



## Clasificación de la calidad ecológica de los fiordos de Aysen y Baker (Patagonia, Chile) con el uso de índices bióticos

Eduardo Quiroga <sup>a,\*</sup>, Paula Ortiz <sup>b</sup>, Brian Reid <sup>b</sup>, Dieter Gerdes <sup>c</sup>

<sup>a</sup> Pontificia Universidad Católica de Valparaíso (PUCV), Escuela de Ciencias del Mar, Casilla 1020, Valparaíso, Chile

<sup>b</sup> Centro de Investigación en Ecosistemas de la Patagonia (CIEP), Ignacio Serrano 509, Coyhaique, Chile

<sup>c</sup> Alfred Wegener Institute for Polar and Marine Research, Columbusstrasse, D-27568 Bremerhaven, Alemania

### Información

**Palabras clave:**

Macrofauna  
Comunidades de fondos blandos  
Interacción río-fiordo

### Resumen

El índice biótico marino (AMBI), indicador ecológico para el manejo de las aguas de estuarios y costas en todo el mundo, fue probado en dos fiordos de la Patagonia chilena. El fiordo de Aysen (42° Lat. S) apoya el cultivo intensivo de salmón en ecosistemas costeros, mientras que el fiordo Baker (48° Lat. S) se encuentra actualmente por encima del límite de la expansión sur de concesiones salmoneras. El estado ecológico del fiordo de Aysen fue clasificado como bueno, mientras que el estado del fiordo Baker fue clasificado como alto y desequilibrado. Estas diferencias fueron compatibles con nuestros pronósticos, además ilustran el impacto de las condiciones medioambientales y actividades humanas locales junto con las aportaciones del río en los fiordos semiconfinados. Este método es apropiado para evaluar el estado ecológico de los fiordos, sin embargo, requiere de una cantidad de datos suficientes para una evaluación medioambiental significativa según la Directiva Marco del Agua (DMA).

© 2012 Elsevier Ltd. Todos los Derechos Reservados.

### 1. Introducción

Las comunidades de invertebrados macrobentónicos son reconocidas ampliamente como indicadores del impacto medioambiental en sistemas marinos y de estuario (ej. Borja *et al.*, 2000; Diaz *et al.*, 2004; Pinto *et al.*, 2009; Van Hoey *et al.*, 2010; Teixeira *et al.*, 2012). Las comunidades de invertebrados macrobentónicos son sensibles ante acumulación de materia orgánica o ante muchos contaminantes, ya que son relativamente residentes inmóviles en sedimentos (Pearson y Rosenberg, 1978; Teixeira *et al.*, 2012). Índices univariados de diversidad como los índices de Shannon, de igualdad de especie y de otra comunidad no son suficientes para distinguir los cambios producidos por alteraciones naturales de aquellos producidos por factores antropogénicos (Warwick y Clarke, 1993). Un estudio tradicional de evaluación medioambiental en una comunidad inalterada en un lugar particular y otra comunidad alterada en otro lugar puede/podría mostrar el mismo nivel de diversidad (Muniz *et al.*, 2005). Las medidas son a menudo no intuitivas y confunden la interpretación del impacto medioambiental y sus efectos consecuentes, lo que dificulta el monitoreo de calidad marina para personas no científicas, reguladores y legisladores (Muniz *et al.*, 2005).

En años recientes el desarrollo y prueba de sistemas de clasificación e indicadores bióticos para evaluar la calidad ecológica (EcoQ) de aguas costeras han significado una gran inversión (ej. Simboura y Zenetos, 2002; Diaz *et al.*, 2004; Pinto *et al.*, 2009; Borja *et al.*, 2008, 2009a, 2009b; Muxika *et al.*, 2005, 2011). Un

índice que se aplica extensivamente y produce buenos resultados es el índice biótico marino (AMBI) desarrollado por Borja *et al.* (2000). Este índice se basa en la asignación de taxones observados durante una evaluación a ciertos grupos ecológicos. Se establecieron cinco grupos ecológicos, desde especies sensibles a especies oportunistas de primer orden, según datos empíricos de varios estudios y también de acuerdo a experiencia experta general (Borja *et al.*, 2000; Muxika *et al.*, 2005, 2011). Este índice se ha utilizado con éxito para detectar y evaluar distintas fuentes de impacto en sistemas marinos en todo mundo, incluyendo también los efectos negativos de la acuicultura en sistemas bentónicos (ej. Muxika *et al.*, 2005; Tomassetti *et al.*, 2009; Forchino *et al.*, 2011).

Recientemente se desarrolló un nuevo índice, el AMBI multivariado (M-AMBI), como respuesta a los requisitos de la Directiva Marco del Agua (DMA), y así incluir medidas adicionales que aborden la integridad de la comunidad bentónica y parámetros que definan mejor la calidad medioambiental de los sistemas marinos (Borja *et al.*, 2004, 2009a; Muxika *et al.*, 2007; Pinto *et al.*, 2009). El M-AMBI es una extensión del AMBI (Muxika *et al.*, 2007), el cual incorpora la riqueza de las especies y los valores de la diversidad de Shannon-Wiener. El M-AMBI es el resultado de los esfuerzos de intercalibración de los miembros de DMA para desarrollar metodologías comunes. Se ha utilizado en varios sistemas fuera de Europa, como en Estados Unidos, donde se demostró de manera consistente concordancia con índices locales (Borja *et al.*, 2008).

La acuicultura salmonera en sistemas marinos costeros podría ser una gran fuente potencial de impacto medioambiental, lo que incluye enriquecimiento orgánico de sedimentos, disponibilidad reducida de oxígeno, reducción de biodiversidad y cambios en la

\* Contacto del autor correspondiente: Tel.: +56 32 2274207; fax: +56 32 2274206.

Correo electrónico: [eduardo.quiroga@ucv.cl](mailto:eduardo.quiroga@ucv.cl) (E. Quiroga).

la estructura de la comunidad de macrofauna bentónica (ej. Brown *et al.*, 1987; Gowen y Bradbury, 1987; Weston, 1990; GESAMP, 1991; Macleod *et al.*, 2004; Wildish *et al.*, 2005; Edgar *et al.*, 2005; Kalantzi y Karakassis, 2006; Wildish y Pohle, 2005; Hargrave *et al.*, 2008; Hargrave, 2010; Neofitou *et al.*, 2010; Villnäs *et al.*, 2011). Estos efectos son claros ejemplos de cómo la producción acuícola puede exceder la capacidad local de sustentación, como la habilidad de los ecosistemas para asimilar los desechos generados. Por consiguiente, los cambios ecológicos limitan la viabilidad a largo plazo de una continua acuicultura en cualquier lugar (MacLeod *et al.*, 2004; Wildish y Pohle, 2005). Los impactos del enriquecimiento orgánico son la reducción de diversidad, aumento de especies oportunistas y tolerantes a la contaminación y, finalmente, la ausencia total de taxones sensibles (Brown *et al.*, 1987; Gowen y Bradbury, 1987; Weston, 1990). Estas mismas causas de estrés junto con la liberación de gas de sulfuro de hidrogeno y acumulación de materia orgánica se reconocen también como mecanismos responsables del deterioro de la salud de peces cultivados y de la reducción e incluso pérdida de producción (GESAMP, 1991; Hargrave *et al.*, 2008).

La acuicultura salmonera en Chile comenzó a principio de 1980 y su producción ha crecido exponencialmente hasta convertirse actualmente en el segundo mayor productor de salmón en el mundo después de Noruega (Buschmann *et al.*, 2009). A pesar de que se ha discutido que la industria salmonera en Chile ha llegado a niveles de consolidación, su crecimiento no ha estado libre de consecuencias, como el brote de anemia infecciosa del Salmón (ISA). Como medida de recuperación, la industria busca nuevas áreas en el sur de Chile, incluyendo fiordos prístinos en la zona costera de la Patagonia. En la remota región de Aysen en el sur de Chile (45°S), la producción de salmón ha avanzado y contribuye actualmente al 80% del total de producción de salmón en Chile; hace dos décadas, la acuicultura casi no existía en esa región (Buschmann *et al.*, 2006). El fiordo Baker se encuentra actualmente más allá del límite de la expansión sur de concesiones salmoneras. Sin embargo, se planea instalar futuras concesiones de salmón en canales y fiordos que actualmente no están ocupadas hasta la duodécima región de Chile (54°S), posible consecuencia de los efectos combinados de crecimiento y recuperación de la industria (Gonzalez de la Rocha, 2008).

