pobre de corrientes), o cuando se produzca la combinación de malas condiciones hidrográficas y una concentración excesiva de granjas intensivas.

6. En el caso de instalaciones como jaulas flotantes, la adecuada ubicación atendiendo a las características hidrodinámicas, morfométricas y batimétricas de la zona es quizás uno de los factores decisivos, tanto para la optimización de la producción, como para minimizar los posibles impactos negativos sobre el entorno. En general, el apropiado diseño de las instalaciones (dimensionado de las diferentes unidades), junto con la gestión eficaz de las mismas (alimentación, manejo, limpieza, etc.), son otros factores que tienden a minimizar el impacto ambiental negativo.

7. La acuicultura es solo una de las muchas actividades que utilizan los recursos costeros, y posiblemente la más sensible y concienciada respecto a la calidad de estos recursos, y sería en este sentido deseable que ésta pudiera desarrollarse dentro del marco de un plan de gestión / ordenación integral de las zonas afectadas. En este sentido, la ausencia de una adecuada coordinación entre las administraciones públicas implicadas en esta deseable ordenación del territorio (Gobierno Central, Comunidades Autónomas, Cabildos y Ayuntamientos), unida a la escasez de control del desarrollo de las diferentes actividades relacionadas con el medio acuícola, han contribuido en cierta medida no sólo a la reducción de los recursos naturales y a la degradación del medio ambiente, sino también a conflictos entre los usuarios de estos recursos.

8. Los granjeros de organismos acuáticos son los más interesados en limitar y controlar los efectos negativos ambientales. Éstos perjudican significativamente a la propia instalación en muchos casos, y son además incompatibles con los cada vez mas estrictos criterios de calidad del producto acuícola para consumo. Por lo tanto, un desarrollo sólido y sostenido de la acuicultura, donde exista la percepción de las interrelaciones existentes entre las actividades de acuicultura y los ecosistemas circundantes se fundamenta en la buena calidad de los recursos acuáticos empleados. En los últimos años van apareciendo nuevas técnicas que permiten resolver problemas actuales, como el desarrollo de nuevos prototipos de jaulas que permiten ser fondeados a mayores profundidades, resistir corrientes marinas más fuertes, y en algunos casos pueden además ser sumergidas. Dicho de otra manera, las futuras granjas de peces marinos tenderán a estar ubicadas a una distancia doble o triple de la costa que las actuales, reduciendo significativamente su impacto visual y ambiental.



