



Ciencias Marinas

ISSN: 0185-3880

cmarinas@uabc.mx

Universidad Autónoma de Baja California
México

Hall-Spencer, J; Bamber, R
Efectos del cultivo de salmón sobre crustáceos bénticos
Ciencias Marinas, vol. 33, núm. 4, diciembre, 2007, pp. 353-366
Universidad Autónoma de Baja California
Ensenada, México

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=48033403>

- Cómo citar el artículo
- Número completo
- Más información del artículo
- Página de la revista en redalyc.org

redalyc.org

Sistema de Información Científica

Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal

Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso abierto

Efectos del cultivo de salmón sobre crustáceos bénticos

Effects of salmon farming on benthic Crustacea

J Hall-Spencer¹, R Bamber²

¹ Marine Institute, Marine Biology and Ecology Research Centre, School of Biological Sciences, University of Plymouth, Drake Circus, Plymouth, UK, PL4 8AA. E-mail: jason.hall-spencer@plymouth.ac.uk

² The Natural History Museum, Cromwell Road, London, UK, SW7 5BD.

Resumen

Como el acuacultor más importante de la Unión Europea, Escocia utiliza prácticamente todos sus fiordos para cultivar salmón. Recientemente se ha promovido el traslado de los encierros de sitios protegidos a zonas con mareas intensas debido a que estos cultivos causan enriquecimiento orgánico del sustrato fangoso en áreas con poco flujo de mareas. Esto ha resultado en una tendencia a ubicar encierros sobre sustratos de grava cubiertos de algas coralinas, conocidos como bancos de rodolitos o *maerl*. Éstos generalmente presentan fuertes mareas y constituyen el hábitat de una gran variedad de crustáceos bénticos. En 2003 se estudiaron los efectos de los desechos de una gran granja de salmón, situada desde 1991 sobre un banco de *maerl* en Shetland, sobre los crustáceos bénticos. Los registros anuales mostraron una creciente mortandad de los rodolitos, periodos de anoxia y acumulación de materia orgánica sobre el sustrato 25 m alrededor de los encierros. La cuantificación de la composición de la fauna de crustáceos, utilizando cinco muestras tamizadas (0.5 mm de apertura) por sitio, mostró reducciones significativas de la biodiversidad cerca de la granja. Algunos carroñeros (e.g., el anfípodo *Socarnes erythrophthalmus*) fueron más abundantes cerca de los encierros que a >75 m de ellos. Asimismo, muchos crustáceos pequeños (e.g., los taneidos *Leptognathia breviremis*, *Typhlotanais microcheles* y *Pseudoparatanais batei*; los cumáceos *Nannastacus unguiculatus*, *Cumella pygmaea* y *Vaunthompsonia cristata*; y el anfípodo *Austrosyrrhoe fimbriatus*) disminuyeron cerca de los encierros. A pesar de las fuertes mareas los crustáceos bénticos se vieron impactados significativamente por la granja, probablemente debido al efecto combinado de los desechos orgánicos y el uso de toxinas para combatir a los copépodos parásitos. Recomendamos que la práctica de “descanso”, en la cual los encierros son movidos de un lugar a otro con la esperanza de que los sitios perturbados se recuperen, no sea utilizada en hábitats sensibles como los bancos de *maerl*, ya que ello simplemente incrementaría el tamaño del área degradada.

Palabras clave: Crustacea, rodolito (*maerl*), cultivo de salmón, Escocia.

Abstract

Scotland is the largest aquaculture producer in the European Union and utilizes almost all of its fjords for salmon culture. Recent UK policy has encouraged the movement of farm cages away from enclosed sites to areas with strong tidal flow because salmon farms are known to cause organic-enrichment of muddy substrata in areas with low tidal flow. This has resulted in a spate of applications to site cages over coralline algal gravel beds (termed *maerl*) that are usually strongly tidal and provide habitat for a diverse array of benthic Crustacea. In 2003 we studied the effects of farm waste on benthic crustaceans from a large salmon farm in Shetland that had been situated above a *maerl* bed since 1991. Annual monitoring reports showed a die-back of living *maerl*, periods of anoxia and an accumulation of organic material on the seabed within 25 m of the cages. Assessments of crustacean assemblages, quantified using 0.5-mm-sieved replicate ($n = 5$ per site) core samples, showed significant reductions in biodiversity near the farm. Some scavengers (e.g., the amphipod *Socarnes erythrophthalmus*) were far more abundant near the cages than at distances >75 m from the cages, but many small crustaceans (e.g., the tanaids *Leptognathia breviremis*, *Typhlotanais microcheles* and *Pseudoparatanais batei*; the cumaceans *Nannastacus unguiculatus*, *Cumella pygmaea* and *Vaunthompsonia cristata*; and the amphipod *Austrosyrrhoe fimbriatus*) were impoverished near the cages. We found that benthic Crustacea were significantly impacted by the salmon farm, despite the presence of strong currents, probably due to the combined effects of organic wastes and the use of toxins to combat parasitic copepods. We recommend that “fallowing”, whereby farm cages are moved between sites to allow benthic recovery, is not carried out at sites where long-lived biogenic habitats such as *maerl* occur because this will likely increase the area of habitat degradation.

Key words: Crustacea, *maerl*, salmon farming, Scotland.

Introducción

Existe una búsqueda progresiva de sitios para la acuicultura marina que proporcionen un producto de calidad y beneficios económicos con un mínimo de impacto ambiental (Pearson y

Introduction

There is an ongoing search for marine aquaculture sites that have the minimum environmental impact yet create quality produce and economic benefits (Pearson and Black 2001).

Black 2001). Tales zonas acuícolas incluyen los bancos de rodolitos o *maerl*, los cuales son depósitos de carbonatos, de lento crecimiento, que se encuentran en regiones costeras alrededor del mundo y están formados por algas coralinas rojas no fijas (Irvine y Chamberlain 1994, Foster 2001, Grall y Hall-Spencer 2003). Estas algas crecen en hábitats someros (<80 m) y típicamente albergan una fauna rica y compleja de crustáceos (De Grave 1999, Hall-Spencer y Atkinson 1999, Grall *et al.* 2006, Foster *et al.* 2007). Estos hábitats generalmente se encuentran en zonas protegidas del oleaje, pero con suficiente movimiento mareal para impedir el entierro de las algas coralinas en el fondo limoso, y son muy comunes a lo largo de las costas de fiordos de Noruega y Escocia (Freiwald y Henrich 1994, Hall-Spencer 1998). Escocia es el mayor acuicultor de la Unión Europea y sus fiordos ofrecen las condiciones de protección apropiadas para las granjas de mariscos y peces de escama. Escocia ocupa el tercer lugar a nivel mundial en términos de la producción de salmón (140,000 t año⁻¹), después de Noruega (~415,000 t año⁻¹) y Chile (~200,000 t año⁻¹); este último país actualmente tiene la industria de cultivo de salmón de mayor crecimiento en el mundo. En 2006, en Escocia existían 475 granjas de maricultura e instalaciones en todos los fiordos principales (fig. 1a). La operación de estas granjas ha causado inquietud sobre sus posibles efectos ambientales (Pearson y Black 2001), ya que se sabe que los desechos de las granjas de salmón impactan el bentos de los hábitats de fango de los fiordos (Cromey *et al.* 2002, Pereira *et al.* 2004). Existe una carencia de información sobre los efectos de granjas piscícolas en zonas de mareas fuertes. La política actual del Reino Unido en cuanto a la localización de los sitios de maricultura consiste en promover el traslado de los encierros que se encuentran en áreas protegidas con bajas velocidades de corrientes a áreas con corrientes de moderadas a altas para así lograr una mejor dispersión de los desechos y, consecuentemente, un menor impacto de éstos sobre el fondo y alrededor de los encierros. Por tanto, recientemente han aumentado las solicitudes de operadores de granjas para reubicarse a sitios de mayor energía, como son los bancos de *maerl*.

Los bancos de *maerl* del Atlántico Nororiental forman hábitats aislados de alta biodiversidad, biomasa y productividad béntica (Grall y Glémarec 1997a, b; Hall-Spencer 1998; Hall-Spencer *et al.* 2003; Martin *et al.* 2007), con una diversa fauna de crustáceos (Myers y McGrath 1980, 1983; DeGrave 1999; Hall-Spencer y Atkinson 1999; Hall-Spencer *et al.* 1999; Grall *et al.* 2006). Alrededor del Reino Unido estos bancos se encuentran principalmente en las costas del norte y oeste de Escocia (fig. 1b). Entre las algas, las coralinas son las de crecimiento más lento (del orden de milímetros por año), formando hábitats que tardan milenios en acumularse (Blake y Maggs 2003, Bosence y Wilson 2003, Grall y Hall-Spencer 2003). Esta longevidad presenta implicaciones fundamentales para el manejo de actividades que probablemente tengan un efecto negativo sobre los bancos de *maerl*.

El presente estudio se llevó a cabo durante muestreos para las agencias de Protección Ambiental de Escocia y Patrimonio

Candidate areas for aquaculture include *maerl* beds, which are slow-growing carbonate deposits that occur in coastal regions worldwide and are formed by unattached coralline red algae (Irvine and Chamberlain 1994, Foster 2001, Grall and Hall-Spencer 2003). *Maerl* grows in shallow water habitats (<80 m) and typically harbours a rich and complex crustacean fauna (De Grave 1999, Hall-Spencer and Atkinson 1999, Grall *et al.* 2006, Foster *et al.* 2007). These habitats tend to occur in areas that are sheltered from wave action but have enough tidal water movement to prevent the burial of coralline algae in silt and are common along the fjordic coastlines of Norway and Scotland (Freiwald and Henrich 1994, Hall-Spencer 1998). Scotland is the largest mariculture producer within the European Union as its fjordic coastline offers sheltered conditions that are well suited for finfish and shellfish farming. Scotland ranks third worldwide in terms of salmon production (140,000 t yr⁻¹), with Norway producing ~415,000 t yr⁻¹ and Chile, which has the world's fastest developing salmon farming industry, producing ~200,000 t yr⁻¹. In 2006 there were 475 fish-farms in Scotland and no major fjords without mariculture installations (fig. 1a). This has raised concerns over the environmental effects of such development (Pearson and Black 2001), since waste feed and faeces from salmon farms are known to impact the benthos of muddy fjord habitats (Cromey *et al.* 2002, Pereira *et al.* 2004). There is a lack of information about the effects of fish farms in strong tidal areas. The current UK policy on location of marine fish-farming sites is to encourage the movement of cages away from enclosed areas with low current speeds to areas of moderate to high current speeds to aid dispersion of wastes in the hope that this lessens the impact of wastes upon the seabed below and around cages. Accordingly, there have been a number of recent applications from fish farm operators to relocate sites to higher energy areas such as *maerl* beds.