Ya existen leyes y regulaciones exhaustivos que se encargan de zonas costeras y en la acuicultura, incluyendo las regulaciones medioambientales del Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (Sernapesca), disposiciones específicas de acuerdo al Reglamento Ambiental para la Acuicultura (RAMA, 2001), y los estándares secundarios de calidad ambiental para la protección de regiones marinas y de estuarios. Además se ha establecido una Gestión Integrada en Áreas Litorales (GIAL), pero por lo general no se utiliza el concepto de evaluación integrada (Tironi *et al.*, 2008, 2010; Barton y Fløysand, 2010). El marco regulatorio en Chile no ha desarrollado la sofisticación para poder monitorear, evaluar y gestionar los impactos de una manera efectiva en comparación con otros lugares en el mundo. Generalmente las regulaciones medioambientales no se basan en la evaluación empírica de impactos (Buschmann *et al.*, 2009). Las investigaciones de los efectos del cultivo de salmón en los sistemas bentónicos, principalmente en el sur de Chile, se han limitado solo a algunos lugares (Soto y Norambuena, 2004; Mulsow *et al.*, 2006; Quiroga, 2009). El sistema regulatorio debe cambiar sus regulaciones locales o de acuerdo a la región, a una gestión medioambiental de acuerdo al ecosistema (Soto *et al.*, 2008; Aguilar-Manjarrez *et al.*, 2010), basado en modelos utilizados también en otras regiones del mundo.

En este estudio se prueba la aplicación del AMBI y M-AMBI en los fiordos de Aysen y Baker en la Patagonia chilena. El objetivo general es clasificar el estado ecológico de las comunidades macrobentónicas de fondos blandos y las propiedades del sedimento. Se espera que los resultados proporcionen una base apropiada para futuros estudios de monitoreo en las aguas costeras chilenas.

## 2. Métodos

Se estudiaron las condiciones de sedimento y las comunidades macrobentónicas en seis estaciones en el fiordo de Aysen (Fig. 1) en octubre del 2009 y cinco estaciones en julio del 2010. En el fiordo Baker se tomaron muestras en junio, septiembre y noviembre del 2008 y en febrero del 2009. Las estaciones fueron posicionadas en los fiordos para explicar a grandes rasgos los procesos ecológicos que ocurrían en la zona de estudio. Las muestras de macrofauna fueron tomadas utilizando una draga van Veen de 0,1 m<sup>2</sup>. No se incluyeron en este análisis a aquellos grupos de fauna que no se pueden muestrear apropiadamente con este método como nematodos y foraminíferos. En estudios de sedimento blando una sola toma representaría solo una pequeña fracción de la diversidad de especies en un lugar a causa de la variabilidad espacial a pequeña escala. Por esto, se recolectaron de 2-6 muestras repetidas de cada estación bentónica para los análisis de datos de la abundancia de especies y biomasa (Ellingsen, 2002). Las muestras de sedimento fueron separadas por una barrera de malla de 500- $\mu$ m y el material biológico se fijó con un 10% de solución de agua de mar con formaldehído neutralizado.

Las muestras de sedimento se recolectaron de réplicas independientes utilizando un corer de gravedad (ID = 50 mm.). Todas las muestras se mantuvieron congeladas (-20 °C) antes del análisis de la materia orgánica total (MOT), carbono orgánico total (COT), clorofila (Chl-a) y feopigmentos (Phaeop). Se realizaron análisis del tamaño de grano de los sedimentos sobre los 5 cm de sedimento superficial mediante el uso de un set de tamices geológicos de acuerdo al procedimiento descrito por Folk (1974). Se obtuvo la materia orgánica total (MOT) tras un método de calcinación utilizando un horno de mufla (Luczak *et al.*, 1997). Se determinó el contenido de carbono orgánico total (COT) en sedimentos de la superficie en muestras de sedimento liofilizadas y homogenizadas, descalcificadas con 1NHCl, secadas en una placa caliente a 40°C, y medidas en un analizador elemental de CHN (LECO, modelo Truspec CHN).

La clorofila y los feopigmentos (producto de degradación de fitopigmentos) se analizaron de manera fluorométrica (Montani *et al.*, 2003). Los pigmentos registrados por este método se denominan equivalente pigmentos cloroplásticos (CPE, Gutiérrez *et al.*, 2000). Se analizaron réplicas independientes utilizando un corer de gravedad para determinar contenido total de sulfuro con un electrodo de sulfuro Ag/Ag y un electrodo de referencia combinado contra un estándar de sulfuro sódico (Hargrave *et al.*, 1995; Wildish *et al.*, 2001). Se midió el potencial redox de sedimento (EhNHE) en la capa superficial de sedimento de 0-2 cm con un electrodo de platino combinado estándar junto con una referencia interna de calomelano (SG<sup>TM</sup>, Mettler Toledo). Se analizó la relación de isótopos estables de carbono en el laboratorio de CCHEN, Chile (Silva *et al.*, 2011a).

Los bentos se preservaron en el laboratorio en una solución al 70% de alcohol. Luego los organismos fueron extraídos, cuantificados e identificados con el nivel taxonómico más alto (especies por lo general). El matriz de similitud se calculó con el índice de Bray-Curtis. Se utilizó un análisis cluster jerárquico y el método SIMPROF ("similarly profile") para delimitar los ensamblajes macrobentónicos de las respectivas estaciones de muestreo (Clarke *et al.*, 2008). Se utilizó el test de permutación SIMPROF (nivel de 5%) para determinar grupos con estructura interna significativa. Se realizaron análisis SIMPER para describir el aporte de las especies a las similitudes y diferencias entre los grupos de estaciones. Estos análisis se llevaron a cabo utilizando el programa PRIMER-6 (Plymouth, UK; Clarke y Gorley, 2006).

Las comunidades macrobentónicas se clasificaron de acuerdo a Ortiz y Quiroga (2010) y Quiroga *et al.* (2012). Los datos de abundancia de taxones/especies se usaron para calcular los índices AMBI y M-AMBI con el uso de la herramienta AMBI (versión 4.1, <http://ambi.azti.es>, Borja *et al.*, 2000; Muxika *et al.*, 2011). Los taxones se clasificaron en cinco grupos ecológicos:

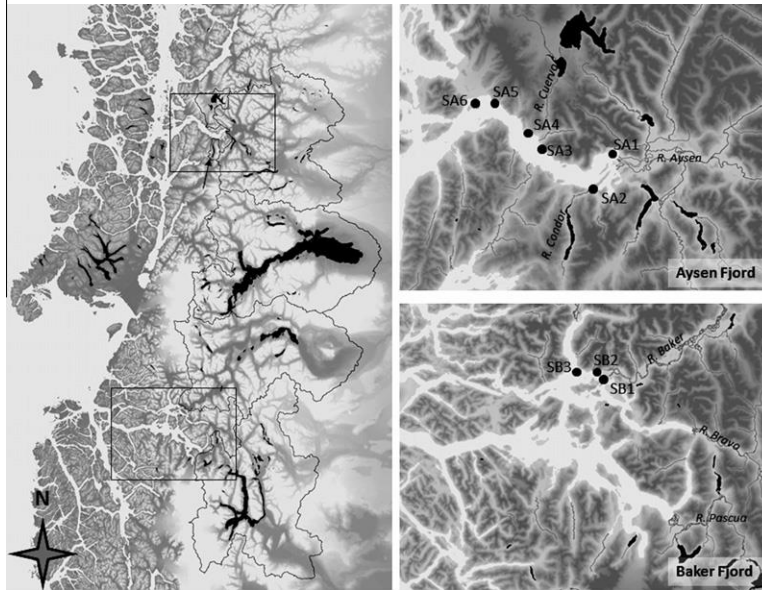


Fig. 1. Zona de estudio y estaciones de muestreo en el fiordo de Aysen (SA) y fiordo Baker (SB), Patagonia chilena ( $45^{\circ}14'S$ – $47^{\circ}47'S$ ).