Bibliografía

6

6

6. Bibliografía

- ACKEFORS, H. (1999). Sustainable Aquaculture food for the future?. En: *Proceedings of the second International Symposium on sustainable aquaculture*. (Eds.: Svennevig, N, Reinertsen, H. y New, M.). Balkeme, Rotterdam, 145-169.
- ACKEFORS, H. y ENELL, M., (1990). Discharge of nutrients from Swedish fish farming to adjacent sea areas. *Ambio*, 19 (1), 28-35.
- ACKEFORS, H. y ENELL, M. (1994). The release of nutrients and organic matter from aquaculture systems in Nordic countries. *Journal of Applied Ichthyology*, 10 (4), 225-241.
- ACKEFORS, H. y OLBURS, CH. (1995). Aquaculture: A threat to the environment, or opportunities for a new industry? The Swedish paradox. *Journal of Marine Biotechnology*, 3, 53-55.
- AKIYAMA, D.M., COELHO, S.R., LAWRENCE, A.L. y ROBINSON, E.H. (1989). Apparent digestibility of feedstuffs by the marine shrimp *Penaeus vannamei* Boone. *Nippon Suisan Gakkaishi* 55, 91-98.
- ALSTED, N.S. (1991). Studies of the reduction of discharges from fish farms by modification on the diet. Nutritional Strategies & Aquaculture waste. En: *Proceedings of the first International Symposium on Nutritional Strategies in management of Aquaculture waste (NSMAW)*. (Eds.: C.B. Cowey y C.Y. Cho), 77-114.
- ALLIOT, E., PASTOREAUD, A., PELAEZ, J. y MÉTALLER, R. (1979). Utilisation des farines végétales et des levures cultivées sur alcanes pour l'alimentation du bar (*Dicentrarchus labrax*). En: *Proceedings of the World Symposium on Finfish Nutrition and Fishfeed Technology*, Vol. II, (Eds.: Halver, J.E., y Tiews, K.). Heenemann, Berlín, 229-238.
- ANGEL D. L. (1999). Artificial reefs to reduce organic enrichment caused by net cage fish farming - preliminary results. *Proceedings Seventh International Conference on Artificial Reefs*, 478-485.
- ANNA, G. D., BADALAMENTI, F., y RIGGIO, S. (1999). Traditional and experimental floating fish aggregating devices in the Gulf of Castellammare (NW Sicily): results from catches and visual observations. *Scientia Marina*, 64,(3-4), 209-218.
- AOAC, (1995). *Official methods of analysis of Association of Analytical Chemist*, 14th edition, Washington. 1018 p.
- BAIRD, D.J., BEVERIDGE, M.C.M., KELLY, L.A. y MUIR, J.F. (Eds.) (1996). *Aquaculture and Water Resources Management*.
- BALLESTRAZZI, R., LANARI, D. y D'AGARO, E. (1998). Performance, nutrient retention efficiency, total ammonia and reactive phosphorus excretion of growing European sea-bass (*Dicentrarchus labrax*, L.) as affected by diet processing and feeding level. *Aquaculture*, 161, 55-65.
- BERGHEIM, A., AABEL, J.P. y SEYMOUR, E.A. (1991). Past and present approaches to aquaculture waste management in Norwegian net pen culture. En: *Proceedings of 1st Int. Symp. On Nutritional Strategies in Management of Aquaculture Waste*, (Eds.: Cowey, C.B. y C.Y. Cho), 117-136. University of Guelph, Ontario, Canada.
- BEVERIDGE, M.C.M. (1984). Cage and pen fish farming. Carrying capacity models and environmental impact. *FAO Fish.Tech.Pap.*, (255): 131 p.
- BEVERIDGE, M.C.M. y PHILLIPS, M.J. (1993). Environmental impact of tropical inland Aquaculture. En: *Proceedings of the ICLARM Conf. Environment and Aquaculture in developing countries*. (Eds.: R.S.V. Pullin, H. Rosenthal y J.L. Maclean), 213-236.
- BEVERIDGE M. C. M., ROSS L. G. y KELLY A. (1994). Aquaculture and biodiversity, *Royal Swedish Academy of Sciences*, 23 (8), 497-502.
- BOURGEOIS, O. y AQUILINA, R. (1995). Sea bass and sea bream in open sea. *Cahiers Options Méditerranéennes* Vol. 14.. *Proceedings of the workshop of the CIHEAM Network on Technology of Aquaculture in the Mediterranean (TECAM)*, 53-55.
- BRAATEN, B., AURE, J., ERVIK, A. y BOGE, E. (1983). Pollution problems in Norwegian fish farming. *ICES, C.M.* 1983 / F. 26, 11 p.
- BROCK, V.E. (1954). A preliminary report on a methods of estimating reef fish populations. *Journal of Wildlife Management*, 18.
- BROWN J. R., GOWEN R. J. y MCLUSKY D. S. (1987). The effect of salmon farming on the benthos of a scottish sea loch., *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 109 (1-3), 9-51.
- BURTON, J.D. y RILEY, J.P. (1956). Determination of soluble phosphate, and total phosphorus in sea waters and of total in marine muds. *Microchimica Acta*, 9, 1350-1365.
- CABIOC'H, J., FLOC'H, J.Y, LE TOQUIN. A, BOUDOURESQUE, C.F., MEINESZ, A. y VERLAQUE, M. (1995). *Guía de Las algas de los mares de Europa: Atlántico y Mediterráneo*, 249 pp. Barcelona: Ed. Omega S.A.
- CAMPBELL, G. L. y BEDFORD, M.R. (1992). Enzyme applications for monogastric feeds: a review. *Ann. Journal of Animal Sciences*, 72, 449- 466.
- CARRILLO, J. (1980). Nota sobre algunas *Corallinaceae (Rhodophyta)* nuevas para la flora ficológica de las Islas Canarias. *Vieraea*, 10 (1-2), 53-58.
- CARRILLO, J., GIL-RODRIGUEZ, M. y WILDPRET DE LA TORRE. (1984). Algunas consideraciones florísticas, corológicas y ecológicas sobre las algas *Corallinaceae (Rhodophyta)* de las Islas Canarias. *Anales de Biología*. Vol 2, secc. especial 2. Universidad de Murcia., 23-37.
- CARROLL, M.L., COCHRANE, S., FIELER, R., VELVIN, R. y WHITE, P. (2003). Organic enrichment of sediments from salmon farming in Norway: environmental factors, management practices, and monitoring techniques. *Aquaculture*, 226, 165-180.
- CARSS, D. V. (1990). Concentrations of wild fish and escaped fishes immediately adjacent to fish farm cages. *Aquaculture*, 90, 29p.
- CASTRO, J. J., SANTIAGO, J. A., y HERNÁNDEZ-GARCÍA, (1999). Fish associated with fish aggregation devices off the Canary Islands (Central-East Atlantic). *Scientia Marina*, 63 (3-4), 191-198.
- CLARKE, T. A., y AEBY, G. S. (1998). The use of small mid-water attraction devices for investigation of the pelagic juveniles of carangid fishes in Kaneohe bay, Hawaii. *Bulletin of Marine Science*, 62 (3), 947-955.
- COLL MORALES, J. (1986). *Acuicultura marina animal*. Madrid: Ediciones Mundiprensa. 2ª Edición, 670 p.
- COWEY, C.B. (1994). Intermediary metabolism in fish with reference to output of end products of N and P. *II Intern. Symp. on Nutritional Strategies & Management Aquaculture waste*. April, 1994, Aalborg Denmark, 24-27.
- CORBERA J. y CARDELL M. J. (1995). Cumaceans as indicators of eutrophication on soft bottoms. *Scientia Marina*, 59, 63-69.
- CROMWELL, G.L. (1991). Feeding phytase to increase the availability of phosphorus in feeds for swine. En: *Proceedings of the 52nd. Mn. Nutrition Conference*, 189-200.
- CHEVREUX, E. (1925). Voyage de la goélette Melita aux Canaries et au Sénégal (1889-1890) Amphipodes I-Gammariens (suite). *Bulletin de la Société Zoologique de France*, 50 (6-10), 365-398.
- CHO, C.Y., COWEY, C.B y WATANABE, T. (1985). Methodological approaches to research and development. En: *Finfish nutrition in Asia: Methodological approaches to research and development*. Ottawa, Ontario, IDRC, 1985. 154 p.
- CHO, C.Y., HYNES, J.D., WOOD, K.R. y YOSHIDA, H.K. (1991). Quantification of fish culture wastes by biological (nutritional) and chemical (limnological) methods; the development of high nutrient dense (HND) diets. In: *Nutritional Strategies & Aquaculture waste. Proceedings of the First International Symposium on Nutritional Strategies in management of Aquaculture waste (NSMAW)*. (Eds.: C.B. Cowey y C.Y. Cho), 37-50.
- DABROWSKY, K. (1977). Proteins requirements of grass carp fry *Ctenopharyngodon idella* Val. *Aquaculture*, 12, 63-73.
- DAHLBÄCK, B. y GUNNARSSON, L. (1981). Sedimentation and sulphate reduction under mussel culture. *Marine Biology*, 63.
- DAVIES, S.J., MORRIS, P.C. y BAKER, R.T.M. (1997). Partial substitution of fish meal and full-fat soya bean meal with wheat gluten and influence of lysine supplementation in diets for rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum). *Aquaculture Research*, 28, 317-328.
- DELGADO, O., O. RUIZ , M. PÉREZ, J. ROMERO, y E. BALLESTEROS. (1999). Effects of fish farming on seagrass (*Posidonia oceanica*) in a Mediterranean bay: seagrass decline after organic loading cessation. *Oceanologica Acta*, 22 (1), 109-117.
- DOBROWOLSKI, Z. (1987). The effect of cage aquaculture of rainbow trout on the distribution and stability of macrobenthos in eutrophic lake Letowskie. *Ekol. Pol.* ,35, 611p.
- EARLL, R.C. (1984). A report on the effects of Fish Farming on the Marine Environment of the Western Isles. *Nature Conservancy Council, marine Biological Consultants Ltd.*, Peterborough, Scotland. Rep.No.524.
- EARLL, R.C., JAMES, G. LUMB, C.M. y PAGGET R. (1984). *A report on the effects of fish farming on the marine environment of the Western Islands*. A report to the Nature Conservancy Council from Marine Biological Consultants Ltd., Ross-on-Wye, Gloucester. Nature Conservancy Council Peterborough, CSD Report nº 524.