Northeast Atlantic *maerl* beds form isolated habitats of high benthic biodiversity, biomass and productivity (Grall and Glémarec 1997a, b; Hall-Spencer 1998; Hall-Spencer *et al.* 2003; Martin *et al.* 2007), with a diverse crustacean fauna (Myers and McGrath 1980, 1983; DeGrave 1999; Hall-Spencer and Atkinson 1999; Hall-Spencer *et al.* 1999; Grall *et al.* 2006). Around the UK *maerl* is mainly found on the west and north coasts of Scotland (fig. 1b) and is amongst the slowest growing of all algae (in the order of millimetres per year), forming habitats that take millennia to accumulate (Blake and Maggs 2003, Bosence and Wilson 2003, Grall and Hall-Spencer 2003). This longevity has fundamental implications for the management of activities that are likely to result in detrimental impacts on *maerl* beds.

The present study was undertaken during surveys for Scottish Natural Heritage (SNH) and the Scottish Environment Protection Agency (SEPA) who wanted to know whether *maerl* beds would be resilient to fish-farm operation, by virtue of the strong tidal flows that typify these habitats, or whether they would be easily degraded. The main finding of these surveys was that fish-farm sites had a significant build-up of feed and faeces that killed *maerl* near to farm cages, despite the action

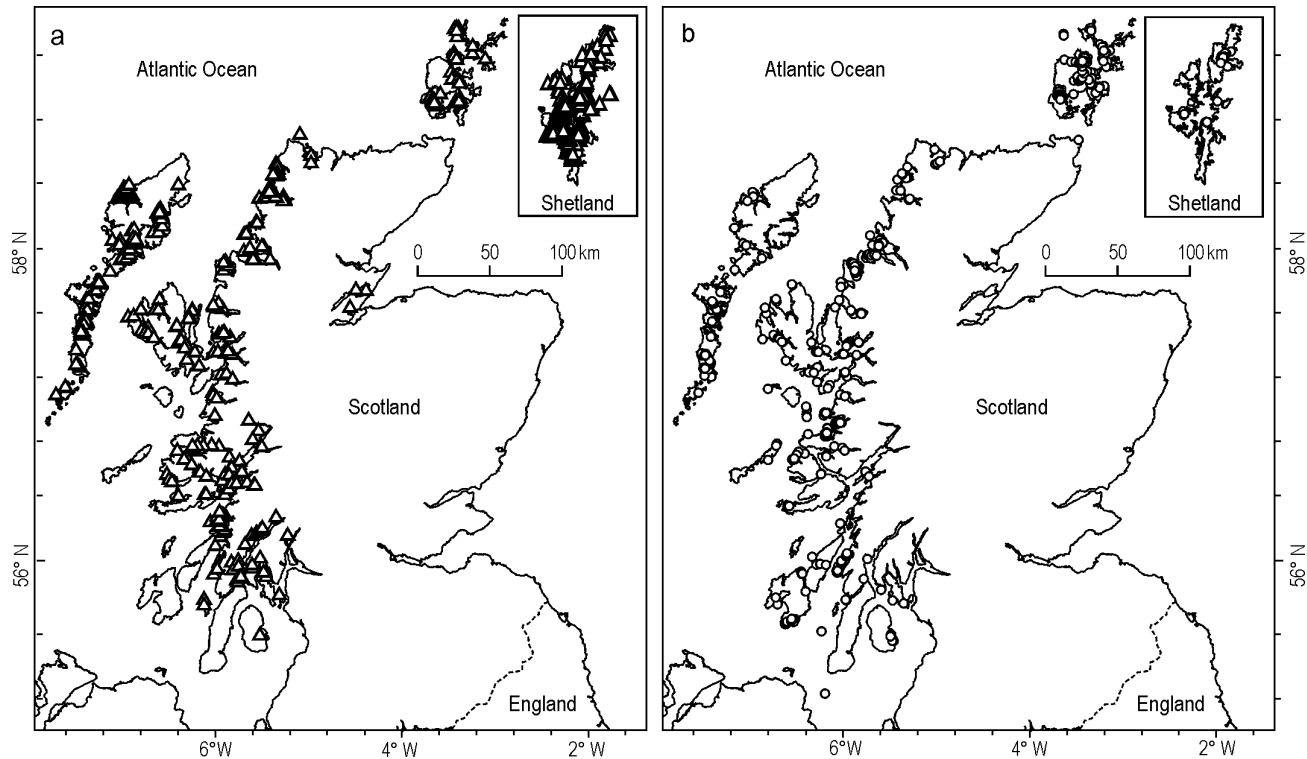


Figura 1. (a) Localización de granjas de maricultivo (\blacktriangle) en Escocia en noviembre de 2006 (datos proporcionados por la Agencia de Protección Ambiental de Escocia). (b) Localización de bancos vivos y muertos de *maerl* (\bullet) en Escocia (datos proporcionados por Patrimonio Natural Escocés). Triángulos y círculos representan ubicación aproximada, mas no extensión.

Figure 1. (a) Location of fish farms (\blacktriangle) in Scotland in November 2006 (data provided by the Scottish Environmental Protection Agency). (b) Location of recorded live and dead maerl beds (\bullet) in Scotland (data provided by Scottish Natural Heritage). Triangles and circles represent approximate location, but not extension.

Natural Escocés (SEPA y SNH, respectivamente, por sus siglas en inglés), a fin de determinar si los bancos de *maerl* son lugares propicios para la maricultura, en virtud de las fuertes mareas que tipifican estos ambientes, o si son susceptibles a degradación. El principal resultado de estos muestreos fue que las granjas de peces producían desechos alimenticios y fecales que resultaban mortales para los rodolitos cerca de los encierros, a pesar de la fuerte acción de las mareas (Hall-Spencer *et al.* 2006). En este trabajo se describe cómo esta perturbación afecta la comunidad de crustáceos benthicos epifaunales e infaunales de los bancos de *maerl*.

Material y métodos

Se estudió una granja de salmón situada sobre un banco de *maerl* en el sublitoral somero en las Islas Shetland (North Sandwick, Yell; 60.6408 N, 0.9908 W; -14 m PC), en una bahía orientada hacia el este en la costa nororiental de Yell (fig. 2) y protegida de los vientos dominantes del suroeste. La granja comprendía ocho encierros circulares situados dentro de una cuadrícula. En el momento del muestreo, los encierros contenían 900 t de peces que se alimentaban mediante un sistema de abastecimiento neumático controlado por una

of strong currents (Hall-Spencer *et al.* 2006). In this paper we describe how this perturbation affects the epifaunal and infaunal benthic crustacean communities of *maerl*.

Material and methods

We studied a salmon farm that was anchored above a shallow sublittoral *maerl* bed in Shetland (North Sandwick, Yell; 60.6408 N, 0.9908 W; -14 m CD), in an east-facing bay on the northeast coast of Yell (fig. 2) that was sheltered from prevailing southwesterly winds. The farm comprised eight circular cages arranged within a grid and at the time of sampling the cages were stocked with 900 t of fish that were being fed by a pneumatic delivery system controlled by a moored feed barge. Fish farming had begun at the site in May 1991; we consulted annual environmental monitoring reports to SEPA for hydrographic and benthic survey data to put our surveys into a historical context. Current speeds for a 15-day period in June 2002 had means of 0.11, 0.12 and 0.12 m s^{-1} , and maxima of 0.21, 0.21 and 0.47 m s^{-1} , for heights of 3.2, 7.7 and 10.7 m above the sea bed, respectively, confirming that currents were strong around the site, with regular periods of slack water flow. Our summary of SEPA monitoring reports

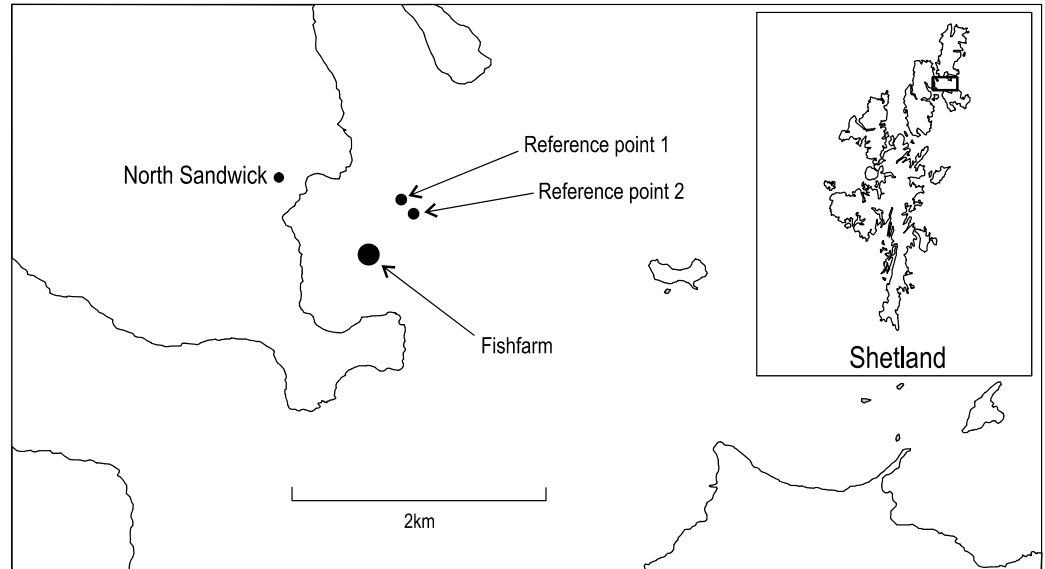


Figura 2. Localización de la granja de cultivo de salmón en North Sandwick y sitios de referencia frente a Yell, Shetland (junio de 2003). El inserto muestra mapas de Escocia y las Islas Shetland.

Figure 2. Location of the North Sandwick salmon farm and reference sites off Yell, Shetland (June 2003). Inset shows maps of Scotland and Shetland.