- *Grupo ecológico I (EGI)* especies muy sensibles al enriquecimiento orgánico, presentes en condiciones de no contaminación (estado inicial). Dentro de este grupo se incluyen especies suspensoras, carnívoros y carroñeros menos selectivos.
- *Grupo ecológico II (EGII)* especies indiferentes al enriquecimiento, siempre presentes en bajas densidades con una variación no significativa en el tiempo.
- *Grupo ecológico III (EGIII)* especies tolerantes al enriquecimiento excesivo de materia orgánica. Estas especies estarían presentes bajo condiciones normales sin impacto, pero sus poblaciones se estimulan con enriquecimiento orgánico (condiciones ligeramente desequilibradas). Ejemplos de estos son especies depositoras de la superficie como los espionidos.
- *Grupo ecológico IV (EGIV)* especies oportunistas de segundo orden (de condiciones desequilibradas ligeras a agudas). Ejemplos incluyen poliquetos pequeños y especies depositoras de la subsuperficie como el Cirratulidae.
- *Grupo ecológico V (EGV)* especies oportunistas de primer orden (condiciones desequilibradas agudas). Taxones típicos incluyen especies depositoras que se propagan en sedimentos en condiciones reductoras

La distribución de estos grupos ecológicos como función de su sensibilidad a la contaminación da como resultado un índice biótico que consiste de siete niveles (Borja et al., 2000): normal (0), imperturbado (<1,2), ligeramente perturbado (1,2 – 3,3), moderadamente perturbado (3,3 – 5), muy perturbado (5 – 6), extremadamente perturbado (>6) y sedimentos azoicos (7). Los valores referenciales adoptados para el cálculo del M-AMBI fueron descritos por Teixeira et al. (2012). Se establecieron cinco categorías en la escala de M-AMBI de acuerdo a un ejercicio de intercalibración de la Directiva Marco Europea del Agua: alta calidad (>0,77), buena (0,77 – 0,53), moderada (0,53 – 0,38), baja (0,38 – 0,20), y mala (<0,20).

Ambos fiordos reciben una afluencia notable de agua dulce de los ríos de Aysen y Baker, lo cual representaría un posible reto para implementar las metodologías estándar. La caracterización de la exportación ribereña de sedimento suspendido y materia orgánica en los fiordos de Aysen y Baker se basó en una toma de muestra mensual agrupando los periodos respectivos del muestreo. Las muestras de agua fueron filtradas y secadas en filtros de fibra de vidrio y los sedimentos suspendidos fueron pesados, mientras que

se procesó la materia orgánica como se describió anteriormente. La concentración de sedimento suspendido y concentración de materia orgánica particulada (MOPF) fueron generadas con datos descargados por hora (Dirección General de Aguas, Gobierno de Chile, [www.dga.cl](http://www.dga.cl); Quiroga et al., 2012).

Se calculó la relación entre los índices bióticos (es decir, AMBI, BI y M-AMBI) y las variables medioambientales (MOT, COT, CPE, contenido de Chl-a y de sulfuro) mediante un análisis de covarianza (ANCOVA). Se propuso este análisis para poder distinguir las diferencias entre los fiordos influenciados por la entrada de agua dulce de ríos, ya que las fuertes tendencias entre índices y covariantes medioambientales pueden ser evidentes, sin embargo, estas pueden ser opacadas por las diferencias de los fiordos. El ANCOVA se realizó utilizando el software Estadística 7.0 StatSoft, Inc para obtener conjuntos de datos combinados (fiordos de Aysen y Baker)

### 3. Resultados

Por lo general, se clasificaron los sedimentos del fiordo de Aysen como arena-arcilla, con <5,0% de contenido de MOT, pero en las estaciones SA1, SA3 y SA4, el contenido de MOT fue ligeramente mayor, variando entre 5,57% y 11,90% (Tabla 1). COT y Chl-a fueron menores en la estación SA5 (0,5% - 3,4% COT, 79,77  $\mu\text{g g}^{-1}$  de Chl-a) que en la estación SA1 (10,5 – 10,6% COT, 715,8  $\mu\text{g g}^{-1}$  de Chl-a). Además, el CPE varió entre un 10,8% en la estación SA6 y un 25,1% en la estación SA1. En el fiordo Baker, el sedimento de la superficie fue menos heterogéneo, caracterizándose por una cantidad consistentemente baja de MOT (<3,0%) y COT (<0,86). El contenido de Chl-a varió entre 31,4  $\mu\text{g g}^{-1}$  en la estación SB3 (junio 2008) y 127,0  $\mu\text{g g}^{-1}$  en la estación SB1 (febrero 2009).

En el fiordo de Aysen, la composición de isótopos estables de carbono ( $\delta^{13}\text{C}$ ) de las muestras de sedimento de la superficie varió entre un -24,7% en la estación SA6 y un -27,9% en la estación SA3 (Tabla 1). En el fiordo de Baker, la composición de isótopos estables de carbono de sedimento fue la más alta en la estación SB1 (-27,1%) y la menor en la estación SB3 (-26,4%), lo que indica una alta contribución de materia orgánica terrestre en la cabeza de los fiordos (Tabla 1).

En el octubre la densidad de macrofauna en el fiordo de Aysen fue mayor en la estación SA1 ( $5010 \pm 1859$  ind.  $\text{m}^{-2}$ ) y menor en SA4 ( $896 \pm 297$  ind.  $\text{m}^{-2}$ ), mientras que en julio la mayor densidad de macrofauna se encontró en la estación SA3 ( $10603 \pm 3591$  ind.  $\text{m}^{-2}$ ) y la

**Tabla 1**

Parámetros del sedimento bentónico e información de muestra de macrobentos. MOT: materia orgánica total, COT: carbono orgánico total, Chl-a: clorofila-a, CPE: equivalente pigmentos cloroplásticos.

Ubicación	Estación	Fecha de muestreo	Latitud (°S)	Longitud (°W)	Profundidad (m)	Arena (%)	Arcilla (%)	MOT (±S.D) (%)	COT (%)	Chl-a (±S.D) (µg g <sup>-1</sup> )	Chl-a en CPE (%)	Sulfuro (IM)	Eh <sub>NHE</sub> (mV)	Número de especies	Densidad media (ind. m <sup>-2</sup> )
<i>Fiordo de Aysen</i>															
Bahía Acanalada	SA1	16.10.2009	45°23'45	72°48'25	47	65,9	33,4	10,63 ± 0,54	3,36	–	–	393,3	38	15 ± 1	5010 ± 1859
Caleta Bluff	SA2	16.10.2009	45°28'21	72°52'37	26	97,3	1,7	4,17 ± 0,52	1,24	–	–	119,9	80	29 ± 2	3875 ± 573
Río Cuervo	SA3	15.10.2009	45°21'14	73°03'35	50	89,3	10,0	9,52 ± 0,76	2,82	–	–	42,8	41	23 ± 1	2943 ± 410
Punta Tortuga	SA4	15.10.2009	45°19'28	73°05'36	35	80,6	19,2	11,52 ± 0,46	2,56	–	–	89,2	79	16 ± 4	896 ± 297
Caleta Pérez	SA5	14.10.2009	45°14'34	73°13'36	36	88,7	11,2	3,12 ± 0,14	0,53	–	–	98,7	208	28 ± 1	4902 ± 1278
Cinco Hermanas	SA6	14.10.2009	45°16'03	73°14'37	50	77,3	21,9	2,13 ± 0,16	1,05	–	–	39,2	189	26 ± 6	4107 ± 1444
Bahía Acanalada	SA1	26.07.2010	45°23'45	72°48'25	47	49,6	49,9	10,47 ± 0,14	3,14	715,75 ± 238,37	25,1	–	35	17 ± 1	2875 ± 389
Río Cuervo	SA3	26.07.2010	45°21'14	73°03'35	50	79,0	19,7	11,90 ± 0,38	2,48	261,57 ± 163,70	14,6	–	–	24 ± 1	10603 ± 3591
Punta Tortuga	SA4	25.07.2010	45°19'28	73°05'39	35	80,4	17,1	5,57 ± 0,03	1,54	132,40 ± 87,57	13,9	–	159	26 ± 6	9822 ± 2161
Caleta Pérez	SA5	24.07.2010	45°14'34	73°13'36	36	56,8	43,0	2,02 ± 0,02	0,59	79,67 ± 12,86	10,9	–	184	19 ± 1	4292 ± 929
Cinco Hermanas	SA6	24.07.2010	45°16'03	73°14'37	50	84,8	13,5	1,90 ± 0,03	0,55	140,50 ± 12,94	10,8	–	84	29 ± 2	6300 ± 676
<i>Fiordo Baker</i>															
Río Baker	SB1	29.06.2008	47°47'44	73°35'25	40	87,67	0,48	3,38 ± 0,04	0,74	70,39 ± 0,49	39,1	–	–	22 ± 8	14034 ± 8439
Río Baker, Bajo Pisagua	SB2	29.06.2008	47°47'05	73°35'21	30	83,78	0,41	3,50 ± 0,04	0,86	65,81 ± 2,05	34,2	–	–	29 ± 1	10184 ± 1016
Río Baker, Bajo Pisagua	SB2	08.09.2008	47°47'19	73°35'51	29	77,99	0,50	3,38 ± 0,02	0,64	44,75 ± 11,20	27,5	–	–	14 ± 4	650 ± 567
Río Baker	SB1	28.11.2008	47°47'53	73°35'05	48	86,57	1,11	4,29 ± 0,08	0,84	120,51 ± 15,07	41,0	–	–	23 ± 3	12684 ± 4504
Río Baker, Bajo Pisagua	SB2	28.11.2008	47°47'10	73°35'23	40	96,52	0,12	3,71 ± 0,05	0,78	98,01 ± 13,53	44,9	–	–	25 ± 4	6084 ± 1895
Río Baker	SB1	24.02.2009	47°47'53	73°35'05	54	–	–	3,41 ± 0,03	0,68	127,02 ± 10,50	49,7	–	–	28 ± 3	17831 ± 9054
Río Baker, Bajo Pisagua	SB2	24.02.2009	47°47'10	73°35'23	48	–	–	3,09 ± 0,08	0,62	67,74 ± 14,78	35,0	–	–	26 ± 3	6641 ± 629
Punta Raúl	SB3	28.06.2008	47°46'27	73°39'35	34	95,04	0,06	3,03 ± 0,06	0,48	31,44 ± 7,03	25,7	–	–	14 ± 5	744 ± 925
Punta Raúl	SB3	08.09.2008	47°46'48	73°39'29	66	89,79	0,13	3,31 ± 0,08	0,48	57,30 ± 4,54	31,3	–	–	6 ± 2	95 ± 49
Punta Raúl	SB3	26.11.2008	47°46'27	73°39'36	60	90,98	0,04	3,35 ± 0,11	0,45	51,77 ± 2,61	26,0	–	–	9 ± 3	144 ± 88
Punta Raúl	SB3	23.02.2009	47°46'27	73°39'15	58	39,60	0,50	3,37 ± 0,01	0,43	35,02 ± 7,67	23,9	–	–	7 ± 3	82 ± 37
Ubicación	Estación	Muestreo										Fecha d <sup>13</sup> C (‰)	Alloch. (%)		
<i>Fiordo de Aysen</i>															
Bahía Acanalada	SA1	26.07.2010										–27,72	96,5		
Caleta Bluff	SA2	16.10.2009										–25,95	74,4		
Río Cuervo	SA3	26.07.2010										–27,93	99,1		
Punta Tortuga	SA4	25.07.2010										–27,48	93,5		
Caleta Pérez	SA5	24.07.2010										–25,65	70,6		
Cinco Hermanas	SA6	24.07.2010										–24,69	58,6		
<i>Fiordo Baker</i>															
Río Baker	SB1	03.08.2010										–27,08	88,5		
Río Baker, Bajo Pisagua	SB2	05.08.2010										–26,74	84,3		
Punta Raúl	SB3	03.08.2010										–26,39	7,9		