- ENELL, M. (1987). Environmental impact of cage fish farming with special references to phosphorus and nitrogen loadings. *ICES-CM-1987*.
- ENELL, M., LÖF, J. y BJÖRKLUND, L. (1984). *Fiskasseodling med rening*. Teknisk beskrivning och Reningseffekt. *Institute of Limnology, Lund*. 354 p.
- ENGLÉV. D., y SUMMERS J. K. (1999). Refinement, validation and application of a benthic condition index for Northern Gulf. *Estuaries*, 22 (3A), 624-635.
- FAST, A.W. y MEANASVETA, P. 2003. Mangrove forest recovery in Thailand. *World Aquaculture*, 34: 6-12.
- FERNÁNDEZ, F., MIQUEL, A.G., CUMPLIDO, L.R., GUINEA, J. y ROS, E. (1996). Comparisons on faecal collection methods for digestibility determinations in gilthead sea bream. *Journal of Fish Biology*, 49, 735-738.
- FERNÁNDEZ, F., MIQUEL, A.G., GUINEA, J. y MARTÍNEZ, R. (1998). Digestion and digestibility in gilthead sea bream (*Sparus aurata*): the effect of diet composition and ration size. *Aquaculture*, 166, 67-84.
- FINDLAY R. H. y WATLING L. (1995). Environmental impact of salmon net-pen culture on marine benthic communities in Maine: A case study. *Estuaries*, 18 (1A), 145-179.
- FOLKE, C. y KAUTSKY, N. (1989). The role of ecosystems for a sustainable development of Aquaculture. *Ambio*, vol. 18, nº 4, 234-243.
- GAMBI M. C. (1995). Polychaetes of a *Posidonia oceanica* bed off Sardinia (Italy): Spatio-temporal distribution and feeding guild analysis. *Scientia Marina*, 59, 129-141.
- GATLING, D.M. y PHILLIPS, H.F. (1989). Dietary calcium, phytate and Zinc interactions in channel catfish. *Aquaculture*, 79, 259-266.
- GEBAUER, R. (1990). Forurensing fra fiskeoppdrett. *Utredningsoppgave i "Videreregaende vannrenseteknikk"*, NTH, Trondheim, 18 p.
- GLASBY, T. M. (1997). Analysing data from post-impact studies using asymmetrical analyses of variance: A case study of epibiota on marinas. *Australian Journal of Ecology*, 22, 448-459.
- GOLDBURG, R. y TRIPLETT, T. (1997). Environmental Effects of Aquaculture in the US. *Environmental Defense Fund, Murky Waters*: 21 (1997)
- GOMES DA SILVA, J. y OLIVA-TELES, A. (1998). Apparent digestibility coefficients of feedstuffs in seabass (*Dicentrarchus labrax*) juveniles. *Aquatic Living Resources*, 11 (3), 187-191.
- GOWEN, R.J. (1985). The ecological impact on salmon farming in Scottish coastal waters: a preliminary appraisal, *ICES*.
- GOWEN, R.J. y BRADBURY, N.B. (1987). The ecological impact of salmonid farming in coastal waters: a review. *Oceanography and Marine Biology. An Annual Review*. 25, 563-575.
- GOWEN, R.J., WESTON, D.P. y ERVIK, A. (1991). Aquaculture and the benthic environment: a review. *Nutritional Strategies & Aquaculture waste. Proceedings of the first International Symposium on Nutritional Strategies in management of Aquaculture waste (NSMAW)*. (Eds.: C.B. Cowey y C.Y. Cho), 187-205.
- GRALL J. y GLÉMAREC M. (1997). Using biotic indices to estimate macrobenthic community perturbations in the bay of Brest, Estuarine, *Coastal and Shelf Science*, 44, 43-53.
- GRAY, J.S., MCINTYRE, A.D., y STIRN, J. (1991). Manual of methods in aquatic environment research. Part 11: Biological assessment of marine pollution with particular reference to benthos. *FAO Fish. Tech. Pap.* 49.
- HALVER, J.E. y TIEWS, K. (1979). Finfish nutrition and finfish technology. *Proceedings of a World Symposium*. Hamburg 1978. Vol. I and II. 529 p.
- HALL, P.O.J., HOLBY, O., KOLLBERG, S. y SAMUELSSON, M.O. (1990). Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. IV. Nitrogen. *Marine Ecology Progress Series*, 89, 81-91.
- HARMELIN-VIVIEN, M.L. (1985). Evaluation visuelle des peuplements et populations de poissons: méthodes et problèmes. *Revue Ecologie (Terre Vie)*, 40.
- HENDERSON, D., FISHER, D.L., y FRASER, B.J. (1995). Gender differences in biology students perceptions of actual and preferred learning environments. *Annual Meeting of the National Association for Research in Science Teaching*, San Francisco, CA. Abril.
- HOLBY, O. y HALL, P.O.J. (1991). Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm II Phosphorus. *Marine Ecology Progress Series* 70, 263-272.
- HOLMER M. (1991). Impacts of aquaculture on surrounding sediments: generation of organic-rich sediments. *Aquaculture and the Environment*, 16, 155-175.
- HOSSAIN, M.A. y JAUNCEY. (1991). The effect of varying dietary phytic acid, calcium and magnesium levels on the nutrition of common carp, *Cyprinus carpio*. En: *Fish nutrition in practice*. Biarritz (France) June 24-27, pp: 705-715. Ed. INRA, París 1993 (Les colloques nº 61).
- HUMOR H. (1995). Monitoring the marine environment with imaging methods. *Scientia Marina*, 59, 129-138.
- IWAMA G. K., (1991). Interactions between aquaculture and the environment. *Critical Reviews in Environmental Control*, 21 (2), 177-216.
- IZQUIERDO, M. Y MOLINA, L. 2005. La revolución azul: nuevas perspectivas de la producción de alimento acuático. *XII Semana de Estudios del Mar*. Ed. Asociación de Estudios de Mar, Ayto. Las Palmas de Gran Canaria, 81-93.
- JOHANNESSEN, P.J. (1994). Macrobenthos: Before, During and After a Fish Farm. *Aquaculture and Fisheries Management*, 55, 58-61.
- JOHNSEN, G.H. (1996). Uttalelse omkring Lift-up for og dodfisk oppsamlingsproduksjon. *Radgivande Biologer AS, Institute for Miljøforskning*. Rapport nr 253 pp.
- JOHNSEN, F. y WANDSVIK, A. (1991). The impact of high energy diets on pollution control in the fish farming industry. En: *Nutritional Strategies & Aquaculture waste. Proceedings of the first International Symposium on Nutritional Strategies in management of Aquaculture waste (NSMAW)*. (Eds.: C.B. Cowey y C.Y. Cho), 51-63.
- JONES, K.J. (1982). A red tide of *Gyrodinium aureolum* in the sea loch of the Firth of Clyde and associated mortalities of pond reared salmon, *J. Mar. Assoc. UK*.
- JORGENSEN, B.B. (1977). Bacterial sulphate reduction within reduced micro-niches of oxidized marine sediments, *Mar. Biol.*
- JUELL, J.E. (1991). Hydroacoustic detection of food waste. A method to estimate maximum food intake of fish populations in sea cages. *Aquacultural Engineering* 10, 207-217.
- KARAKASSIS, I. y HATZIYANNI, E. (2000). Benthic disturbance due to fish farming analyzed under different levels of taxonomic resolution. *Marine Ecology Progress Series*, 203, 247-253.
- KARAKASSIS, I., HATZIYANNI, K., TSAPAKIS, M. y PLAITI, W. (1999). Benthic recovery following cessation of fish farming: a series of successes and catastrophes. *Marine Ecology Progress Series*, 184, 205-218.
- KARAKASSIS, I., TSAPAKIS, M., HATZIYANNI, K., PAPAPOULOU, K. y PLAITI, W. (2000). Impact of cage farming of fish on the seabed in three Mediterranean coastal areas, *ICES Journal of Marine Sciences*, 57, 1462-1471.
- KETOLA, H.G., (1975). Mineral nutrition: effect of Phosphorus in trout and salmon feeds on water pollution. En: *Nutrition and feeding in fish*. (Eds.: Cowey y Bell). Academic Press. London, 465-473.
- KIMMEL, J.J. (1985). A new specie-time method for visual assessment of fishes and its comparison with established methods. *Environmental Biology of Fishes*, 12.
- KINGSFORD, M. y BATTERSHILL, E. (1998). Studying Temperature. Marine Environment. *Canterbury University Press*, New Zealand, 334 pp.
- KLIMA, E. F. y WICKHAM, D. A. (1971). Attraction of Coastal Pelagic Fishes with Artificial Structures. *Trans. Amer. Fish. Soc.*, 1, 86-99.
- LALL, S.P. (1979). Minerals in finfish nutrition. En: *Proceedings of the World Symposium on Finfish Nutrition and Fishfeed Technology*, Hamburg 20-23 Jun, 1978. Vol. I, Berlín, 85-97.
- LALL, S.P. (1991). Digestibility, metabolism and excretion of dietary Phosphorus in fish. En: *Nutritional Strategies & Aquaculture waste. Proceedings of the first International Symposium on Nutritional Strategies in management of Aquaculture waste (NSMAW)*. (Eds.: C.B. Cowey y C.Y. Cho), 21-36.
- LANARI, D., POLI, B.M., BALLESTRAZZI, R., LUPI, P., D'AGARO, E. y MECATTI, M. (1999). The effects of dietary fat and NFE levels on growing European seabass (*Dicentrarchus labrax*). Growth rate, body and fillet composition, carcass traits and nutrient retention efficiency. *Aquaculture*, 179, 351-364.
- LARNED S.T. (1998). Nitrogen-versus phosphorus limited growth and the sources of nutrients for coral reef macroalgae. *Marine Biology*, 132, 409-421.
- LEVINGS C. D. (1994). Some ecological concerns for Net-Pen culture of salmon on the coasts of the Northeast Pacific and Atlantic Oceans, with special reference to British Columbia. *Journal of Applied Aquaculture*, 4 (1), 65-141.
- LINCOLN, M.P. (1989). Improving multi-species rocky reef fish censuses by counting different groups of species using different procedures. *Environmental Biology of Fishes*, 26, 29-37.
- LINDQUIST, D.G. (1985). Fish utilization patterns on temperate rubble-mound jetties in The North Carolina. *Bull. Mar. Sci.*, 37.
- LÓPEZ ALVARADO, J. (1997). Aquafeeds and the environment. En: *Cahiers Options Méditerranéennes* Vol. 22. Feeding tomorrow fish. Proceedings of the workshop of