Tabla 1. Historial de la Agencia de Protección Ambiental de Escocia para un banco de *maerl* a 13–16 m de profundidad (por abajo del nivel del mar) en las inmediaciones de una granja de cultivo de salmón en North Sandwick, Yell, Shetland (1991–2003).

Table 1. Scottish Environmental Protection Agency (SEPA) site survey history for a *maerl* bed at 13–16 m depth (below sea level) at North Sandwick salmon farm, Yell, Shetland (1991–2003).

Survey date (d/m/yr)	Survey type	Classification	Number or weight of fish	Notes
05/91	–	–	–	FARM SET UP (no pre-farm survey data available)
10/06/91	Visual	Satisfactory	100,000	90% live <i>maerl</i> ; no waste or <i>Beggiatoa</i>
09/06/92	Visual	Satisfactory	105,000	70–90% live <i>maerl</i> ; no waste or <i>Beggiatoa</i>
20/06/93	Visual	Satisfactory	135,000	60–90% live <i>maerl</i> ; waste feed and <i>Beggiatoa</i> seen below cages
04/12/94	Visual	Satisfactory	63,000	30% live <i>maerl</i> ; mussels fallen from cages but no waste or <i>Beggiatoa</i>
28/10/95	Visual	Satisfactory	70,000	50% live <i>maerl</i> ; no waste or <i>Beggiatoa</i>
03/12/96	Visual	Satisfactory	160,000	60% live <i>maerl</i> ; no waste or <i>Beggiatoa</i>
11/12/97	Visual	Satisfactory	44,000	Cage moved shallower. Sediment described as grey fine sand; no waste or <i>Beggiatoa</i>
01/03/99	Visual	Satisfactory	330 t	Cage moved again. 80–90% live <i>maerl</i> ; no waste or <i>Beggiatoa</i>
01/03/00	Visual	Satisfactory	120 t	80% live <i>maerl</i> ; no waste or <i>Beggiatoa</i>
27/01/02	Visual	Satisfactory	Fallow	30–40% live <i>maerl</i>
14/06/02	Visual	Satisfactory	71 t	Site restocked in April 2002
27/06/02	Infaunal	Unsatisfactory	978 t	Widespread degradation in biodiversity and dominance by enrichment polychaetes
06/03	Visual and infaunal			THIS STUDY

barcaza anclada. El cultivo de peces había comenzado en mayo de 1991, por lo que se consultaron los reportes anuales de monitoreo ambiental de SEPA para obtener datos hidrográficos y béticos y poder situar nuestros muestreos en un contexto histórico. Las velocidades de las corrientes para un periodo de 15 días en junio de 2002 presentaron promedios de 0.11, 0.12 y 0.12 m s⁻¹, y máximos de 0.21, 0.21 y 0.47 m s⁻¹, a 3.2, 7.7 y 10.7 m por arriba del fondo, respectivamente, confirmando que las corrientes eran fuertes alrededor del sitio, con periodos regulares de flujos mínimos de agua. Nuestro resumen de los reportes de SEPA (tabla 1) muestra que el sitio había sido utilizado de forma intensiva para el cultivo de peces durante 12 años, con hasta 160,000 salmones (en 1996) y una biomasa de hasta 1150 t (en 2003). Los encierros fueron originalmente situados en una zona con 90% de cobertura de rodolitos (*maerl*) vivos, la cual disminuyó a 30% de cobertura viva durante los siguientes cuatro años, con registros intermitentes de desperdicios alimenticios, praderas de *Beggiatoa* (bacterias reductoras del azufre e indicadoras de condiciones de bajo oxígeno) y zonas de rodolitos (*maerl*) muertos (fig. 3a, b). Luego se reubicaron los encierros sobre una zona con 90% de cobertura de rodolitos (*maerl*) vivos, disminuyendo a 30% de cobertura viva en 2002. De 1991 a principios de 2002, SEPA clasificó el sitio como “satisfactorio” con base en reportes visuales del bentos, pero a finales de junio de 2002 la primera evaluación de la infauna del sitio indicó una alta densidad (166,800 m⁻²) de poliquetos indicativos de enriquecimiento orgánico (e.g., *Capitella* sp.) cerca de los encierros, por lo que el sitio fue clasificado como “no satisfactorio”. Durante nuestro muestreo, la granja recibió permiso de utilizar benzoato de emamectina y teflubenzurón como pesticidas para combatir las infestaciones de piojos de mar *Caligus elongatus* von Nordmann y *Lepeophtherius salmonis* (Kröyer).

Nuestros muestreos se realizaron entre el 24 y 26 de junio de 2003, cuando la granja recibió permiso de sembrar 995 t de salmón. Los organismos se encontraban en su segundo año de producción y la alimentación consistía de 698 kg pellets encierro⁻¹ día⁻¹. Se colocaron dos líneas de transecto en el fondo, uno de cada lado de los encierros en la dirección del principal flujo de corriente, para obtener dos grupos de estaciones a 0, 25, 50, 75 y 100 m de los encierros. Como referencia se muestrearon dos bancos de *maerl* en el sublitoral somero (-10 a -14 m PC) situados de 500 a 1000 m de los encierros, alejados de cualquier fuente conocida de enriquecimiento orgánico (60.6497 N, 0.9837 W; 60.6490 N, 0.9825 W). Se registraron las posiciones de las estaciones mediante GPS (Garmin E-trex).

En cada estación de muestreo se estimaron las abundancias de los crustáceos carroñeros conspicuos con base en la escala semicuantitativa SACFOR, donde S = superabundante, A = abundante, C = común, F = frecuente, O = ocasional y R = raro, usando el método *in situ* propuesto por Hiscock (1998). Los buzos anotaron la presencia/ausencia de desechos alimenticios y fecales, y tomaron cinco muestras de los sitios de

(table 1) shows that the site had been used intensively for fish farming for 12 years with up to 160,000 salmon (in 1996) and a biomass of up to 1150 t (in 2003). The cages were first positioned on an area with 90% live maerl cover, dropping to 30% live cover over the next four years, with intermittent records of waste feed, mats of *Beggiatoa* (sulphur-reducing bacteria that are indicative of low oxygen conditions) and areas of dead maerl (fig. 3a, b). The cages were repositioned over an area with 90% live maerl cover in 1999, dropping to 30% live cover in 2002. From 1991 to early 2002 SEPA classed the site as “satisfactory”, based on visual benthic reports, but in late June 2002, the first infaunal assessment of the site revealed that polychaetes indicative of organic enrichment (e.g., *Capitella* sp.) were present in extremely high densities (166,800 m⁻²) near the cages, so the site was classed “unsatisfactory”. At the time of our core sampling the fish farm was consented to use emamectin benzoate and teflubenzuron as in-feed pesticides to combat infestations by the salmon lice *Caligus elongatus* von Nordmann and *Lepeophtherius salmonis* (Kröyer).

Our surveys were carried out between 24 and 26 June 2003 when the farm was consented to stock 995 t of salmon that were in the second year of production and being fed 698 kg pellets pen⁻¹ day⁻¹. Two transect lines were laid out on the sea bed, one on each side of the cages along the direction of the main current flow, to locate two sets of stations at 0, 25, 50, 75 and 100 m from the cages. Two shallow sublittoral (-10 to -14 m CD) reference maerl beds were surveyed at sites 500–1000 m from the cages away from any known anthropogenic sources of organic enrichment (60.6497 N, 0.9837 W; 60.6490 N, 0.9825 W). Station positions were recorded using GPS (Garmin E-trex).

At each sampling station, the abundances of conspicuous scavenging crustaceans were estimated based on the semi-quantitative SACFOR scale, where S = superabundant, A = abundant, C = common, F = frequent, O = occasional and R = rare, using the *in situ* method provided by Hiscock (1998). Divers noted the presence/absence of waste feed and faeces and took five samples from within reference sites and five from each transect-line sampling station using cylindrical capped cores (0.01 m²) to a sediment depth of 20 cm. On surfacing, core samples were double-bagged and preserved using 15–20% borax-buffered formalin for later laboratory sieving (0.5 mm mesh). Maerl-forming species that had been collected in the cores were identified following the methods of Irvine and Chamberlain (1994) using a JSM 5600 LV SEM. The 0.5-mm sieve fraction was elutriated with fresh water to float off lighter faunal elements that were enumerated and identified using a dissecting microscope. The heavier faunal elements were then scanned under low magnification, identified and counted. Colonial species (e.g., hydroids, bryozoans) were excluded from analyses. Where necessary, appropriate preparations of whole animals or parts of them were made and examined under a compound microscope. We present data on the numbers of individuals, numbers of species, Shannon-Wiener's diversity index (H'), a measure of the diversity of a community that

referencia y cinco de cada estación de muestreo en cada transecto mediante núcleos cilíndricos (0.01 m^2) hasta una profundidad de sedimento de 20 cm. En la superficie, las muestras fueron colocadas en doble bolsa y preservadas usando formol al 15–20% neutralizado con bórax, para ser posteriormente tamizadas en el laboratorio (0.5 mm de apertura de malla). Las especies formadoras de *maerl* que se recolectaron en los núcleos fueron identificadas siguiendo los métodos de Irvine y Chamberlain (1994) en un microscopio electrónico de barrido JSM 5600 LV. La fracción tamizada (0.5 mm) fue lixiviada con agua dulce para remover los elementos más ligeros de la fauna, los cuales fueron contados e identificados bajo un microscopio de disección. Los elementos faunales más pesados fueron escaneados con magnificación baja, identificados y contados. Las especies coloniales (e.g., hidroideos, briozoarios) fueron excluidos del análisis. Cuando era necesario, se hicieron preparaciones adecuadas de animales enteros o partes de ellos y se examinaron bajo un microscopio compuesto. Se presentan datos sobre los números de individuos y de especies, el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H' , medida de la diversidad de una comunidad que incorpora tanto la riqueza de especies como el grado en que los individuos se encuentran repartidos equitativamente entre todas las especies) y el índice trófico infaunal (ITI, índice que varía de 0 a 100 y evalúa los cambios en el modo trófico de organismos benthicos en áreas sujetas a enriquecimiento orgánico creciente). La SEPA (2003) utiliza la siguiente interpretación de los valores del ITI con respecto a las comunidades benthicas alrededor de granjas piscícolas: un valor de 60 a 100 indica una comunidad normal, uno de 30 a 60 una comunidad modificada y uno de <30 una comunidad degradada.