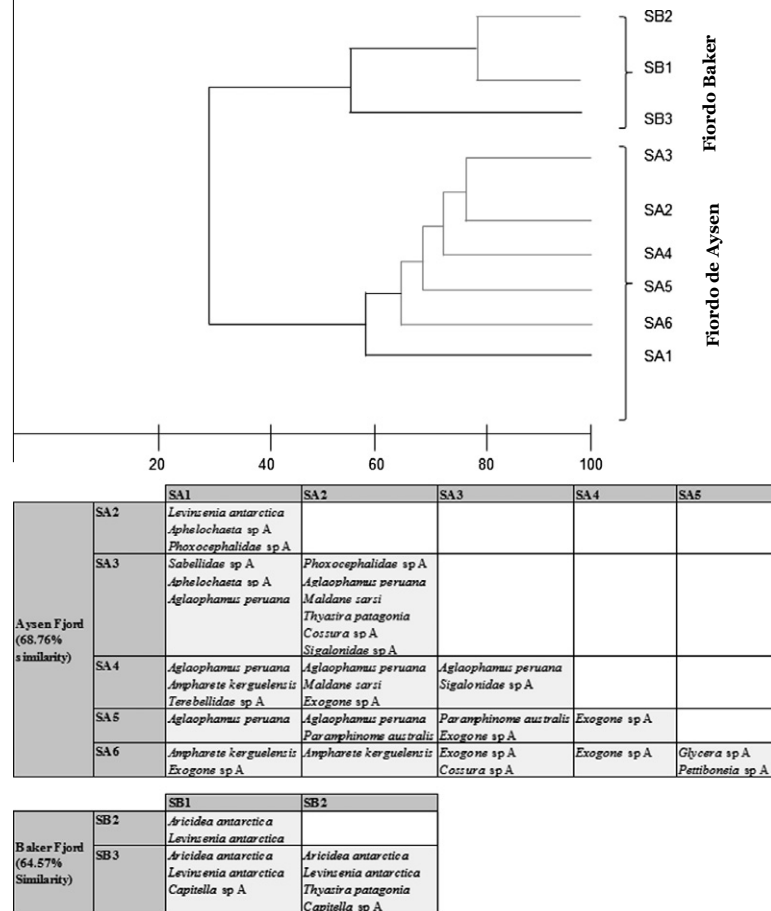
**Tabla 2**

Datos recogidos de composición de especies, densidad media, desviación estándar (DE), y porcentaje total de macrofauna durante todo el estudio.