the CIHEAM Network on Technology of Aquaculture in the Mediterranean (TECAM), 275-289.

LOVELL, R.T. (1978). Dietary Phosphorus requirements of channel catfish (*Ictalurus punctatus*). *Transamerican Fishery Society*, 107, 617-621.

LOPEZ-JAMAR, E. y FRANCESCH, O. (1995). Long-term variation of the infaunal benthos of La Coruña Bay (NW Spain): Results from a 12-year study (1982-1993). *Scientia Marina*, 59, 49-61.

LOYACANO, H. A. y SMITH, G. K. (1975). Attraction of native fish to catfish culture cages in reservoirs. *Proc. Annu. Conf. Southeast Assoc. Game Fish. Comm*, 29, 63p.

LU, L., y WU, R.S.S. (1998). Recolonisation and succession of marine macrobenthos in organic enriched sediment deposited from fish farms. *Environmental Pollution*, 107 (2), 241-251.

MASSUTÍ, E. y REÑONES, O. (1994). Observaciones sobre la comunidad de peces pelágicos asociados a objetos flotantes en aguas oceánicas de Mallorca. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, 10 (1), 81-93.

McGLATHERY, K.J. (1995). Nutrient and grazing influences on a subtropical seagrass community. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 122.

MATTSON, J. (1983). Benthic macrofauna succession under mussels, *Mytilus edulis*, L. (Bivalva), cultured on hanging long-lines, *Sarsia*.

MOLINA DOMÍNGUEZ, L., ROBAINA ROBAINA, L., GARAVOTE, O., MONTERO, VERGARA MARTÍN, J.M. e IZQUIERDO, M.S. (2001b). Utilización del Fósforo en dorada. Efecto del incremento de lípidos en la dieta y de la calidad de la harina. *Monografías del Instituto Canario de Ciencias Marinas* nº 4, 279-284.

MOLINA DOMÍNGUEZ, L., ROBAINA ROBAINA, L. y VERGARA MARTÍN, J.M. (2001a). Comparación del contenido de Nitrógeno en heces de lubina (*Dicentrarchus labrax*) recogidos por decantación y disección. *Monografías del Instituto Canario de Ciencias Marinas* nº 4, 49-55.

MOLINA DOMÍNGUEZ, L. LÓPEZ CALERO, G., VERGARA MARTÍN, J.M., ROBAINA ROBAINA, L. y FERNÁNDEZ-PALACIOS, H. (1997). Retention and discharge of nutrients from a marine cage farm in the Canary Islands. Preliminary results. En: *Cahiers Options Méditerranéennes* Vol. 22. Feeding tomorrow fish. Proceedings of the workshop of the CIHEAM Network on Technology of Aquaculture in the Mediterranean (TECAM), 291-300.

MOYANO, F.J. (1990). *Utilización nutritiva de fuentes proteicas vegetales por la trucha arco iris (Oncorhynchus mykiss)*. Tesis doctoral. Universidad de Granada. 236 p.

MUNDAY, B., ELEFTHERIOU, A. KENTOURI, M. y DIVANACH, P. (1992). The interactions of Aquaculture and the Environment. A bibliographical review. *Commission of the European Communities. Directorate General for Fisheries*. 325 p.

NEORI, A., CHOPIN, T., TROELL, M., BUSCHMANN, A.L., KRAEMER, G.P., HALLING, G., SHPIGEL, M., YARISH, C., 2004. Integrated aquaculture: rationale, evolution and state of the art emphasizing seaweed biofiltration in modern aquaculture. *Aquaculture*, 231: 361-391

NEORI, A. y KROM, M.D. (1991). Nitrogen and Phosphorus budgets in an intensive marine fishpond: the importance of microplankton. En: *Nutritional Strategies & Aquaculture waste*. Proceedings of the first International Symposium on Nutritional Strategies in management of Aquaculture waste (NSMAW). (Eds.: C.B. Cowey y C.Y. Cho), 223-230.

NEW, M.B. (1986). Aquaculture diets of postlarval marine fish of the super-family Percoidae, with special reference to sea bass, sea breams, groupers and yellowtail: a review. *Kuwait Bulletin of Marine Science*, 7, 75-151.

NOSE, T. y ARAI, S. (1979). Recent advances in studies on mineral nutrition of fish in Japan. En: *Advances in Aquaculture*. (Eds.: T.V.R. Pillay y W.A. Dill) Farnham, Surrey, Fishing new books, Ltd., 584-589.

OBERDORFF, T., y PORCHER, J. P. (1994). An index of biotic integrity to assess biological impacts of salmonids farm effluents on receiving waters. *Aquaculture*, 119, 219-235.