Resultados

Nuestros muestreos en 2003 mostraron claras evidencias de enriquecimiento orgánico cerca de los encierros, tales como huesos y heces de salmón, alimento no consumido y detritus floculento. Los desperdicios alimenticios y desechos fecales se habían acumulado en los canales de ondas sedimentarias, en las cavidades hechas por organismos bioturbadores (tales como el cangrejillo *Upogebia deltaura* (Leach) y el cangrejo decápodo *Cancer pagurus* L.), y dentro de la matriz entrelazada de los talos de *maerl*. En los muestreos *in situ*, los cangrejos *Necora puber* (L.) (fig. 3c) y *Carcinus maenus* (L.) (fig. 3d) se encontraron en densidades de $1-9 \times 10^{-2} \text{ m}^{-2}$ cerca de los encierros pero de sólo $1-9 \times 10^{-3} \text{ m}^{-2}$ en los sitios de referencia. Asimismo, los cangrejos *Cancer pagurus*, *Liocarcinus depurator* (L.) y el hermitaño *Pagurus bernhardus* (L.) se observaron en densidades de $1-9 \times 10^{-1} \text{ m}^{-2}$ alrededor de la granja, alimentándose de desperdicios de pelets, pero en densidades mucho menores ($1-9 \times 10^{-2} \text{ m}^{-2}$) en los sitios de referencia donde no hay evidencia de desechos orgánicos y la cobertura de rodolitos (*maerl*) vivos es de 90%. Todos los talos de *maerl* recolectados para su identificación correspondieron a *Phymatolithon calcareum* (Pallas) Adey et McKibbin; los

incorporates both species richness and the extent to which individuals are equally portioned among all species) and the infaunal trophic index (ITI, an index ranging from 0 to 100 that assesses changes in the trophic mode of benthic organisms in areas subject to increasing organic enrichment). SEPA (2003) uses the following interpretation of ITI values with regard to benthic communities around fish farm sites: a value of 60–100 indicates a normal community, 30–60 indicates a changed community and <30 indicates a degraded community.

Results

Our surveys in 2003 revealed obvious signs of organic enrichment near the cages, such as salmon faeces and bones, uneaten fish feed and flocculent detritus. Waste feed and fish faeces had accumulated in the troughs of sediment waves, in the pits dug by bioturbators (such as the thalassinid shrimp *Upogebia deltaura* (Leach) and the decapod crab *Cancer pagurus* L.), and within the interlocking matrix of *maerl* thalli. Our *in situ* surveys showed that the crabs *Necora puber* (L.) (fig. 3c) and *Carcinus maenus* (L.) (fig. 3d) were found in densities of $1-9 \times 10^{-2} \text{ m}^{-2}$ near the cages but only in densities of $1-9 \times 10^{-3} \text{ m}^{-2}$ at the reference sites. Similarly, *Cancer pagurus*, *Liocarcinus depurator* (L.) and the hermit crab *Pagurus bernhardus* (L.) were seen feeding on waste pellets in densities of $1-9 \times 10^{-1} \text{ m}^{-2}$ at the farm site but occurred at much lower densities ($1-9 \times 10^{-2} \text{ m}^{-2}$) at the reference sites where there were no signs of organic waste and 90% cover of live *maerl*. *Maerl* thalli collected for identification were all *Phymatolithon calcareum* (Pallas) Adey et McKibbin; specimens collected near cages were either dead or had a mottled appearance, due to loss of pigmentation and erosion of the epithallus.

The total number of taxa found in all five replicate cores close to the cages (72–75 taxa) was lower than the numbers of taxa sampled in five cores at the reference sites (80–139 taxa) as reflected by H' values, with the greatest diversity found beyond 75 m on transect 2 and at the unimpacted reference sites (table 2). The ITI scores were low (<30) up to 75 m from the cages indicating a degraded benthic community. The ITI scores were lowest (2.89–15.49) at the edges of cages and increased with distance from the farm up to scores of around 60 at 100 m from the cages.

Small crustaceans collected in cores stood out as being particularly rich away from the area of visible organic enrichment (unidentified Ostracoda, 1 sp. Nebaliacea, 35 spp. Amphipoda, 7 spp. Isopoda, 4 spp. Tanaidacea, 4 spp. Cumacea). Various species were found that characterize a range of substrata, from soft muds (e.g., *Eusirus longipes* Boeck, *Westwoodilla caecula* (Bate)) through to sands (e.g., *Corophium crassicornu* Bruzelius, *Urothoe elegans* (Bate)) and gravels (e.g., *Ceradocus semiserratus* (Bate)). There were significantly lower mean numbers ($P < 0.05$, *t*-test) of all of the major small crustacean groups collected in replicate cores ($n = 10$) taken close to the farm cages compared with the numbers taken in

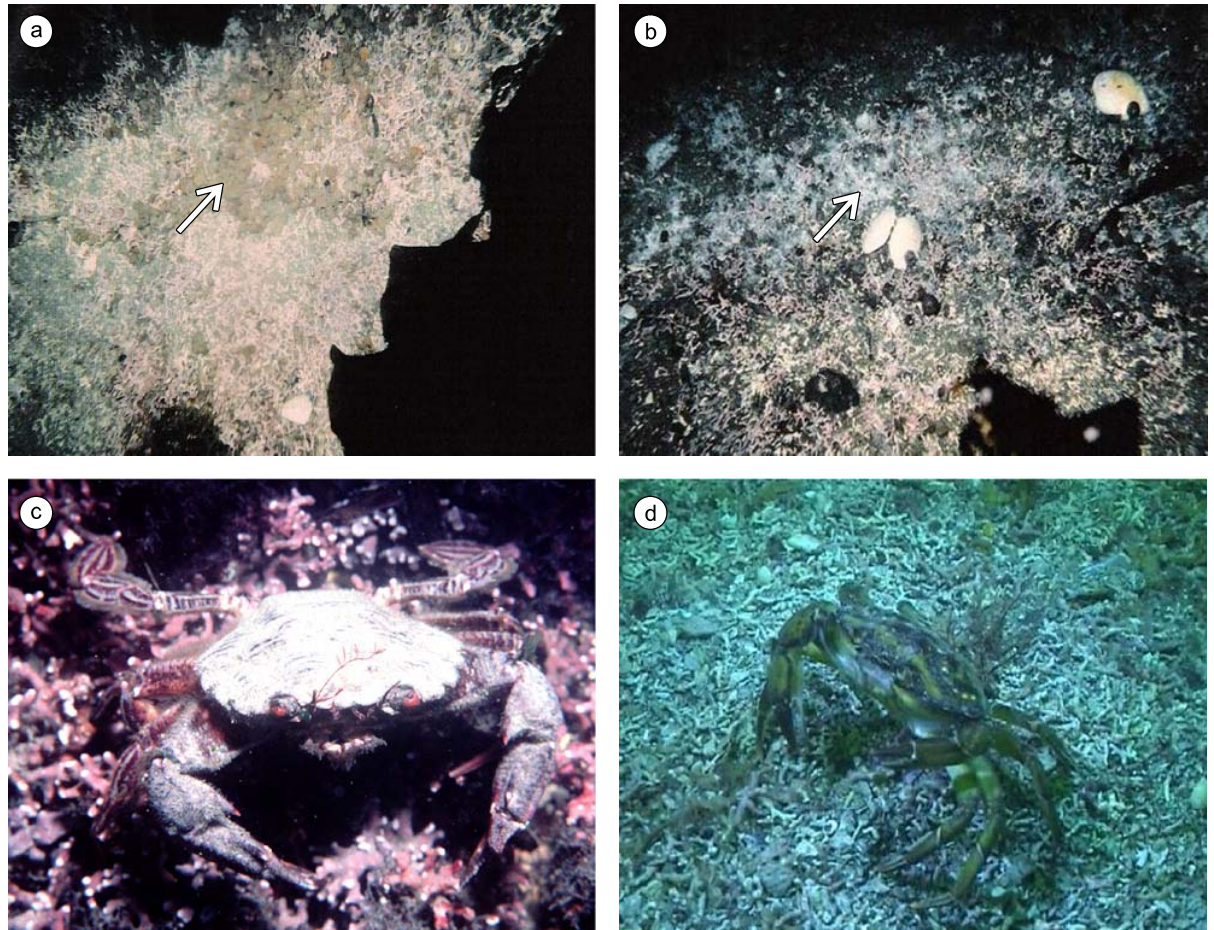


Figura 3. (a) Condiciones del fondo marino en la zona de los encierros de la granja de salmón (Shetland, junio de 1993); la flecha indica desechos alimenticios y fecales sobre rodolitos (*maerl*) muertos (algas laminariales oscurecen el lado derecho de esta foto). (b) La flecha indica praderas de *Beggiatoa* sobre una mezcla de rodolitos (*maerl*) vivos y muertos (junio de 1993). En ese momento el sitio había estado operando durante dos años con 135.000 peces. (c) *Necora puber* sobre rodolitos (*maerl*) vivos (*Phymatolithon calcareum*) en un sitio de referencia frente a Yell, Shetland (junio de 2003); conchas y parches de sedimento fino incrementan la heterogeneidad del hábitat. (d) El cangrejo carroñero *Carcinus maenas* alimentándose de desperdicios de pellets a 25 m de los encierros de la granja de cultivo en Yell (junio de 2003).

Figure 3. (a) Seabed conditions next to cages at the North Sandwick salmon farm (Shetland, June 1993); arrow indicates feed pellets and fish faeces on dead maerl (laminarian kelp obscures the right hand side of this picture). (b) Arrow indicates mats of *Beggiatoa* on a mixture of live and dead maerl (June 1993). The site had been in use for two years at the time and was stocking 135,000 fish. (c) *Necora puber* on live maerl (*Phymatolithon calcareum*) at reference site off Yell, Shetland (June 2003); shells and patches of fine sediment increase the habitat heterogeneity. (d) Yell fish-farm site with dead maerl and *Carcinus maenas* scavenging waste feed pellets 25 m from the cages (June 2003).

especímenes recolectados cerca de los encierros estaban muertos o presentaron una apariencia moteada debido a la pérdida de pigmentación y erosión del epitalo.