Taxones	Fiordo de Aysen			Fiordo Baker					
	Densidad media		%	Densidad media		%			
	(ind. m <sup>-2</sup> )	DE		(ind. m <sup>-2</sup> )	DE				
Poliquetos	<i>Capitella</i> sp A	1839,3	2034,4	36,4	<i>Aricidea antarctica</i>	3815,0	5338,4	45,6	
	<i>Prionospio</i> sp A	557,3	527,6	11,0	<i>Levinsenia antarctica</i>	1486,6	1800,4	17,8	
	<i>Aphelochaeta</i> sp A	460,1	509,2	9,1	<i>Capitella</i> sp A	1067,7	1090,5	12,8	
	<i>Aricidea antarctica</i>	274,8	214,4	5,4	<i>Aphelochaeta marioni</i>	243,6	380,7	2,9	
	<i>Paramphinoe australis</i>	179,2	205,6	3,5	<i>Cossura</i> sp A	217,9	225,3	2,6	
	<i>Cossura</i> sp A	179,1	356,0	3,5	<i>Aglaophamus peruana</i>	158,9	194,7	1,9	
	<i>Ampharete kerguelensis</i>	154,8	288,7	3,1	<i>Prionospio</i> sp A	87,3	110,6	1,0	
	<i>Aglaophamus peruana</i>	119,8	123,3	2,4	Lumbrineridae sp A	50,9	61,4	0,6	
	<i>Exogone</i> sp A	111,5	231,4	2,2	<i>Sphiophanes soederstroemi</i>	43,9	87,2	0,5	
	Lumbrineridae sp A	93,0	96,3	1,8	Terebellidae sp A	40,0	57,1	0,5	
	<i>Levinsenia antarctica</i>	60,3	68,9	1,2	Hesionidae sp A	38,8	56,3	0,5	
	Sabellidae sp A	41,8	94,3	0,8	<i>Leanira quatrefagesi</i>	38,4	44,5	0,5	
	Hesionidae sp A	41,4	42,9	0,8	<i>Paramphinoe australis</i>	35,4	50,9	0,4	
	Polynoidae sp A	37,1	62,2	0,7	<i>Terebellides</i> sp A	23,9	37,7	0,3	
	<i>Glycera</i> sp A	36,4	75,5	0,7	<i>Lumbrineris cingulata</i>	23,0	27,2	0,3	
	Dorvilleidae sp A	31,3	75,7	0,6	<i>Pettiboneia</i> sp A	19,1	30,2	0,2	
	<i>Pettiboneia</i> sp A	21,5	64,8	0,4	<i>Ninoe falklandica</i>	18,9	23,6	0,2	
	Terebellidae sp A	19,2	35,1	0,4	Sabellidae sp A	13,9	31,9	0,2	
	Ampharetidae sp A	18,6	37,0	0,4	Ampharetidae sp A	7,5	11,8	0,1	
	Nereidae sp A	16,9	18,2	0,3	<i>Maldane sarsi</i>	5,5	12,9	0,1	
	Maldanidae sp A	11,1	18,1	0,2	Ophelidae sp A	5,0	9,5	0,1	
	<i>Cistenides ehlersi</i>	10,9	14,7	0,2	<i>Ammotrypene</i> sp	4,5	9,3	0,1	
	<i>Leanira quatrefagesi</i>	10,8	22,4	0,2	<i>Nereis</i> sp A	2,7	7,3	<0,1	
	Terebellidae sp B	8,3	19,3	0,2	Polynoidae sp	2,7	5,9	<0,1	
	<i>Ninoe falklandica</i>	7,3	27,1	0,1	<i>Nereis eugeniae</i>	2,3	8,7	<0,1	
	Phyllodocidae sp A	5,8	11,4	0,1	<i>Artacama valparaisiensis</i>	1,6	5,0	<0,1	
	<i>Terebellides</i> sp A	4,0	13,2	0,1	<i>Aphelochaeta</i> sp B	1,3	8,1	<0,1	
	Sphaerodoridae sp A	2,1	6,1	<0,1	Gonianidae sp A	1,3	3,8	<0,1	
	Gonianidae sp A	1,5	5,4	<0,1	<i>Laonice weddellia</i>	0,7	2,6	<0,1	
	<i>Artacama valparaisiensis</i>	0,6	2,7	<0,1	<i>Prionospio ehlersi</i>	0,5	4,0	<0,1	
	<i>Sternaspis scutata</i>	0,4	1,7	<0,1	Glyceridae sp A	0,5	3,0	<0,1	
	Orbiniidae sp A	0,4	1,7	<0,1	<i>Schistomeringos longicornis</i>	0,4	1,9	<0,1	
					Sphaerodoridae sp A	0,4	1,9	<0,1	
					<i>Drilonereis</i> sp A	0,2	1,3	<0,1	
					Phyllodocidae sp A	0,2	1,3	<0,1	
					Magelonidae sp A	0,2	1,3	<0,1	
					Pilargidae sp A	0,2	1,3	<0,1	
					Pisionidae sp A	0,2	1,3	<0,1	
	Crustáceos	Ostracoda sp A	120,5	173,1	2,4	Pseudocumatidae sp A	20,2	79,0	0,2
		Cumacea sp A	37,2	72,9	0,7	Ostracoda sp B	16,8	28,9	0,2
		Amphipoda no identificado B	14,4	26,1	0,3	Phoxocephalidae sp A	15,2	19,7	0,2
		Phoxocephalidae sp A	13,5	26,7	0,3	Amphipoda no identificado A	8,9	18,7	0,2
		Cumacea sp B	10,2	46,0	0,2	<i>Cirolana albinota</i>	2,7	12,4	<0,1
		Amphipoda no identificado C	3,5	11,9	0,1	Amphipoda no identificado B	0,9	3,5	<0,1
		Amphipoda no identificado A	3,4	8,7	0,1	Ianiridae sp A	0,7	3,2	<0,1
		<i>Cirolana albinota</i>	2,4	9,0	<0,1	Bodotriidae sp A	0,5	2,3	<0,1
		<i>Gomeza serrata</i>	0,9	3,1	<0,1	<i>Gomeza serrata</i>	0,2	1,3	<0,1
		Moluscos	<i>Thyasira patagonica</i>	237,0	233,9	4,7	<i>Thyasira patagonica</i>	680,7	795,6
	<i>Macoma</i> sp A		136,4	109,1	2,7	<i>Macoma</i> sp A	27,5	63,0	0,3
	<i>Yoldiella</i> sp A		9,3	21,7	0,2	<i>Yoldiella</i> sp A	20,0	29,8	0,2
Bivalvia no identificado A	9,1		27,6	0,2	Scaphopoda sp B	11,3	28,0	0,1	
Nuculidae sp A	2,7		8,5	0,1	<i>Eunucula</i> sp A	2,0	7,2	<0,1	
Tindariidae sp A	1,1		3,8	<0,1	<i>Cuspidaria</i> sp A	0,2	1,3	<0,1	
Carditidae sp A	0,4		1,7	<0,1	<i>Chaetoderma</i> sp A	0,2	1,3	<0,1	
<i>Caecum chilensis</i>	0,4		1,7	<0,1	Bivalvia no identificado B	0,2	1,3	<0,1	
Scaphopoda sp A	0,4		1,7	<0,1					
Otros	Nemertea sp A		74,9	67,8	1,5	Nemertea sp A	48,2	110,2	0,6
	Priapulidae sp A		12,7	19,6	0,3	Nemertea sp B	40,7	54,0	0,5
	Sipuncula sp A		3,2	14,9	0,1	Priapulidae sp A	4,5	8,9	0,1
	Nemertea sp B	2,6	12,2	0,1	Nemertea sp C	2,9	7,3	<0,1	
	Ophiuroidea sp A	1,7	5,9	<0,1	Nemertea sp F	2,1	11,2	<0,1	
	Holothuroidea sp A	1,3	3,5	<0,1	Sipuncula sp A	1,1	5,6	<0,1	
	Schizasteridae sp A	0,6	2,7	<0,1	Nemertea sp D	0,5	2,3	<0,1	
	Priapulidae sp B	0,4	1,7	<0,1	Nemertea sp E	0,2	1,3	<0,1	
					Schizasteridae sp B	0,2	1,3	<0,1	

menor en SA1 (2875±297 ind. m-2; Tabla 1). No observamos ninguna diferencia significativa en las densidades de macrofauna en las estaciones de octubre y julio (ANOVA; p>0,05%). En el fiordo Baker, la densidad de macrofauna tuvo tendencia a aumentar mientras aumentaba la distancia desde la cabeza hasta la boca del fiordo (Tabla 1). Las densidades más altas se presentaron en la estación

exterior SB1 (14034-17800 ind. m-2), densidades intermedias en SB2 (650-6641 ind. m-2) y más bajas en SB3 (82-744 ind. m-2). Estas diferencias entre las estaciones fueron significativas (ANOVA, p<0,05 y prueba *a posteriori*). Se registró un total de 58 y 64 especies/grupos de macrofauna en el fiordo de Aysen y en el fiordo Baker respectivamente (Tabla 2).



**Fig. 2.** Diagrama cluster con el uso del índice de similitud Bray-Curtis (las líneas grises indican los grupos de muestras no separadas por el SIMPROF donde  $P < 0.05$ ), y resultados del análisis SIMPER (las especies macrobentónicas están agrupadas de acuerdo a su contribución a la diferencia promedio)

En general, predominaron los poliquetos (>38 especies), seguidos por crustáceos (>9 especies) y moluscos (>9 especies), incluyendo especies del género *Chaetoderma* y escafópodos. La comunidad en el fiordo de Aysen predominada siete especies de poliquetos (*Capitella* sp A., *Prionospio* sp A, *Aphelochoaeta* sp A., *Aricidea antarctica*, *Paramphinome australis*, *Cossura* sp A, y *Ampharete kerguelensis*) los cuales representan un 72% de la macrofauna, mientras que en el fiordo Baker, los poliquetos representaron un 76% de la macrofauna total, con *A. antarctica*, *Levinsenia antarctica* y *Capitella* sp A como las especies más importantes.

El análisis cluster de los datos macrobentónicos y el test SIMPROF ( $p < 0.05$ ) separaron los bentos de ambos fiordos en dos grupos distintos (Fig. 2). Los principales discriminadores para la desemejanza promedio de agrupación (71,86%) entre los fiordos de Aysen y Baker fueron *L. antarctica*, *T. patagonica*, *Capitella* sp A. *antarctica*, *Cossura* sp A., *Aphelochoaeta* sp A., *Prionospio* sp A., *P. australis*, *L. quatrefagesi* y *A. peruana*. En el fiordo de Aysen, distinguimos dos subgrupos con varias estaciones localizadas en el fiordo (estaciones SA2, SA3, SA4, SA5 y SA6), con excepción de la estación SA1 cercana a la cabeza del fiordo. En el fiordo Baker un subgrupo incluía estaciones de la entrada del estuario (SB1 y SB2) y las separó de la estación externa SB3. En el fiordo de Aysen, *L. antarctica* fue la especie más detectable pero no la más abundante en la estación SA1, seguida por *Aphelochoaeta* sp A, *Ampharete kerguelensis* y *Exogone* sp. Estas especies contribuyeron casi a un 68,76% del promedio dentro de la similitud del grupo. En el fiordo Baker, el promedio de similitud de grupo fue de un 64,57%, siendo los poliquetos *A. Antarctica* y *L. antártica* las especies más comunes en las estaciones SB1 y SB2; la estación SB3 se diferenció de estas estaciones al presentar altas densidades de *T. patagónica*. En el fiordo de Aysen se clasificaron

cuatro estaciones como moderadamente impactadas y dos estaciones como ligeramente impactadas durante todo el periodo de muestreo (Tabla 3). El índice AMBI demostró un patrón de altos valores (más degradado) en el medio del fiordo (de la estación SA2 a la estación SA5). Se evaluó a todas las estaciones con buena calidad, excepto por SA6, el cual se clasificó como alto, a causa de su contribución notablemente más baja de especies pertenecientes al grupo ecológico V ( $EGV < 10,6\%$ ). Los valores de diversidad no mostraron diferencias significativas entre estaciones (prueba de Kruskal-Wallis,  $p > 0,05$ ), pero la riqueza de especies fue muy alta en la estación SA6 (prueba de Kruskal-Wallis,  $p < 0,05$ ). Durante el muestreo, las tres estaciones en el fiordo Baker fueron clasificadas solo como ligeramente impactadas (Tabla 3). Los valores del AMBI variaron entre 1,5 en la estación SB1 y 2,4 en la estación SB2 (Tabla 3). Las estaciones internas del fiordo SB1 y SB2 fueron clasificadas como de alta calidad, y SB3 como de buena calidad. La diversidad y riqueza de especies fueron similares en SB1 y SB2 (ninguna diferencia significativa, prueba de Kruskal-Wallis,  $p > 0,05$ ), en SB3 la riqueza de especie fue menor pero la diversidad ligeramente mayor. Los parámetros biológicos derivados de M-AMBI y BI coincidieron con los datos medioambientales, indicados por el análisis ANCOVA (Tabla 4). El COT, MOT y sulfato total estaban correlacionados con M-AMBI ( $p < 0,001$ ). Además, el contenido de Chl-a, CPE y  $E_{hNHE}$  estaban relacionados con BI ( $p < 0,05$ ), lo que sugiere que la calidad de la materia orgánica podría estar relacionada a la presencia de especies macrobentónicas o grupos funcionales específicos (como especies depositóricas de la subsuperficie).