OGINO, C. y TAKEDA, H. (1976). Mineral requirements in Fish III. Calcium and Phosphorus requirements in Carp. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries* 42 (7), 793-799.

OGINO, C. y TAKEDA, H. (1978). Requirements of Rainbow trout for dietary Calcium and Phosphorus. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries*, 44 (9), 1019-1022.

OGINO, C., TAKEUCHI, L., TAKEDA, H. y WATANABE, T. (1979). Availability of dietary Phosphorus in Carp and Rainbow trout. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries*, 45 (12), 1527-1532.

PARTANEN, P. (1986). A study of the zoobenthos in the environment of fish farms in the sea of Sipoo. *Can. Transl. Fish. Aquat. Sci.*, 5267,26p.

PAVÓN-SALAS N., GARRIDO M. y HAROUN R. (1998). Distribution and structure of sea grass meadows in Las Canteras beach, Las Palmas, Canary Island (Spain). *Boletim do Museu Municipal do Funchal*, 50, 107-115.

PAVÓN-SALAS N., HERRERA R., HERNÁNDEZ-GUERRA A. & HAROUN R. (2000). Distributional pattern of seagrasses in the Canary Islands (Central-East Atlantic Ocean). *J. Coastal Research*, 16, 329-335.

PEARSON T. H., GRAY J. S., y JOHANNESSEN P. J. (1983). Objective selection of sensitive species indicative of pollution-induced change in benthic communities.2. Data analysis. *Marine Ecological Progress Series*, 12 (3), 237-255.

PERGENT, G., RICO-RAIMONDINO, V. y PERGENT-MARTINI, C. (1997). Fate of primary production in meadows of the Mediterranean. *Aquat. Bot.*, 59, 307-321

PERSSON, G. (1986). Kassodling av regnabage; Narsaltmissioner och milljo vid tre odlingslagen langs Smalidskusten. *Statens Naturvadsverk*, Stockholm, Pm-series 3215, 42 p.

PFEFFER, E., KIGINZER, S., y RODEHUTSCORD, M. (1995). Influence of the proportion of poultry slaughter by-products and of untreated or hydrothermally treated legume seeds in diets for rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum), on apparent digestibilities of their energy and organic compounds. *Aquaculture Nutrition*, 1, 111-117.

PITTA, P., KARAKASSIS, I., TSAPAKIS, M. y ZIVANOVIC, S. (1999). Natural vs. mariculture induced variability in nutrients and planckton in the Easter Mediterranean. *Hydrobiologia*, 391, 181-194.

RIEDL, R. (1983). *Fauna y flora del mar Mediterráneo*. Barcelona, Ed.Omega, S.A. 858 p

RIERA, F., GRAU, A., GRAU, A. M., PASTOR, E., QUETGLAS, A. y PAU, S. (1999). Ichthyofauna associated with drifting floating objects in the Balearic Islands (western Mediterranean). *Scientia Marina*, 63 (3-4), 229-235.

RITZ, D. A., LEWIS, M. E., y SHEN, M. (1989). Response to organic enrichment of infaunal macrobenthic communities under salmonid seacages. *Marine Biology*, 103, 211-214.

ROBAINA, L. (1998). Utilización nutritiva de fuentes de proteína alternativas a la harina de pescado en dietas de engorde para dorada (*Sparus aurata*). *Informes Técnicos del Instituto Canario de Ciencias Marinas* nº 4 (Instituto Canario de Ciencias Marinas). Telde. 195 p.

ROBAINA L., IZQUIERDO, M.S., MOYANO, F.J., SOCORRO, J., VERGARA, J.M., MONTERO, D. y FERNÁNDEZ-PALACIOS, H. (1995). Soybean and lupin seed meals as protein sources in diets for gilthead seabream (*Sparus aurata*): nutritional and histological implications. *Aquaculture*, 130, 219-233.

ROBAINA, L., CORRAZE, G., AGUIRRE P., BLANC, D., MELCION, J.P. y KAUSHIK, S. (1999). Digestibility, postprandial ammonia excretion and selected plasma metabolites in European sea bass (*Dicentrarchus labrax*) fed pelleted or extruded diets with or without wheat gluten. *Aquaculture*, 179, 45-56.

ROBERTS, J.M., P.S. DAVIES, L.M. y FIXTER. (1999). Symbiotic anemones can grow when starved: nitrogen budget for *Anemonia viridis* in ammonium-supplemented seawater. *Marine Biology*, 133, 29-35.

RODRÍGUEZ J.J. (1998). Análisis regional de la situación de la zona marítima costera centroamericana. *Informe técnico. Banco Interamericano de Desarrollo. Departamento de Desarrollo sostenible. División de Medio Ambiente*. Washington, DC. 103 p.

ROUNTREE, R.A. (1989). Association of fishes with fish aggregation devices: effects of structure size on fish abundance. *Bulletin of Marine Science*, 44 (2), 960-972.

ROUNTREE, R.A. (1990). Community structure of fishes attached to shallow water fish aggregation devices off South Carolina, U.S.A. *Environmental Biology of Fishes*, 29, 241-262.

RUIZ FERNANDEZ J. M. (1995). (Equilogo S. L.): Informe sobre la caracterización y cuantificación del impacto ambiental de las instalaciones de cultivos marinos de la empresa Culmarex S.A. sobre la pradera de *Posidonia oceanica*, en la Bahía del Hornillo (Aguilas, Murcia), 22 p.

SAKAMOTO, S. y YONE, Y. (1978). Effect of dietary Phosphorus level on chemical composition on red sea bream. *Bulletin of Japanese Society of Scientific Fisheries*. 44 (3), 227-229.

SAKAMOTO, S. y YONE, Y. (1979). Requirement of red sea bream for dietary Mg. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries* 45, 57-60.

SAKAMOTO, S. y YONE, Y. (1980). A principal source of deposited lipid in phosphorus deficient red sea bream. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries*, 46 1227-1230.

SCHWARTZ, M.F. y BOYD, C.E. (1994a). Effluent quality during harvest of Channel Catfish from watershed ponds. *The Progressive Fish-Culturist*, 56, 25-32.

SCHWARTZ, M.F. y BOYD, C.E. (1994b). Channel Catfish from ponds effluents. *The Progressive Fish-Culturist*, 56, 273-281.

SECRETARIAT OF THE CONVENTION OF BIOLOGICAL DIVERSITY 2004. *Solutions for sustainable mariculture – avoiding the adverse effects of mariculture on biological diversity*. CBD Technical Series 12, 35 pp.

SEYMOUR, E.A. y JOHNSEN, F. (1990). Comparison of extruded and pressed pellets feeds for juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L. in relation to efficiency and feed waste to the environment. En: *Proceedings of the International Symposium on feeding fish in our water: Nutritional Strategies in Management of Aquaculture waste*. Guelph, Ontario, 5-8 June, 1990.

SHEARER, K.D. (1994). Factors affecting the proximate composition of cultured fishes with emphasis on salmonids. *Aquaculture*, 119, 63-88.

SIDDIQUI, S. 2003. Wastewater treatment technology in aquaculture. *World Aquaculture*, 34: 49-52.