Según los valores de H' , el número total de taxones (72–75) encontrado en las cinco réplicas de los núcleos tomados cerca de los encierros fue menor que el número de taxones (80–139) observado en cinco núcleos de los sitios de referencia; la mayor diversidad se encontró más allá de los 75 m en el transecto 2 y en los sitios no impactados de referencia (tabla 2). Los valores del ITI fueron bajos (<30) hasta 75 m de los encierros, lo que indica una comunidad béntica degradada; estos valores fueron menores (2.89–15.49) alrededor de los encierros

replicate cores ($n = 10$) at the reference maerl sites: mean number of ostracods per core next to cages = 1.7 ± 2.1 SD vs 19.7 ± 13.7 SD at reference site, amphipods = 5 ± 4.29 vs 17.1 ± 2.3 , isopods = 0.1 ± 0.1 SD vs 5.8 ± 1.65 , tanaids = 5 ± 4.29 vs 17.1 ± 2.3 , and cumaceans = 0.3 ± 0.1 SD vs 11.7 ± 4.38 . Table 3 shows that three of the small crustacean species sampled occurred in significantly higher densities in cores taken adjacent to the farm whereas 18 species occurred in significantly higher densities at the reference sites. The taxonomic authorities for species in table 3 are given by Holmes *et al.* (1997). Although a few opportunistic scavengers, such as *Socarnes erythrophthalmus* Robertson, increased in abundance near the

e incrementaron a mayor distancia de la granja hasta un valor de 60 a 100 m de los encierros.

Se observó una abundante fauna de crustáceos pequeños en los núcleos tomados de los sitios no afectados por enriquecimiento orgánico (Ostracoda no identificada, 1 sp. Nebaliacea, 35 spp. Amphipoda, 7 spp. Isopoda, 4 spp. Tanaidacea, 4 spp. Cumacea). Varias de las especies encontradas son características de una gama de sustratos, desde fango suave (e.g., *Eusirus longipes* Boeck, *Westwoodilla caecula* (Bate)) hasta arena (e.g., *Corophium crassicornis* Bruzelius, *Urothoe elegans* (Bate)) y grava (e.g., *Ceradocus semiserratus* (Bate)). Se registraron promedios significativamente menores ($P < 0.05$, prueba t) de todos los principales grupos de crustáceos pequeños recolectados en los núcleos ($n = 10$) tomados cerca de los encierros en comparación con los promedios obtenidos para los núcleos ($n = 10$) de los sitios de referencia: promedio de ostrácodos por núcleo cerca de los encierros = 1.7 ± 2.1 DE vs. 19.7 ± 13.7 DE para los sitios de referencia, anfípodos = 5 ± 4.29 vs. 17.1 ± 2.3 , isópodos = 0.1 ± 0.1 DE vs. 5.8 ± 1.65 , taneidos = 5 ± 4.29 vs. 17.1 ± 2.3 , y cumáceos = 0.3 ± 0.1 DE vs. 11.7 ± 4.38 . La tabla 3 muestra que tres de las especies de crustáceos pequeños ocurrieron en densidades significativamente mayores en los núcleos recolectados cerca de la granja, mientras que 18 especies ocurrieron en densidades significativamente mayores en los sitios de referencia. Las autoridades taxonómicas para las especies mencionadas en la tabla 3 fueron tomadas de Holmes *et al.* (1997). Aunque unos cuantos carroñeros oportunistas como *Socarnes erythrophthalmus* Robertson, incrementaron en abundancia cerca de la granja (fig. 4a), la tendencia general fue que la abundancia y diversidad de crustáceos benthicos pequeños disminuyó conforme nos aproximamos a la granja. En la figura 4(b-f) se muestran las especies que fueron numerosas en los sitios de referencia pero que decrecieron drásticamente en número cerca de la granja.

Discusión

La reubicación de las granjas de maricultura a sitios más expuestos es relativamente nueva y existen pocos estudios de los efectos sobre hábitats benthicos en zonas de corrientes fuertes (Lee *et al.* 2006). Aunque nuestro estudio se enfocó en cultivos de salmón en la Unión Europea, es probable que los resultados obtenidos aquí tengan relevancia para las granjas de peces en otros ambientes de fiordos, como los de Chile, Canadá, Tasmania y Noruega, donde los encierros se colocan sobre hábitats sensibles del fondo marino en zonas con mareas intensas. La necesidad de este trabajo surgió del aumento en el número de solicitudes para colocar granjas sobre bancos de *maerl* con intenso flujo de marea, hábitats para los que no existían evaluaciones previas sobre el impacto de la maricultura. La expectativa inicial, con base en mediciones de corrientes, fue que aún con tasas altas de alimentación (de hasta $698 \text{ kg encierro}^{-1} \text{ día}^{-1}$), la mayor parte de los desechos particulados de las granjas se dispersarían y que los efectos sobre el bentos serían mínimos. Hall-Spencer *et al.* (2006) mostraron que,

Tabla 2. Estadísticas para las réplicas ($n = 5$) de muestras tamizadas (0.5 mm de luz de malla) de núcleos (0.01 m^2), recolectadas de dos sitios de referencia (ref. 1 y ref. 2) en Shetland y a lo largo de dos transectos (T) a partir de la granja de salmón. Se muestra el número total de especies de fauna no coloniales (S) y el número total de individuos (N) en los cinco núcleos, así como los valores del índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') y del índice trófico infaunal (ITI).

Table 2. Summary statistics for 0.5-mm sieved 0.01 m^2 replicate ($n = 5$) core samples collected in Shetland at reference maerl sites (ref. 1 and ref. 2) and on two transects (T) out from a salmon farm. Statistics show the total number of non-colonial faunal species (S) and total number of individuals (N) in all five cores, together with Shannon-Wiener's diversity index (H') and infaunal trophic index (ITI) scores.

Station	S	N	H'	ITI
T1, 0 m	72	9301	0.669222	2.89
T1, 25 m	85	2425	1.85	12.07
T1, 50 m	117	2419	2.60	23.38
T1, 75 m	75	1007	2.62	25.32
T1, 100 m	32	177	2.65	61.96
T2, 0 m	75	1798	2.14	15.49
T2, 25 m	67	343	3.15	47.07
T2, 50 m	76	403	3.40	53.29
T2, 75 m	96	438	3.72	51.82
T2, 100 m	129	1296	3.74	60.57
Ref. 1	139	1953	3.72	64.98
Ref. 2	80	550	3.42	58.26

farm (fig. 4a), the general trend was of diminishing abundance and diversity of small benthic Crustacea with increasing proximity to the farm. Figure 4(b-f) provides examples of species that were numerous at reference sites but showed dramatic declines close to the cages.

Discussion

The movement of fish farming operations to more open conditions is relatively new and there are few studies available of the effects on benthic habitats in strong current regimes (Lee *et al.* 2006). Although our study focussed on salmon farming practices within the European Union, it is likely that the findings outlined here will apply to sea-cage fish farms in other fjordic settings, such as those in Chile, Canada, Tasmania and Norway, where farms may be placed over sensitive seabed habitats that occur in strongly tidal areas. The need for the present study arose from the increasing number of applications to site sea-cage fish farms on strongly tidal maerl beds, a habitat for which no previous fish-farm impact assessments had been made. The initial expectation, based on current measurements, was that even at high feeding rates (up to $698 \text{ kg pen}^{-1} \text{ day}^{-1}$), most of the particulate wastes from the fish farms would be dispersed and that there would be minimal effects on the benthos. Hall-Spencer *et al.* (2006) showed that, during

Hall-Spencer and Bamber: Effects of salmon farms on benthic Crustacea

Table 3. Promedio (\pm DE) de ostrácodos, nebalídos, taneidos y anfípodos en réplicas ($n = 10$) tamizadas (0.5 mm de luz de malla) de núcleos (0.01 m²); * indica diferencias significativas entre la granja de cultivo de salmón y los sitios de referencia.
Table 3. Mean number (\pm SD) of ostracods, leptostracans, tanaids and amphipods in replicate ($n = 10$) 0.5 mm-sieved 0.01 m² cores; * shows significant differences between fish farm and reference sites.