**Tabla 3**

AMBI, M-AMBI y resultados del estado ecológico total por estaciones de muestreo.

Estación	Fiordo de Aysen						Fiordo Baker		
	SA1	SA2	SA3	SA4	SA5	SA6	SB1	SB2	SB3
Ubicación	Bahía Acantilada	Caleta Bluff	Río Cuervo	Punta Tortuga	Caleta Perez	Cinco Hermanas	Río Baker	Bajo Pisagua	Punta Raul
Grupo ecológico I (%)	28,9	9,1	5,7	3,7	12,4	13,3	57,4	29,4	13,8
Grupo ecológico II (%)	12,3	10,4	12,4	11,8	13,3	32,3	8,9	19,4	29,1
Grupo ecológico III (%)	33,8	31,2	22,2	16,2	17,1	18,8	19,8	23,9	37,3
Grupo ecológico IV (%)	2,2	15,0	16,2	9,0	9,4	25,1	4,9	6,8	7,5
Grupo ecológico V (%)	22,8	34,4	43,4	59,2	47,8	10,6	8,9	20,5	12,3
AMBI medio	2,7	3,8	4,0	3,9	3,9	2,8	1,5	2,4	2,1
Clasificación de alteración	Ligeramente impactado	Medianamente impactado	Medianamente impactado	Medianamente impactado	Medianamente impactado	Ligeramente impactado	Ligeramente impactado	Ligeramente impactado	Ligeramente impactado
BI <sup>a</sup> del AMBI medio	2,0	3,0	3,0	3,0	3,0	2,0	2,0	2,0	2,0
Salud de la comunidad bentónica	Desequilibrada	Transicional a contaminación	Transicional a contaminación	Transicional a contaminación	Transicional a contaminación	Desequilibrada	Desequilibrada	Desequilibrada	Desequilibrada
Riqueza	24,0	35,0	35,0	33,0	39,0	46,0	53,0	50,0	36,0
Diversidad (Shannon)	3,4	3,6	3,1	2,6	3,0	4,0	2,3	3,2	3,8
Taxones no asignados (%)	1,6	3,1	2,1	1,6	5,4	8,6	0,2	0,7	4,5
M-AMBI (0–1)	0,8	0,8	0,7	0,7	0,7	1,0	0,9	0,9	0,8
Estado ecológico	Bueno	Bueno	Bueno	Bueno	Bueno	Alto	Alto	Alto	Bueno

<sup>a</sup> BI: Índice de Benthos.**Tabla 4**

Resultados del análisis ANCOVA con los fiordos como covariable comparando parámetros de sedimento e índices bióticos.

Variable dependiente	Variables independ.	Efecto	Wald statistic	Valor p
M-AMBI	Materia orgánica total	Fiordo	559,25	$p < 0,001$
	Carbono orgánico total		238,96	$p < 0,001$
	Sulfuro total		13,45	$p < 0,001$
BI	Contenido de Clorofila-a	Fiordo	134,61	$p < 0,001$
	CPE		116,08	$p < 0,001$
	Eh <sub>NHE</sub>		6,09	$p < 0,05$

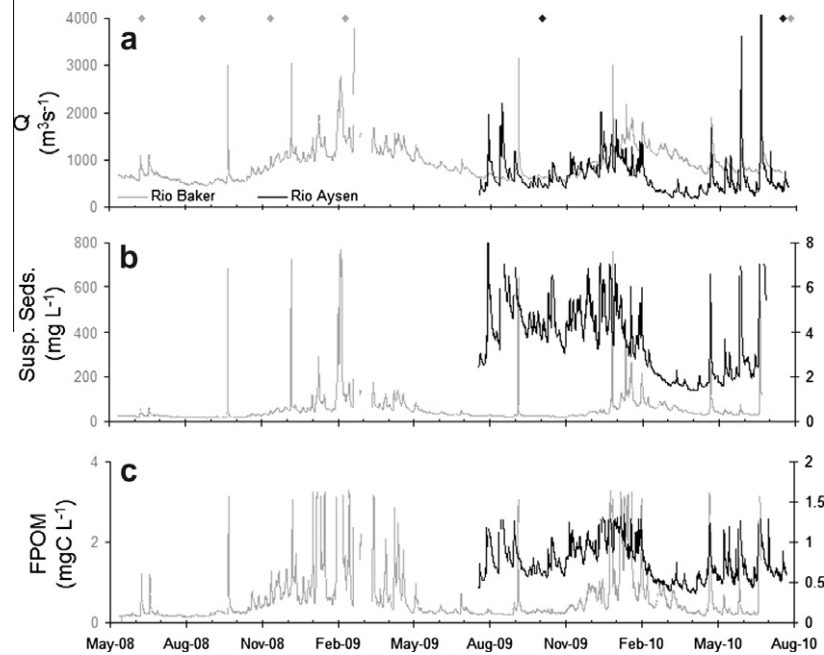
#### 4. Discusión

Las comunidades macrobentónicas en los fiordos chilenos, los cuales se han comenzado a estudiar recientemente (Montiel *et al.*, 2011; Quiroga *et al.*, 2012), son abundantes y diversos. Los organismos de infauna son los colaboradores más importantes en estos ecosistemas, sobre todo los poliquetos pequeños (Paraonidae, Capitellidae y Cirratulidae) que se reproducen continuamente todo el año, tienen un ciclo de vida corto y un índice de rotación rápido. Esto tiene un gran efecto regulador en la existencia permanente de estas comunidades (Quiroga *et al.*, 2012). Estudios anteriores que comparan zonas potencialmente impactadas por criaderos de salmón con zonas de control no afectadas (Soto y Norambuena, 2004) mostraron diferencias notables en la riqueza de especies; sin embargo, la baja riqueza de especies en las zonas de control en comparación con nuestros estudios también sugiere que este parámetro pudo haber sido subestimado por estos autores.

El tipo y escala espacial del impacto ecológico por la acuicultura marina costera depende del método de acuicultura, la intensidad de producción, y las características biológicas, químicas y físicas de la zona costera (Wildish y Pohle, 2005). A pesar de que un solo índice podría proporcionar una visión general rápida del estado del ambiente bentónico, el uso del M-AMBI es necesario para obtener una descripción adecuada de la condición de la comunidad bentónica. En cuanto al estado ecológico de nuestros sitios de estudio, la clasificación de las estaciones en el fiordo de Aysen fue de “buen estado”, siendo la estación SA6 la menos alterada, estación ultraperiférica situada dentro del límite de un monumento nacional (sin actividad salmonera); por tanto, este sitio se podría considerar como posible punto de referencia. Estos resultados se

podrían asociar a la fuerte actividad de producción de salmón en el fiordo de Aysen (Soto y Norambuena, 2004; Tironi *et al.*, 2008, 2010). De hecho, el enriquecimiento orgánico asociado a la producción de salmón podría causar cambios en la estructura de la comunidad generando comunidades bentónicas poco diversas (Villnäs *et al.*, 2011). Por otro lado, las estaciones interiores SB1 y SB2 en el fiordo Baker fueron clasificadas con un estado ecológico alto, y la estación exterior SB3 fue clasificada como buena. La situación de salud de la comunidad bentónica en el fiordo Baker fue clasificada como desequilibrada, posiblemente a causa del alto ingreso de agua dulce por descarga fluvial glacial (Quiroga *et al.*, 2012).