SOUZA J. R. B. y GIANUCA N.M. (1995). Zonation and seasonal variation of the intertidal macrofauna on a sandy beach of Panama state Brazil. *Scientia Marina*, 59, 103-111.

SPYRIDAKIS, P., METAILLER, R., GABAUDAN, J., y RIAZA A. (1989). Studies on nutrient digestibility in European sea bass (*Dicentrarchus labrax*) I. Methodological aspects concerning faeces collection. *Aquaculture*, 43, 61-70.

STIGEBRAND, A. (1986). Modellberäkningar av en fiskodnings miljöbelastning, NIVA Nr. 1823, 45 p.

STRICKLAND, J. y PARSONS, T. (1972). A practical handbook of sea water analysis. *Bulletin of Fisheries Research Board of Canada* 167. Ottawa, Ontario. 310 p.

SUMMERFELT, S.T., HOLLAND, K.H., HANKINS, J.A. y DURANT, M.D. (1995). An hydro-acoustic waste-feed controller for tank systems. *Water Science and Technology*, 31, 10 p.

TACON, A.G.J. y COWEY, C.B. (1985). Protein and aminoacid requirement. En: *Fish Energetics: New Perspectives*. (Eds.: P. Tytler y P. Calow), Cromm Helm, London, 155-183.

TALBOT, C. y HOLE, R. (1994). Fish diets and the control of eutrophication resulting from aquaculture. *Journal of Applied Ichthyology*, 10 (4), 258-270.

THOMAS, B.M. (1996). Poissons marins: Les aliments suivent les techniques salmonicoles. *Aqua Revue* nº 64.

THORPE, J.E., TALBOT, C., MILES, M.S., RAWLINGS, C. y KEAY, D.S. (1990). Food consumption in 24 hours by Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in a sea cage. *Aquaculture*, 90, 41-47.

TOMIYAMA, T., KOBAYASHI, K. e ISHIO, S. (1956). Distribution and excretion of intramuscularly administered PO_4^{32} by carp. En: *Research on the effects and influences of the nuclear atom bomb explosion (Tokyo)*, 1201-1203.

TUYA, F. (2001). Contribución al conocimiento y evaluación de las poblaciones ícticas litorales de la zona propuesta como Reserva Marina Gando-Arinaga (costa E de Gran Canaria) mediante muestreos visuales in situ. *Suficiencia investigadora*. Universidad de las Palmas de Gran Canaria.

TUYA, F., MARK L. SOBOIL y JANINE KIDO. (2000). An assessment of the effectiveness of Marine Protected Areas in the San Juan Islands, Washington, USA. *ICES Journal of Marine Science*, 57, 1218-1226.

UNDERWOOD, A.J. (1986). The analysis of competition by field experiments. En: *Community ecology: pattern and process*. (Eds.: J. Kikkawa y D.J. Anderson), 240-268. Blackwells, Melbourne, Australia.

UNDERWOOD, A.J. (1991). Beyond BACI: experimental design for detecting human environment impacts on temporal variations in natural populations. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 42.

UNDERWOOD, A. J. (1993). The mechanics of spatially replicated sampling programmes to detect environmental impacts in a variable world. *Australian Journal of Ecology*, 18, 99-116.

UNDERWOOD, A. J. (1994). Beyond BACI: sampling design that might reliably detect environmental disturbances. *Ecological Applications*, 4 (1), 3-15.

VERGARA, J.M., GONZÁLEZ, N., HAROUN, R., MOLINA, L. y GARCÍA, M.I. (2000). Preliminary studies on environmental impact of cage aquaculture in Canary Island. En: *Environmental Coastal Regions III. Proceedings of the Third International Conference on Environmental Problems in Coastal Regions*. (Eds.: G.R. Rodríguez, C.A. Brevvia, E. Pérez-Martell) Witpress. Southampton, 85-91.

VERGARA, J.M. y L. MOLINA. (1997). Acuicultura y medio ambiente. En: *Zootecnia. Bases de la producción animal. Tomo XIII: Producción animal acuática*. (Ed.: C. Buxadé), Mundi-prensa, Madrid. Capítulo XVIII, 289-303.

VIRGINIA D., ENGLE J. y SUMMERS K. (1994). A benthic index of environmental condition of gulf of México estuaries. *Estuaries*, 17 (2), 372-384.

WALLIN, M. y HAKANSON, L., (1991). Nutrient loading models for estimating the environmental effects of marine fish farms. En: *Marine aquaculture and environment*. (Ed.: Makinen, T.). NORD .22, 127 p.

WARRER - HANSEN, I. (1982). Evaluation of matter discharged from trout farming in Denmark. En: *Report of the EIFAC workshop on fish farm effluents*. (Ed.: Alabaster, J.S.) EIFAC Technical paper, 41; FAO, Roma, pp.: 29-55.

WATANABE, T., MURAKAMI, A., TAKEUCHI, L., NOSE, T. y OGINO, C. (1980). Requirement of Chum Salmon held in freshwater for dietary Phosphorus. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries* 46(3), 361-367.

WESTON, D.P. (1990). Quantitative examination of macrobenthic community changes along an organic enrichment gradient. *Marine Ecology Progress Series*, 61, 233-244.

WILSON, R.P. y HALVER, J.E. (1986). Protein and aminoacid requirements of fishes. *Annual Review of Nutrition*, 6, 225-244.