Taxa	0-m fish farm cores	Reference cores	<i>t</i> -test ($P < 0.05$)
Ostracoda spp.	10.3 \pm 11.5	50.5 \pm 39.87	* fewer
<i>Nebalia herbstii</i>	1.1 \pm 1.37	0	* more
Gammaridea indet.	0.2 \pm 0.42	0.4 \pm 0.52	
<i>Apherusa bispinosa</i>	1.1 \pm 1.10	1.3 \pm 2.11	
<i>Eusirus longipes</i>	0	0.3 \pm 0.67	
<i>Westwoodilla caecula</i>	0	0.1 \pm 0.32	
<i>Amphilochus</i> sp.	0	0.3 \pm 0.67	
<i>Amphilochus manudens</i>	0	0.2 \pm 0.63	
<i>Gitana sarsi</i>	0.5 \pm 0.71	1.7 \pm 2.21	
<i>Peltocoxa brevisrostris</i>	0.1 \pm 0.32	0.8 \pm 1.23	
<i>Urothoe elegans</i>	2.0 \pm 4.97	4.1 \pm 9.24	* fewer
<i>Harpinia crenulata</i>	0	0.4 \pm 0.84	
<i>Parametaphoxus fultoni</i>	1.4 \pm 1.90	11.0 \pm 8.01	* fewer
<i>Lysiannassa plumosa</i>	0.4 \pm 0.52	1.4 \pm 1.65	
<i>Orchomene nanus</i>	0	0.1	
<i>Socarnes erythrophthalmus</i>	61.8 \pm 64.2	21.5 \pm 17.62	* more
<i>Austrosyrrhoe fimbriatus</i>	0	8.7 \pm 6.78	* fewer
<i>Iphimedia minuta</i>	0	0.3 \pm 0.67	
<i>Liljeborgia kinahani</i>	0	4.0 \pm 3.59	* fewer
<i>Atylus vedlomensis</i>	0.4 \pm 0.70	0	
<i>Dexamine spinosa</i>	1.4 \pm 1.96	0	* more
<i>Guerneia coalita</i>	0.8 \pm 2.20	0.3 \pm 0.48	
<i>Ampelisca typica</i>	0.1 \pm 0.32	0	
<i>Gammarus</i> sp.	4.6 \pm 4.55	0	* more
<i>Ceradocus semiserratus</i>	9.4 \pm 10.9	22.7 \pm 18.96	* fewer
<i>Cheirocratus</i> indet.	0.1 \pm 0.32	0.1 \pm 0.32	
<i>Maera othonis</i>	0.2 \pm 0.63	1.1 \pm 2.02	
<i>Gammaropsis cornuta</i>	0.1 \pm 0.32	0	
Aoridae indet.	0.4 \pm 0.70	0	
<i>Leptocheirus hirsutimanus</i>	0	0.4 \pm 0.52	
<i>Leptocheirus pectinatus</i>	0.5 \pm 1.27	0.1 \pm 0.32	
<i>Corophium bonnellii</i>	0	0.4 \pm 1.26	
<i>Caprella linearis</i>	0.2 \pm 0.42	0	
<i>Pariambus typicus</i>	0.1 \pm 0.32	0	
<i>Phthisica marina</i>	0.1 \pm 0.32	0.1 \pm 0.32	
Gnathidae indet.	0	0.5 \pm 0.71	* fewer
<i>Cymodoce</i> sp.	0.2 \pm 0.42	0.4 \pm 0.52	
<i>Janira maculosa</i>	0.2 \pm 0.63	2.1 \pm 2.92	* fewer
<i>Munna</i> sp.	0	0.5 \pm 0.71	* fewer
<i>Paramunna bilobata</i>	0	8.1 \pm 8.85	* fewer
<i>Eurycope</i> sp.	0	0.2 \pm 0.42	
<i>Idotea granularis</i>	0.3 \pm 0.67	0	
<i>Leptognathia brevisremis</i>	0	3.2 \pm 4.73	* fewer
<i>Pseudoparatanais batei</i>	0	3.4 \pm 3.60	* fewer
<i>Tanaopsis graciloides</i>	0	0.2 \pm 0.63	
<i>Typhlotanais microcheles</i>	0	2.6 \pm 3.03	* fewer
<i>Vaunthompsonia cristata</i>	0	7.9 \pm 11.86	* fewer
<i>Cumella pygmaea</i>	0.6 \pm 1.26	6.4 \pm 5.21	* fewer
<i>Nannastacus brevicaudatus</i>	0.1 \pm 0.32	2.4 \pm 3.37	* fewer
<i>Nannastacus unguiculatus</i>	0.1 \pm 0.32	13.1 \pm 12.39	* fewer

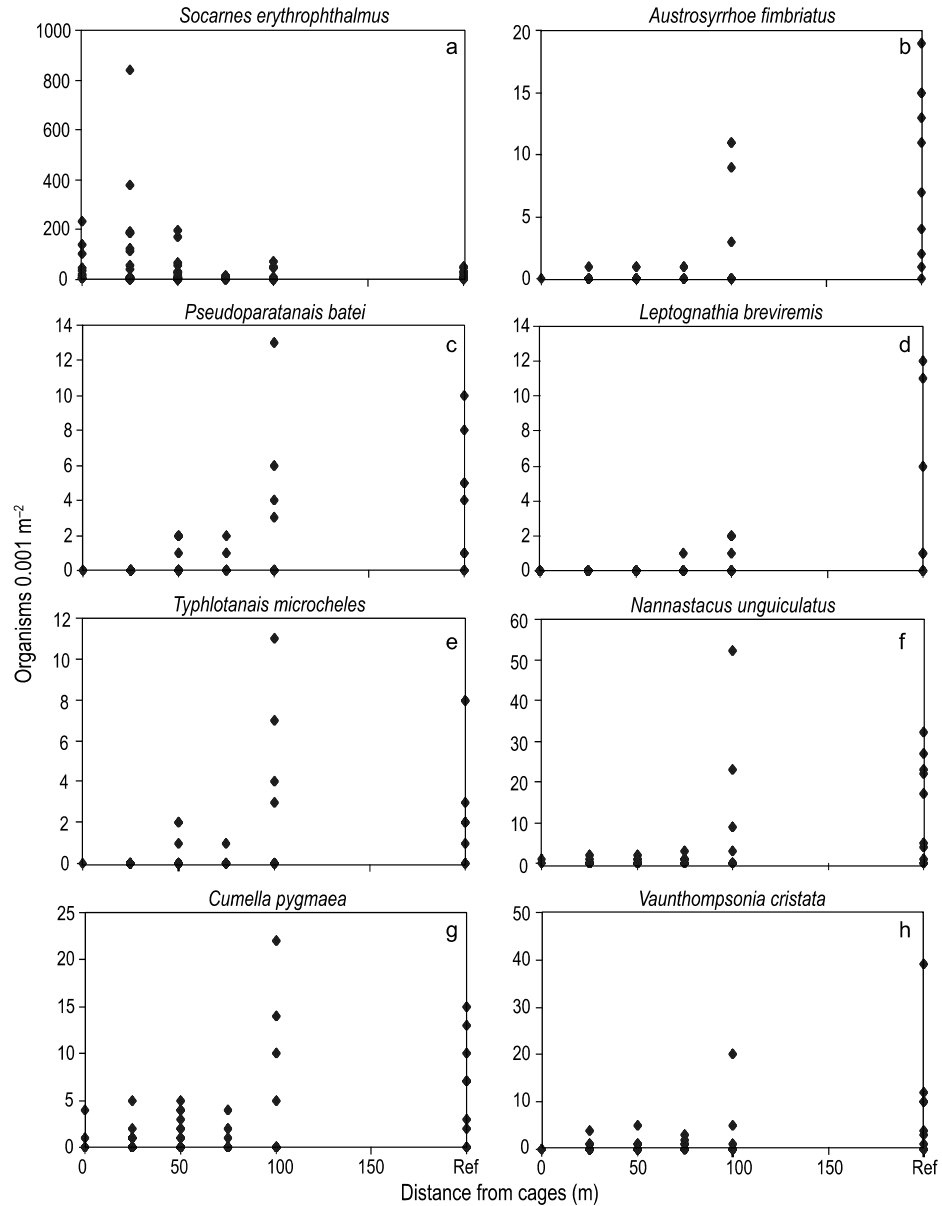


Figura 4. Números de algunos crustáceos en réplicas tamizadas (0.5 mm de luz de malla) de núcleos (0.01 m²) a diferentes distancias (m) de los encierros de salmón: (a–b) anfipodos, (c–e) taneidos y (f–h) cumáceos.

Figure 4. Numbers of selected crustaceans in replicate 0.5-mm sieved 0.01 m² cores with increasing distance (m) from fish farm cages: (a–b) amphipods, (c–e) tanaids and (f–h) cumaceans.

durante periodos de flujo de agua lento, las partículas de las granjas más bien se asientan en las depresiones del fondo y quedan atrapadas dentro de los talos de las algas, y no son resuspendidas como puede suceder en sedimentos lisos (Cromey *et al.* 2002). El hecho de que los bancos de *maerl* estaban muertos o en condiciones muy pobres cerca de los encierros es una indicación de los efectos negativos de las granjas sobre las praderas de pastos marinos de lento crecimiento (Ruiz *et al.* 2001, Holmer *et al.* 2003), y sustenta la evidencia de laboratorio que muestra que estos bancos son

periods of slow water flow, fish-farm particulates settled in seabed depressions and became trapped within maerl thalli, rather than being resuspended as can occur on smooth sediments (Cromey *et al.* 2002). The fact that maerl was predominantly dead or in poor condition close to cages is analogous to the detrimental effects of fish farms on slow-growing seagrass meadows (Ruiz *et al.* 2001, Holmer *et al.* 2003), and confirms laboratory evidence showing that maerl is particularly sensitive to siltation and lowered oxygen tensions (Wilson *et al.* 2004). Reports covering the 12-year history of

particularmente sensibles a la sedimentación de limo y a reducidas concentraciones de oxígeno (Wilson *et al.* 2004). Los informes que cubren los 12 años de historia de la granja bajo estudio mostraron que la rotación de los encierros de salmón o el abandono periódico de los sitios para permitir su recuperación, tal y como ha sido recomendado como una herramienta de manejo para el cultivo sustentable de peces (Fernandes *et al.* 2001), no es una práctica recomendable en el caso de los bancos de *maerl*, ya que las algas coralinas crecen sólo ~ 1 mm año⁻¹ en el Atlántico Nororiental, formando depósitos en el fondo cuya acumulación tarda miles de años (Grall y Hall-Spencer 2003, Blake y Maggs 2003).

En los sitios de referencia la componente de crustáceos de la fauna de los bancos de *maerl* fue particularmente rica y similar a la reportada para otros depósitos del Atlántico Nororiental (De Grave 1999, Grall *et al.* 2006); sin embargo, el tamiz de 0.5 mm de luz de malla usado en este estudio retuvo especies e individuos de menor tamaño que la malla de 1 mm normalmente utilizada en estudios de *maerl*. En contraste, en la zona de la granja se encontró evidencia de enriquecimiento orgánico y una biodiversidad significativamente menor. Se han observado reducciones similares en la diversidad de bancos de *maerl*, las cuales fueron relacionadas con eutroficación antropogénica y enriquecimiento orgánico en la Bahía de Brest, Francia (Grall y Glémarec 1997a). En el Condado de Galway, Irlanda, buzos observaron hongos y bacterias sobre los rodolitos debajo de los encierros de cultivo (Maggs y Guiry 1987). Los cambios en el estado trófico y la estructura de la comunidad son efectos típicos del enriquecimiento orgánico en sedimentos marinos (Pearson y Rosenberg 1978), los cuales fueron demostrados por el hecho de que los cangrejos carroñeros y hermitaños fueron de 10 a 100 veces más abundantes cerca de los encierros que en los sitios de referencia, así como por la reducción en los valores del índice de diversidad de Shannon-Wiener y del ITI cerca de los encierros en comparación con los sitios de referencia. Siempre se requiere cautela en la interpretación de los índices de comunidad (Maurer *et al.* 1999), pero el análisis detallado de la componente de crustáceos mostró que, en este caso, el ITI proporcionó un resumen útil de los cambios en la ecología de la comunidad alrededor de la granja de cultivo.