Las diferencias entre ambos fiordos y los patrones espaciales dentro de cada fiordo son coherentes con nuestras expectativas, pero también ilustran un posible efecto de distorsión de las condiciones físicas y medioambientales locales, en este caso los efectos de la alta aportación fluvial a ecosistemas en fiordos semiconfinados. Colectivamente, estos resultados reflejan la entrada ribereña de materia orgánica terrestre, particularmente evidente cerca de la cabeza de ambos fiordos. La estación SA1 en el fiordo de Aysen tuvo una clara influencia del alto ingreso fluvial de materia orgánica (96,5%), comparable con lo que se ha registrado también en otros ríos de la región (Silva *et al.*, 2011a; Quiroga *et al.*, 2012). El porcentaje de materia orgánica alóctona fue similar a otros estuarios con influencia terrestre y sistemas de fiordos, como Chiloe (Chile), Noruega y Alaska (Silva *et al.*, 2011a; Vargas *et al.*, 2011 y otras referencias citadas aquí). Cabe destacar que la concentración de sedimento suspendido en el río Baker es aproximadamente 25 veces mayor que en el río de Aysen; sin embargo, la concentración de materia orgánica particulada fina es 4 veces menor que en el río de Aysen (Fig. 3). Por lo tanto, la concentración total de materia orgánica que aporta el río de Aysen es aproximadamente 100 veces mayor. La descarga dentro de ambos ríos es similar, excepto a finales del verano y principios del otoño (entre febrero y abril), periodo en el que el ingreso de agua procedente de glaciares es mayor en el fiordo Baker. En una escala anual, ambos ríos probablemente reciban influencia de materia orgánica terrestre a lo largo de sus respectivos fiordos, pero la fuente es totalmente distinta en estos ríos: alta carga ribereña de materia orgánica particulada fina en el fiordo de Aysen y una zona más amplia con limitación de luz por sedimentos suspendidos en el fiordo Baker. Además el régimen de pulsos de ambos ríos es bastante diferente (Fig. 3), con máximos distintivos de sedimento suspendido en verano y materia orgánica en el río Baker, mientras que ambos parámetros en el río de Aysen evidencian un nivel de concentración claramente más alto desde principios de la



**Fig. 3.** Serie cronológica de datos y flujos modelados en los ríos Baker y Aysen durante el periodo de estudio; (a) descarga de los dos ríos, los símbolos (♦) muestran las fechas de muestreo; (b) serie cronológica modelada de concentración de sedimento suspendido, basado en sedimento primario que lleva afluente y (c) serie cronológica modelada de la concentración materia orgánica particulada fina.

primavera austral hasta fines del verano (agosto – febrero). Por lo tanto, la combinación del momento y de la concentración de las aportaciones ribereñas puede tener un efecto interactivo complejo en la disponibilidad respectiva de las tasas de producción primaria y, por consiguiente, en el transporte de materia orgánica alóctona y autóctona a sedimentos bentónicos.

Existe una clara necesidad de evaluar y validar el AMBI y M-AMBI en otras zonas similares con un rango amplio similar de condiciones medioambientales, sobre todo con respecto al ingreso ribereño costero, para así establecer una limitación bien definida de la influencia y pertinencia de estas mediciones. Esto facilitará la interpretación de los índices bióticos necesaria para una toma de decisiones con respecto a varios ecosistemas costeros y de fiordos. Es sabido que gran parte de la materia orgánica es proporcionada por descarga fluvial y erosión costera (McLeod y Wing, 2009; Silva et al., 2011a; Quiroga et al., 2012). La materia orgánica terrestre se deposita en sedimentos y se distribuye por condiciones hidrográficas locales complejas, lo que mejora los niveles de sensibilidad de especies, y provocaría cambios en sus límites de distribución geográfica, como ya se ha documentado en otros lugares (Teixeira et al., 2012). Además, el ecosistema marino costero patagónico se caracteriza por tener hábitats altamente complejos y diversos que soportan altos niveles de biodiversidad (Arntz y Ríos, 1999; Montiel et al., 2011) pero presentan patrones inusuales e incomprensibles en la composición de comunidad. El AMBI supone que cada especie macrobentónica está asociada con un único grupo ecológico (ej. Borja et al., 2000; Teixeira et al., 2012). Los análisis de similitud indican que nuestros resultados son coherentes con el modelo propuesto por Borja et al. (2000), según refleja la alta contribución (47,3%) de poliquetos *Capitella* sp. A en las estaciones clasificadas con buen estado ecológico. La fauna macrobentónica que no fue asignada a ningún grupo ecológico varió entre un 0,2% y 8,6% en este estudio (Tabla 3), lo que resulta aceptable para este análisis. La generalidad total del AMBI y M-AMBI depende de la incorporación de observaciones de distintos hábitats como estuarios, fiordos, bahías cerradas bajo una amplia gama de dinámicas temporales y espaciales. Esto genera potencialmente una evaluación ambiental engorrosa para grandes ecosistemas de fiordos complejos, por lo que se sugiere integrar una

red de muestreo eficiente con herramientas de análisis como el GIS que puede ser un aspecto esencial para la planificación de acuicultura, según propone la FAO (Aguilar-Manjarrez et al., 2010; Silva et al., 2011b).

La Patagonia chilena es el sistema de fiordos más grande del mundo, también considerado uno de los ecosistemas más prístinos del mundo (Mittermeier et al., 2003). Esta región se encuentra también bajo mucha presión a causa de las industrias hidroeléctricas, turismo y acuicultura de salmón, lo que probablemente provoque nuevo estrés de interacción, presión e impactos negativos en estos ecosistemas en escalas espaciales y temporales complejas. Las agencias gubernamentales chilenas a menudo deben lidiar con la doble responsabilidad de promover el desarrollo económico ignorando al mismo tiempo la protección medioambiental. No existen datos como punto de referencia técnico para tomar decisiones sobre áreas apropiadas para acuicultura. Un enfoque apropiado de manejo de estos ecosistemas incluyendo dinámicas humanas es esencial para mitigar el impacto medioambiental en los ecosistemas de fiordos costeros (Buschmann et al., 2009; Barton y Fløysand, 2010). En el caso de la producción de salmón, este impacto podría mitigarse hasta cierto punto al incorporar un enfoque ecosistémico en la acuicultura (Soto et al., 2008; Aguilar-Manjarrez et al., 2010). La base necesaria para mitigar y manejar el ecosistema depende de la capacidad de definir las condiciones de referencia y el grado de estrés, como se intentó hacer en este estudio. Por lo tanto, estos datos proporcionan un primer punto de referencia para clasificar los fiordos chilenos utilizando el índice M-AMBI. Nuestros resultados sugieren que estos datos son apropiados para evaluar los sistemas de fiordos en Chile para distinto uso, y proveen mayor evidencia de que las mediciones basadas en principios ecológicos generales son independientes de la geografía regional (Borja et al., 2003, 2009a, 2009b; Muxika et al., 2005, 2007). Sin embargo, este enfoque requiere de una cantidad adecuada de datos para una evaluación sólida de la calidad ambiental y un conjunto apropiado de medidas establecidas por políticas públicas regionales, según propone la Directiva Marco del Agua (Borja y Muxika, 2005).



## **Agradecimientos**

Esta investigación fue financiada por FONDECYT 11075105 (CONICYT). El programa COPAS Sur-Austral, PFB 31/2007, CIEP-CONICYT proyecto SS-2008-05 y SS-2008-13, y CORFO INNOVA (Aysen, Chile) nos proporcionaron financiamiento adicional. Agradecemos a Juan Ramón Velasquez, Rodrigo Mansilla y Jorge Arratia (LC Halet) por ayudar con la clasificación de las muestras y por un excelente apoyo en el campo. También agradecemos los comentarios de la Dra. Maritza Palma (Universidad del Bio Bio), quien ayudó a mejorar las versiones previas de este manuscrito.