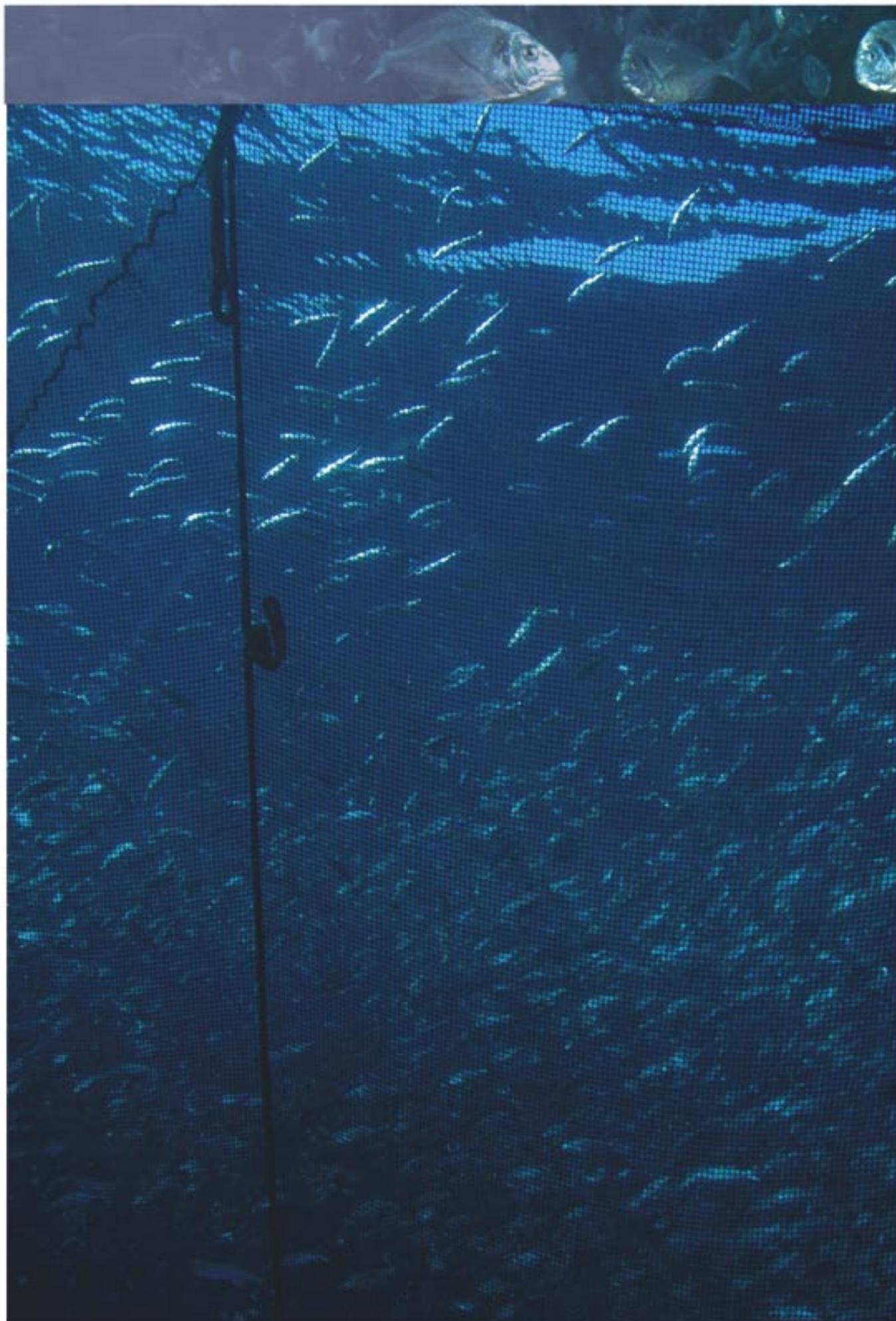
WILSON, R.P., ROBINSON, E.H., GATLIN III D.M. y POE, W.E. (1982). Dietary Phosphorus requirement of channel catfish. *Journal of Nutrition*, 112 (6), 1197-1202.

WILLIS, T.J., R. B. MILLAR, y R. C. BABCOCK. (2000). Detection of spatial variability in relative density of fishes: comparison of visual census, angling, and baited underwater video. *Marine Ecology Progress Series*, 198, 249-260.

WU, R.S.S. (1995). The environmental impact of marine fish culture: towards a sustainable future. *Marine Pollution Bulletin*, 31, 159-166.

YOKOYAMA, N. (2003). Environmental quality criteria for fish farms in Japan. *Aquaculture*, 226, 45-56.

YONE, Y. y TOSHIMA, N. (1979). The utilisation of phosphorus in fish meal by carp and black sea bream. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries*, 45, 753-756.



Anexo 1

7

7

7. Anexo I

Praderas de fanerógamas marinas

Las fanerógamas marinas son plantas con flor y fruto que tienen su origen en plantas de origen continental que en un momento determinado de su evolución (hace unos 100 millones de años) volvieron al mar.

Desde el punto de vista químico y de la organización celular, las fanerógamas marinas se podrían asemejar a las clorofitas o algas verdes, pero si entramos más en detalle, concretamente en la organización de su aparato vegetativo y en su reproducción nos damos cuenta en seguida de que son plantas y no algas.

Las fanerógamas marinas son plantas vasculares que se componen de raíces, tallos rizomatosos y hojas con flores y frutos, lo cual las diferencia de las algas. Podríamos entonces describir la morfología típica de una fanerógama como un rizoma rastrero desde el que salen hacia abajo varios grupos de raíces, y hacia arriba un tallo erecto que acaba en un haz de hojas acintadas. Estas hojas se caracterizan por tener crecimiento basal y por presentar un cierto número de nervios paralelos a lo largo de toda la cinta. Otra característica importante a tener en cuenta es que tanto raíces, como talo y hojas están recorridos por un retículo de cavidades aeríferas cuya función principal es facilitar el intercambio gaseoso dentro de la planta.

La dispersión de estas fanerógamas se hace principalmente por medio de la vía vegetativa (esquejes) más que por reproducción sexual. Esto es debido a que la reproducción es mucho más difícil en un medio en el cual no hay insectos que polinicen las plantas, y que por tanto depende de que los granos de polen (largos y viscosos) sean arrastrados pasivamente por el agua hasta alcanzar una flor femenina.

La distribución natural de las praderas de fanerógamas marinas se restringe a lugares con sustratos blandos no consolidados de las zonas templadas y tropicales del océano.

En Canarias encontramos descritas tres especies de fanerógamas marinas: *Cymodocea nodosa*, *Zostera noltii* y *Halophila decipiens*. De estas tres fanerógamas la que tiene una distribución más amplia en el archipiélago es *C. nodosa*. Esta distribución se extiende a lo largo de zonas Este, Sureste, Sur y Suroeste de las islas centrales y orientales. En la isla de Gran Canaria aparece también en el norte, pero bajo las condiciones especiales que se dan en la Playa de Las Canteras.

a) Características

C. nodosa constituye unos céspedes o praderas que se sitúan siempre en fondos arenosos protegidos o moderadamente abrigados de los embates del oleaje. Estas praderas son conocidas en Canarias como sebadales.

C. nodosa posee hojas lineales acintadas de color verde claro, con longitudes que varían entre los 15 y los 40 cm como regla general. Estas cintas son estrechas, de 3 a 4 mm, y están recorridas por nervios paralelos, (de 7 a 9 nervios). El ápice de la hoja es redondeado y su crecimiento es basal. Las hojas se agrupan en una vaina que oscila entre los 2 y los 7 cm que a su vez es una prolongación del tallo rizomatoso. Si el tallo pierde este haz de hojas se forman en él cicatrices circulares. En cuanto al tallo o rizoma, es de tipo rastrero y a menudo está anillado a intervalos regulares, (de 1 a 6 cm), o internudos. En cada uno de estos nudos podemos encontrar una raíz y un haz de hojas o vainas.

Aunque *C. nodosa* es una planta dioica que tiende a formar manchas constituidas por individuos del mismo sexo, no es raro ver sebadales con plantas de diferente sexo entremezcladas. Poseen flores sencillas y poco llamativas y frutos semicirculares comprimidos lateralmente que aparecen por pares.

Las praderas o sebadales se asientan sobre los sustratos arenosos en las costas donde la exposición al oleaje es reducida o moderada, alcanzando su límite inferior entre los 30 y 35 m de profundidad.



Figura 118. Panorámica del borde de una pradera de *Cymodocea nodosa*.

Como consecuencia de la gran renovación de sus hojas, los sebadales son sistemas altamente productivos. Estas pautas de productividad son mayores en Canarias que en el Mediterráneo, debido fundamentalmente a la estabilidad térmica que presentan las aguas Canarias.