Algunos crustáceos peracarídeos y leptostráceos son carroñeros activos y característicos de hábitats orgánicamente enriquecidos, tales como los que se encuentran debajo de las granjas de peces; tienden a ser muy móviles, por lo que pueden colonizar tales ambientes rápidamente. Un ejemplo típico es el anfípodo *Socarnes erythrophthalmus*, el cual en este estudio fue claramente predominante a 25 m de los encierros pero menos común cerca de la granja. El leptostráceo *Nebalia herbstii* Leach también fue común alrededor de los encierros pero no se encontró en los sitios de referencia. El anfípodo *Gammaropsis cornuta* (Norman) presentó una distribución similar a la de *N. herbstii*, pero incluso esta especie no se encontró inmediatamente debajo de los encierros.

the fish-farm site showed that rotation of salmon cage sites, or periodic abandonment of cage sites to allow recovery (fallowing), as has been recommended as a management tool for sustainable fish farming (Fernandes *et al.* 2001), is not an advisable practice where *maerl* is concerned as it only grows ~ 1 mm yr⁻¹ in the NE Atlantic, forming seabed deposits that take thousands of years to accumulate (Grall and Hall-Spencer 2003, Blake and Maggs 2003).

At the reference sites, the crustacean component of the *maerl* fauna was particularly rich and similar to that reported for other NE Atlantic deposits (De Grave 1999, Grall *et al.* 2006); however, the 0.5-mm sieve used in the present study retained smaller individuals and species than the 1-mm sieve size usually used in *maerl* studies. In contrast, the fish-farm site had visible signs of organic enrichment and significantly lower biodiversity. Similar reductions in the diversity of *maerl* beds have been linked to anthropogenic eutrophication and organic enrichment in the Bay of Brest, France (Grall and Glémarec 1997a), and divers noted fungi and bacteria on *maerl* under fish cages in County Galway, Ireland (Maggs and Guiry 1987). Shifts in trophic status and community structure are typical effects of organic enrichment in marine sediments (Pearson and Rosenberg 1978) and were demonstrated by scavenging crabs and hermit crabs being 10–100 times more abundant close to the cages than at reference sites, together with reductions in the Shannon-Wiener diversity index and the ITI close to the cages compared with reference sites. Caution is always needed when interpreting community indices (Maurer *et al.* 1999), but detailed analyses of the crustacean component of the data set showed that, in this case, the ITI provided a useful summary of the changes in community ecology around the fish farm.

Certain species of peracarid and leptostracan crustaceans are known to be active scavengers and characteristic of organically-enriched habitats such as those beneath fish-farms; they tend to be highly mobile, so can rapidly colonize such sites. Typical of these is the lyssianassid amphipod *Socarnes erythrophthalmus*, which in our study clearly dominated 25 m from the cages but was less common adjacent to the cages. The leptostracan *Nebalia herbstii* Leach was also common in the vicinity of the cages but absent at the reference sites. The isaeid amphipod *Gammaropsis cornuta* (Norman) showed a similar distribution to *N. herbstii*, although even this species was absent immediately underneath the cages.

The tanaidacean species present are tube-dwelling, deposit feeders, only the males leaving their tubes to find mates; they are thus easily smothered by any deposition. Densities of *Pseudoparatanais batei* (GO Sars), *Leptognathia brevimis* (Liljeborg) and *Typhlotanais microcheles* GO Sars were severely depressed within 100 m of the cages and absent up to 25 m away. These three species were generally common at the reference sites, thus typical of the “normal” *maerl* community. While two of the three tanaidacean species recorded in any numbers are sediment-dwellers, with niche specificity related to the granulometry (Bamber, in press), *P. batei* is a denizen of

Las especies de taneidos encontradas son tubícolas y se alimentan de depósitos, siendo los machos los únicos que salen de sus tubos para encontrar pareja, por lo que son fácilmente sofocadas por cualquier depositación. Las densidades de *Pseudoparatanaïs batei* (GO Sars), *Leptognathia brevimis* (Liljeborg) y *Typhlotanaïs microcheles* GO Sars fueron muy bajas a menos de 100 m e inexistentes hasta 25 m de los encierros. Estas tres especies generalmente fueron comunes en los sitios de referencia y, por tanto, típicas de una comunidad "normal" de *maerl*. Mientras que dos de los tres taneidos registrados son especies que habitan sedimentos, con la especificidad de nicho relacionada con la granulometría (Bamber, en prensa), *P. batei* habita grietas y hábitats de algas, incluyendo los rizoides. Moore (1973), en un estudio de la fauna algal en el noreste de Inglaterra, encontró que esta especie es intolerante a la contaminación, aunque frecuentemente se encuentra en agua turbia. En general, su ecología es pobremente entendida. Gamble (1970) encontró que el taneido *Parasinelobus chevreuxi* (Dollfus), habitante de grietas sobre la costa, presentó una resistencia bastante alta a condiciones anaeróbicas en comparación con los anfípodos de la familia Corophidae.

Cuatro especies de cumáceos fueron comunes en los sitios de referencia y, por tanto, representativas de una comunidad de *maerl* no impactada. Las densidades de *Nannastacus unguiculatus* (Bate), *N. brevicaudatus* Calman, *Cumella pygmaea* GO Sars y *Vaunthompsonia cristata* Bate fueron muy bajas alrededor de los encierros, y nulas o casi nulas a <75 m de la granja. Los cumáceos son especies que se alimentan de partículas, excavando justo por debajo de la superficie del sedimento y utilizando los primeros pleópodos para llevar las partículas hacia la región bucal (maxilipedio y maxilar) donde las setas actúan como un mecanismo de filtración (Foxon 1936, Jones 1963); por tanto, la integridad del sedimento es esencial. Esta estrategia de alimentación expone a estos pequeños animales a ser sofocados por materia orgánica floculada. El único estudio sobre cumáceos relacionado con la eutroficación (Corbera y Cardell 1995) encontró que *Iphinoe rhodaniensis* Ledoyer (especie no relacionada con las encontradas en el sitio de estudio en Shetland) era más común en el fondo marino alrededor de las descargas de plantas de tratamiento de aguas residuales, a diferencia de *Cumella limicola* Sars y *Nannastacus longirostris* Sars que se observaron considerablemente reducidas; todos los cumáceos estaban ausentes justo al lado del efluente.

Dadas las reducciones significativas tanto en número de individuos como en diversidad de especies de crustáceos pequeños cerca de los encierros en comparación con los sitios de referencia, no se puede descartar la posibilidad de que los tratamientos contra los piojos de mar diseñados para ser tóxicos para crustáceos podrían haber agravado los efectos negativos del enriquecimiento orgánico sobre la fauna de crustáceos. Los reportes anuales de la SEPA indican que durante la época de nuestros muestreos, la granja de cultivo de salmón bajo estudio fue autorizada para utilizar benzoato de emamectina y teflubenzurón para combatir las infestaciones de

crevice and algal habitats, including algal holdfasts. Moore (1973), in a study of the fauna of kelp holdfasts off NE England, found this species to be pollution intolerant, although often occurring in turbid water. Generally, their ecology is poorly understood. Gamble (1970) found that the crevical shore-dwelling tanaid *Parasinelobus chevreuxi* (Dollfus) had a "fairly high resistance to anaerobic conditions", compared with corophiid amphipods.

Four cumacean species were common at the reference sites and thus representative of the unimpacted *maerl* community. Densities of *Nannastacus unguiculatus* (Bate), *N. brevicaudatus* Calman, *Cumella pygmaea* GO Sars and *Vaunthompsonia cristata* Bate were severely depressed in the vicinity of the cages, being almost or entirely eliminated within 75 m of the cages. Cumacean species are predominantly surface-resuspension or particle feeders, burrowing just below the sediment surface and using their first pereopods to sweep particles to the mouthparts (maxillipeds and maxillae) where the setae act as a filtering mechanism (Foxon 1936, Jones 1963). The integrity of the sediment surface is thus essential. This feeding strategy makes these small animals prone to smothering in habitats rich with flocculent organic material. The only eutrophication-related study on cumaceans (Corbera and Cardell 1995) found *Iphinoe rhodaniensis* Ledoyer (a species not related to those found in the Shetland site) to be commoner on the seabed around the wastewater and sewage-treatment plant discharges, while *Cumella limicola* Sars and *Nannastacus longirostris* Sars were clearly reduced around the discharges; all cumaceans were absent immediately next to the discharge sites.

Given the significant reductions both in numbers of individuals and in the species diversity of small crustaceans near cages compared with the reference sites, we cannot discount the possibility that sea-lice treatments designed to be toxic to crustaceans may have compounded the detrimental effects of organic enrichment on the crustacean fauna in our study. Annual SEPA reports show that at the time of our core sampling the fish farm was consented to use emamectin benzoate and teflubenzuron to combat lice. Few studies have been made of the effects of sea-lice treatments on benthic crustaceans, although lethal plumes of up to 1 km² are possible from standard fish farm use (Ernst *et al.* 2001). That some benthic Crustacea were found in high densities near to the cages shows that at the time of sampling toxic chemicals were at sublethal concentrations.

In summary, this study confirmed that *maerl* habitats are highly susceptible to the effects of fish-farm deposition (possibly compounded by the effects of lice treatment toxicity), showing significant disturbances to the associated crustacean fauna. This knowledge can now be incorporated into management procedures for sustainable fish-farm development and has planning implications for other strongly tide-swept habitat types. High organic loading results in the long-term loss of living *maerl*, upon which formation of the habitat depends, and many species (e.g., tanaids and cumaceans) are intolerant of

piojos. Existen pocos trabajos sobre los efectos de tratamientos contra piojos de mar en crustáceos bénticos, aunque pueden existir zonas letales de hasta 1 km² debido al uso estandarizado en granjas de peces (Ernst *et al.* 2001). El hecho de que se encontraran altas densidades de algunos crustáceos bénticos cerca de los encierros indica que, durante los muestreos, existían concentraciones subletales de productos químicos tóxicos.

En resumen, este trabajo confirmó que los hábitats de *maerl* son altamente susceptibles a los efectos de desechos de las granjas de maricultivo (posiblemente agravados por los efectos de tratamientos tóxicos contra los piojos de mar), con alteraciones significativas para la fauna asociada de crustáceos. Esto debería ser considerado en los procesos de manejo para el desarrollo sustentable de granjas de cultivo y tiene implicaciones para la planeación de otros ambientes similares con mareas intensas. Una alta carga de materia orgánica provoca la pérdida a largo plazo de rodolitos (*maerl*) vivos, de los cuales depende la formación del hábitat, haciendo a muchas especies (e.g., taneidos y cumáceos) susceptibles a la asfixia por partículas orgánicas. Estos resultados pueden ser válidos para granjas de encierros en otros ambientes de fiordos donde existen hábitats de fondo sensibles en zonas de mareas intensas. Si se va a autorizar el uso de los bancos de *maerl* para la operación de granjas de peces, sería recomendable que la ubicación de los encierros se fijara dentro de áreas arrendadas y que no se implemente la estrategia de mover los encierros de un lugar a otro con la idea de que los sitios perturbados se recuperen, ya que esto podría incrementar el deterioro a largo plazo.

Agradecimientos

Agradecemos a P Garwood su apoyo con la identificación de la infauna y a M Söffker su ayuda con la preparación de las figuras, así como a C Howson, T Mercer y A Shaw la planeación y ejecución del trabajo de buceo. El primer autor fue apoyado con un Royal Society University Research Fellowship. El proyecto fue financiado por Scottish Natural Heritage, Scottish Environmental Protection Agency, Marine Harvest (Scotland) Ltd. y Esmée Fairbairn Foundation.

Traducido al español por Christine Harris.

Referencias

Bamber RN. In press. Tanaidacea. In: Mackie AS, Oliver PG, Rees EIS (eds.), Benthic Biodiversity in the Southern Irish Sea. Studies in Marine Biodiversity and Systematics from the National Museum of Wales. SWISS Survey Reports.

Blake C, Maggs CA. 2003. Comparative growth rates and internal banding periodicity of maerl species (Corallinales, Rhodophyta) from northern Europe. *Phycologia* 42: 606–612.

Bosence DWJ, Wilson J. 2003. Maerl growth, carbonate production rates and accumulation rates in the Northeast Atlantic. *Aquat. Conserv.: Mar. Freshwat. Ecosyst.* 13: 21–32.

Corbera J, Cardell MJ. 1995. Cumaceans as indicators of eutrophication on soft bottoms. *Sci. Mar.* 59: 63–69.

smothering by organic particulates. The findings outlined here are likely to apply to sea-cage fish farms in other fjordic settings where sensitive seabed habitats occur in strongly tidal areas. If maerl habitats are to be licensed for fish farming then cage positions should be fixed within leased areas as opposed to the fallowing system of site rotation, as this may increase the extent of long-term damage.

Acknowledgements

We are grateful to P Garwood for infaunal identifications, to M Söffker for help with figure preparation, and to C Howson, T Mercer and A Shaw for planning and execution of SCUBA fieldwork. The first author held a Royal Society University Research Fellowship and the project was funded by Scottish Natural Heritage, the Scottish Environmental Protection Agency, Marine Harvest (Scotland) Ltd. and the Esmée Fairbairn Foundation.

Cromey CJ, Nickell TD, Black KD, Provost PG, Griffiths CR. 2002. Validation of a fish farm waste resuspension model by use of a particulate tracer discharged from a point source in a coastal environment. *Estuaries* 25: 916–929.

De Grave S. 1999. The influence of sedimentary heterogeneity on within maerl bed differences in infaunal crustacean community. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 49: 153–163.

Ernst W, Jackman P, Doe K, Pages F, Julien G, Mackay K, Sutherland T. 2001. Dispersion and toxicity to non-target aquatic organisms of pesticides used to treat sea lice on salmon in net pen enclosures. *Mar. Pollut. Bull.* 42: 433–444.

Fernandes TF, Eleftheriou A, Ackefors H, Eleftheriou M, Ervik A, Sanchez-Mata A, Scanlon T, White P, Cochrane S, Pearson TH, Read PA. 2001. The scientific principles underlying the monitoring of the environmental impacts of aquaculture. *J. Appl. Ichthyol.* 17: 181–193.

Foster MS. 2001. Rhodoliths: Between rocks and soft places. *J. Phycol.* 37: 659–667.

Foster MS, McConnick LM, Lundsten L, Wadsworth T, Kimball T, Brooks LB, Medina-López M, Riosmena-Rodríguez R, Hernández-Carmona G, Vásquez-Elizondo RM, Johnson S, Steller DL. 2007. Diversity and natural history of a *Lithothamnion muelleri*-*Sargassum horridum* community in the Gulf of California. *Cienc. Mar.* 33: 364–384.

Foxon GEH. 1936. Notes on the natural history of certain sand-dwelling Cumacea. *Ann. Mag. Nat. Hist.* 17: 377–393.

Freiwald A, Henrich R. 1994. Reefal coralline algal build-ups within the Arctic Circle: Morphology and sedimentary dynamics under extreme environmental seasonality. *Sedimentology* 41: 963–984.

Gamble JC. 1970. Anaerobic survival of the crustaceans *Corophium volutator*, *C. arenarium* and *Tanais chevreuxi*. *J. Mar. Biol. Assoc. UK* 50: 659–671.

Grall J, Glémarec M. 1997a. Using biotic indices to estimate macrobenthic community perturbations in the Bay of Brest. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 44: 43–53.

Grall J, Glémarec M. 1997b. Biodiversité des fonds de maerl en Bretagne: Approche fonctionnelle et impacts anthropogéniques. *Vie Milieu* 47: 339–349.

Grall J, Hall-Spencer JM. 2003. Problems facing maerl conservation in Brittany. *Aquat. Conserv.: Mar. Freshwat. Ecosyst.* 13: 55–64.

- Grall J, Le Loc'h F, Guyonnet B, Riera P. 2006. Community structure and food web based on stable isotopes ($\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$) analyses of a Northeastern Atlantic maerl bed. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 338: 1–15.
- Hall-Spencer JM. 1998. Conservation issues concerning the molluscan fauna of maerl beds. *J. Conchol. Spec. Publ.* 2: 271–286.
- Hall-Spencer JM, Atkinson RJA. 1999. *Upogebia deltaura* (Crustacea, Thallassinidea) in Clyde Sea maerl beds, Scotland. *J. Mar. Biol. Assoc. UK* 79: 871–880.
- Hall-Spencer JM, Moore PG, Sneddon L. 1999. Observations and possible function of the striking anterior colouration pattern of *Galathea intermedia* (Crustacea: Decapoda: Anomura). *J. Mar. Biol. Assoc. UK* 79: 371–372.
- Hall-Spencer JM, Grall J, Moore PG, Atkinson RJA. 2003. Bivalve fishing and maerl-bed conservation in France and the UK: Retrospect and prospect. *Aquat. Conserv. Mar. Freshwat. Ecosyst.* 13: 33–41.
- Hall-Spencer JM, White N, Gillespie E, Gillham K, Foggo A. 2006. The impact of fish farms on maerl beds in strongly tidal areas. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 326: 1–9.
- Hiscock K. 1998. Biological monitoring of marine Special Areas of Conservation: A handbook of methods for detecting change. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough.
- Holmer M, Pérez M, Duarte C. 2003. Benthic primary producers: A neglected environmental problem in Mediterranean mariculture? *Mar. Pollut. Bull.* 46: 1372–1376.
- Holmes JMC, Costello MJ, Connor DW. 1997. Crustacea. In: Howson CM, Picton BE (eds.), *The Species Directory of the Marine Fauna and Flora of the British Isles and Surrounding Seas*. Ulster Museum and the Marine Conservation Society, Belfast and Ross-on-Wye, pp. 153–224.
- Irvine LM, Chamberlain YMC. 1994. *Seaweeds of the British Isles*. Vol. 1, Part 2B. British Museum (Natural History), London.
- Jones NS. 1963. The marine fauna of New Zealand: Crustaceans of the order Cumacea. *N.Z. Oceanogr. Inst. Mem.* 23: 9–80.
- Keegan BF. 1974. The macrofauna of maerl substrates on the west coast of Ireland. *Cah. Biol. Mar.* 15: 513–530.
- Lee HW, Bailey-Brock JH, McGurr MM. 2006. Temporal changes in the polychaete infaunal community surrounding a Hawaiian mariculture operation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 307: 175–185.
- Maggs CA, Guiry MD. 1987. *Gelidiella calcicola* sp. nov. (Rhodophyta) from the British Isles and northern France. *Br. Phycol. J.* 24: 253–269.
- Martin S, Clavier J, Chauvaud L, Thouzeau G. 2007. Community metabolism in temperate maerl beds. I. Carbon and carbonate fluxes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 335: 19–29.
- Maurer D, Nguyen H, Robertson G, Gerlinger T. 1999. The Infaunal Trophic Index (ITI): Its suitability for environmental monitoring. *Ecol. Appl.* 9: 699–713.
- Moore PG. 1973. The kelp fauna of northeast Britain. III. Multivariate classification: Turbidity as an ecological factor. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 13: 127–163.
- Myers AA, McGrath D. 1980. A new species of *Stenothoe dana* (Amphipoda, Gammaridea) from maerl deposits in Kilkieran Bay. *J. Life Sci. R. Dublin Soc.* 2: 15–18.
- Myers AA, McGrath D. 1983. The genus *Listriella* (Crustacea: Amphipoda) in British and Irish waters, with the description of a new species. *J. Mar. Biol. Assoc. UK* 63: 347–353.
- Pearson TH, Rosenberg R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution in the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 16: 229–311.
- Pearson TH, Black KD. 2001. The environmental impact of marine fish cage culture. In: Black KD (ed.), *Environmental Impacts of Aquaculture*. Academic Press, Sheffield, pp. 1–31.
- Pereira PMF, Black KD, McLusky DS, Nickell TD. 2004. Recovery of sediments after cessation of marine fish farm production. *Aquaculture* 235: 315–330.
- Ruiz JM, Pérez M, Romero J. 2001. Effects of fish farm loadings on seagrass (*Posidonia oceanica*) distribution, growth and photosynthesis. *Mar. Pollut. Bull.* 42: 749–760.
- SEPA, Scottish Environmental Protection Agency. 2003. Regulation and monitoring of marine cage fish farming in Scotland: A procedures manual. Downloaded from www.sepa.gov.uk.
- Wilson S, Blake C, Berges JA, Maggs CA. 2004. Environmental tolerances of free-living coralline algae (maerl): Implications for European maerl conservation. *Biol. Conserv.* 120: 283–293.

*Recibido en noviembre de 2006;
aceptado en junio de 2007*