Según el estudio, Reyes et al., (1995), y poniendo como ejemplo el sebadal del Médano, hay dos épocas distintas para un sebadal en cuanto a su densidad (o número de haces). Es decir, este tipo de sistemas son dinámicos. Por ello encontramos que en los meses de verano, las praderas alcanzan su mayor densidad en un rango entre 1566 y 1916 haces/m². El resto de los meses, la densidad disminuye alcanzando un mínimo en el mes de diciembre (930 haces/m²). A finales de diciembre y con el aumento de las temperaturas del agua, se inicia la floración hasta Julio, pudiéndose ver los frutos entre abril y diciembre.

b) Importancia Ecológica

Las praderas de fanerógamas marinas, y más concretamente los sebadales de *C. nodosa*, juegan un papel ecológico muy importante en los ecosistemas arenosos de las islas Canarias, aportando una serie de características que hacen, que un fondo que en principio podría parecer improductivo, se convierta en uno de los ecosistemas marinos más productivos del Archipiélago.

Esta importancia radica en una serie de características físicas (mecánicas), químicas y biológicas que se describen a continuación:

b.1.- Características Físicas o Mecánicas

- Las praderas actúan como estabilizadores de sedimentos, filtrándolos y reteniéndolos.
- Esto ayuda a que las poblaciones microbianas se desarrollen en los intersticios existentes en el fondo.
- Rompen la energía de las olas y de las mareas, contribuyendo a la deposición de sedimentos y manteniendo la línea de costa.
- Al retener los sedimentos, hacen que la turbidez del medio disminuya haciendo aumentar de esta manera la penetración de la luz.

b.2.- Características Químicas

- La producción de O₂, que sirve para favorecer los procesos de descomposición de materia orgánica para el reciclado de nutrientes.
- Re-mineralización a partir de los procesos de deposición de detritos y actuación de los microorganismos sobre dichos detritos.

b.3.- Características Biológicas

- Zonas de protección para el desove y alevinaje de muchas especies.
- Zona de alimentación para organismos herbívoros que predan directamente sobre la pradera o sus epífitos.
- Generan gran cantidad de detritos que sirven de alimento a organismos detritívoros como los crustáceos misidáceos, los cuales permiten la transferencia de materia orgánica al ser un eslabón básico en la dieta de los predadores que visitan las praderas.
- Tienen asociadas una fauna y flora típica de las praderas de este tipo.
- Las hojas de *C. nodosa* sirven de sustrato a diversos organismos epífitos.
- Refugio para especies vulnerables tales como los Pejepipas (*Syngnathidae*).
- La rápida renovación de sus hojas, hace que este ecosistema se convierta en un exportador de su materia orgánica a otros ecosistemas colindantes enriqueciendo a estos últimos.

Estos son los principales parámetros que explican la importancia ecológica de estas praderas en los fondos canarios cercanos a la costa.

Asociaciones biológicas

Como consecuencia de sus características existe un elevado número de asociaciones entre *C. nodosa* y otras muchas especies tanto vegetales como animales, en los fondos someros de Canarias.

Entre las asociaciones más importantes, encontramos la relación *Cymodocea* – epífito. En los ambientes arenosos, la fijación a un sustrato con una alta movilidad es casi imposible. Es por ello que numerosas especies han desarrollado una estrategia común que les permite la fijación en este tipo de ecosistemas. Dichas especies aprovechan la superficie foliar de la *C. nodosa* para fijarse. Todo esto unido a la imposibilidad que tienen las fanerógamas de liberar sustancias inhibitorias de crecimiento de estos epífitos, hacen que sus hojas aparezcan cubiertas por una sucesión de organismos que sigue una secuencia de establecimiento. El proceso de colonización de cada hoja, comienza por las comunidades de bacterias y microalgas pioneras, hasta alcanzar un estrato costroso formado principalmente por algas rojas y pardas, junto con colonias de briozoos e hidrozoos.

Según Reyes y Sansón (1996), la comunidad de epífitos que dependen de *C. nodosa* en el Sebadal del Médano (Tenerife), se compone de 53 especies de algas rojas epífitas sobre las hojas de la fanerógama y 28 que crecen exclusivamente sobre el tallo rizomatoso o las raíces. Otras asociaciones vegetales de *C. nodosa*

a lo largo de todo el Archipiélago Canario son, según González (1986), *Cymodocea* – *Caulerpa prolifera* – *Caulerpa mexicana*, *Cymodocea* – *Cottoniella*, *Cymodocea* – *Dasya*, *Cymodocea* – *Zostera noltii*. Nosotros hemos encontrado en nuestros muestreos *Cymodocea* – *Caulerpa racemosa*– *Caulerpa prolifera*.

Entremezclada con *C. nodosa* encontramos otras especies como por ejemplo el alga verde *Caulerpa*. A medida que va aumentando la profundidad hasta llegar al límite de la *C. nodosa* (entre los 30 y los 35 m), el lugar que ocupan los seadales es sustituido por otras “praderas” a las que se conoce por el nombre de *Caulerpales*, siendo las especies más comunes *Caulerpa prolifera* y *C. racemosa*. Estas especies soportan bien estas condiciones a altas profundidades ya que son menos exigentes ecológicamente que las fanerógamas.

En el caso de los invertebrados, Giangrande y Gambi (1986), encuentran 84 especies asociadas a este tipo de ecosistemas aunque no queda muy claro si el parámetro que más afecta a estos organismos es el tipo de sustrato o realmente su relación con la pradera. Entre los invertebrados podemos citar a los crustáceos misidáceos, los hidrozooos, briozooos, poliquetos, moluscos y equinodermos. Muchos de estos grupos, principalmente el de los moluscos, usan este ecosistema para colocar sus puestas, siendo estas fácilmente detectables por los buceadores.

Por último, en cuanto a vertebrados, haciendo referencia a Mena et al., (1993), se definen hasta 51 especies diferentes en ictiofauna que se relacionan o dependen directamente de este tipo de ecosistemas. Entre las especies más comunes tenemos aquellas típicas de ambientes arenosos como son la Herrera (*Lithognathus mormyrus*), el Salmonete (*Mullus surmuletus*), los Lagartos (*Synodus* spp), el Angelote (*Squatina squatina*) y el grupo de las rayas (chuchos, ratones y tembladeras). Otras especies propias de ambientes rocosos usan los seadales como lugares de desarrollo de sus alevines ya que estas praderas proporcionan protección contra los predadores de ambientes rocosos. Entre las especies a destacar la Vieja (*Sparisoma cretense*) y el Bocinero (*Pagrus pagrus*). A parte de estos usos de las praderas de fanerógamas, también existe una fauna típica de este ecosistema se deben destacar los Pejepipas (*Syngnathidae*) y las Mojarra (*Diplodus annularis*).

Existen infinidad de relaciones entre los diversos grupos animales y vegetales con las praderas de *C. nodosa*, pero todas las relaciones están basadas en su uso como lugar de protección, desove, alevinaje y alimentación, o meramente como un sustrato de fijación.