## Referencias bibliográficas

- Aguilar-Manjarrez, J., Kapetsky, J.M., Soto, D., 2010. The potential of spatial planning tools to support the ecosystem approach to aquaculture. *FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings*. No.17. FAO, FAO/Roma. Expert Workshop. 19–21 Noviembre 2008, Roma, Italia, Roma. pp. 176.
- Arntz, W., Ríos, C., 1999. Magellan–Antarctic: ecosystems that drifted apart. *Scientia Marina* 63 (Supl.1), 518.
- Barton, J., Floydsand, A., 2010. The political ecology of Chilean salmon aquaculture, 1982–2010. A trajectory from economic development to global sustainability. *Global Environ. Change* 20, 739–752.
- Borja, A., Muxika, I., 2005. Guidelines for the use of AMBI (AZTI's Marine Biotic Index) in the assessment of the benthic ecological quality. *Mar. Pollut. Bull.* 50, 787–789.
- Borja, A., Franco, J., Pérez, V., 2000. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Mar. Pollut. Bull.* 40 (12), 1100–1114.
- Borja, A., Muxika, I., Franco, J., 2003. The application of a marine biotic index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts. *Mar. Pollut. Bull.* 46, 835–845.
- Borja, A., Franco, J., Muxika, I., 2004. The biotic indices and the Water Framework Directive: the required consensus in the benthic monitoring tools. *Mar. Pollut. Bull.* 48, 405–408.
- Borja, A., Mader, J., Muxika, I., Rodríguez, J.G., Bald, J., 2008. Using M-AMBI in assessing benthic quality within the Water Framework Directive: some remarks and recommendations. *Mar. Pollut. Bull.* 56, 1377–1379.
- Borja, A., Ranasinghe, A., Weisberg, S.B., 2009a. Assessing ecological integrity in marine waters, using multiple indices and ecosystem components: challenges for the future. *Mar. Pollut. Bull.* 59, 1–4.
- Borja, A., Briker, S.B., Dauer, D.M., Demetriades, N.T., Ferreira, J.G., Forbes, A.T., Hutchings, P., Xiaoping, J., Kenchington, R., Marques, J.C., Changbo, Z., 2009b. Overview of integrative tools and methods in assessing ecological integrity in estuarine and coastal systems worldwide. *Mar. Pollut. Bull.* 56, 1519–1537.
- Brown, J.R., Gowen, R.J., McLusky, D.S., 1987. The effect of salmon farming on the benthos of a Scottish sea loch. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 109, 39–51.
- Buschmann, A.H., Riquelme, V.A., Hernández-González, M.C., Varela, D., Jiménez, J., Henríquez, L.A., Vergara, P.A., Guíñes, R., Filún, L., 2006. A review of the impacts of salmon farming on marine coastal ecosystems in the southeast Pacific. *ICES J. Mar. Sci.* 63, 1338–1345.
- Buschmann, A.H., Cabello, F., Young, K., Carvajal, J., Varela, D.A., Henríquez, L., 2009. Salmon aquaculture and coastal ecosystem health in Chile: analysis of regulations, environmental impacts and bioremediation systems. *Ocean Coastal Manage.* 52 (5), 243–249.
- Clarke, K.R., Gorley, R.N., 2006. *PRIMER v6: UserManual/Tutorial*. PRIMER-ELtd. Plymouth Marine Laboratory, Reino Unido, pp. 190.
- Clarke, K.R., Somerfield, P.J., Gorley, R.N., 2008. Testing of null hypotheses in exploratory community analyses: similarity profiles and biota-environment linkage. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 366, 56–69.
- Diaz, R.J., Solan, M., Valente, R.M., 2004. A review of approaches for classifying benthic habitats and evaluating habitat quality. *J. Environ. Manage.* 73, 165–181.
- Edgar, G.J., MacLeod, C., Mawbey, R.B., Shields, D., 2005. Broad-scale effects of marine salmonid aquaculture on macrobenthos and the sediment environment in southeastern Tasmania. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 327 (1), 70–90.
- Ellingsen, K., 2002. Soft-sediment benthic biodiversity on the continental shelf in relation to environmental variability. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 232, 15–27.
- Folk, R., 1974. *Petrology of Sedimentary Rocks*. Hemphill Publishing, Austin, TX.
- Forchino, A., Borja, A., Brambilla, F., Rodríguez, J.G., Muxika, I., Terova, G., Saroglia, M., 2011. Evaluating the influence of off-shore cage aquaculture on the benthic ecosystem in Alghero Bay (Sardinia, Italy) using AMBI and M-AMBI. *Ecol. Ind.* 11, 1112–1122.
- GESAMP, 1991. IMO/FAO/Unesco/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP Joint group of experts on the scientific aspects of marine pollution. Reducing Environmental Impacts of Coastal Aquaculture. Rep. Stud. GESAMP (47), pp. 35.
- Gonzalez de la Rocha, J., 2008. FAO aquaculture field projecting Latin America and the Caribbean. *FAO Aquaculture Newsletter* 40, 15–16.
- Gowen, J.R., Bradbury, N.B., 1987. The ecological impact of salmonid farming in coastal waters: a review. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 25, 563–575.
- Gutiérrez, D., Gallardo, V.A., Mayor, S., Neira, C., Vázquez, C., Sellanes, J., Rivas, M., Soto, A., Carrasco, F.D., Baltazar, M., 2000. Effects of dissolved oxygen and fresh organic matter on macrofaunal bioturbation potential in sublittoral bottoms off central Chile during the 1997–1998 El Niño. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 202, 81–99.
- Hargrave, B.T., Phillips, G.A., Doucette, L.I., White, M.J., Milligan, T.G., Wildish, D.J., Cranston, R.E., 1995. Biogeochemical observations to assess benthic impacts of organic enrichment from marine aquaculture in the Western Isles region of the Bay of Fundy, 1994. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences, 2062, pp. 159.
- Hargrave, B.T., Holmer, M., Newcombe, C.P., 2008. Towards a classification of organic enrichment in marine sediments based on biogeochemical indicators. *Mar. Pollut. Bull.* 56, 810–824.
- Hargrave, B.T., 2010. Empirical relationships describing benthic impacts of salmon aquaculture. *Aqua. Environ. Inter.* 1, 33–46.
- Kalantzi, I., Karakassis, I., 2006. Benthic impacts of fish farming: meta-analysis of community and geochemical data. *Mar. Pollut. Bull.* 52, 484–493.
- Luczak, C., Janquin, A.M., Kupka, A., 1997. Simple standard procedure for the routine determination of organic matter in marine sediment. *Hydrobiologia* 345, 87–94.
- MacLeod, C.K., Crawford, C.M., Molttschaniwskyj, N.A., 2004. Assessment of long term change in sediment condition after organic enrichment: defining recovery. *Mar. Pollut. Bull.* 49, 79–88.
- McLeod, R., Wing, S., 2009. Strong pathways incorporation of terrestrial derived organic matter into benthic communities. *Est. Coast. Shelf Sci.* 82, 645–653.
- Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Brooks, T.M., Pilgrim, J.D., Konstant, W.R., da Fonseca, G.A.B., Kormos, C., 2003. Wilderness and biodiversity conservation. *PNAS* 100 (18), 10309–10313.
- Montani, S., Magni, P., Abe, N., 2003. Seasonal and interannual patterns of intertidal microphytobenthos in combination with laboratory and areal production estimates. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 249, 79–91.
- Montiel, A., Quiroga, E., Gerdes, D., 2011. Diversity and spatial distribution patterns of polychaete assemblages in the Paso Ancho, Straits of Magellan. *Chile. Cont. Shelf Res.* 31, 304–314.
- Mulsow, S., Krieger, Y., Kennedy, R., 2006. Sediment profile imaging (SPI) and micro-electrode technologies in impact assessment studies: example from two fjords in Southern Chile used for fish farming. *J. Mar. Sys.* 62, 152–163.
- Muniz, P., Venturini, N., Pires-Vanin, A.M.S., Tommasi, L.R., Borja, A., 2005. Testing the applicability of a Marine Biotic Index (AMBI) to assessing the ecological quality of the soft-bottom benthic communities, in the South America Atlantic region. *Mar. Pollut. Bull.* 50, 624–637.
- Muxika, I., Borja, A., Bonne, W., 2005. The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts. *Ecol. Ind.* 5, 19–31.
- Muxika, I., Borja, A., Bald, J., 2007. Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. *Mar. Pollut. Bull.* 55, 16–29.
- Muxika, I., Somerfield, P.J., Borja, A., Warwick, R.M., 2011. Assessing proposed modification to the AZTI marine biotic index (AMBI), using biomass and production. *Ecol. Ind.* <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.04.030>.
- Neofitou, N., Vafidis, D., Kloudatos, S., 2010. Spatial and temporal effects of fish farming on benthic community structure in a semi-closed gulf of the Eastern Mediterranean. *Aqua. Environ. Inter.* 1, 95–105.
- Ortiz, P., Quiroga, E., 2010. Nuevos registros y distribución de poliquetos bentónicos submareales de fondos blandos en la región de Aysén, Chile: Familias Paraonidae y Spionidae (Annelida, Polychaeta). *A. Inst. Patagonia (Chile)* 38 (2), 59–68.
- Pearson, T., Rosenberg, R., 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 16, 229–311.
- Pinto, R., Patricio, P., Baeta, A., Fath, D.B., Neto, J.M., Marques, J.C., 2009. Review and evaluation of estuarine biotic indices to assess benthic condition. *Ecol. Ind.* 9, 1–25.
- Quiroga, E., 2009. Environmental evaluation of sediment condition associated with salmon farming centers in the Puyuhuapi and Jacaf Channel, Aysen region. Technical report No. N ID 4872-11034-LP08. National Marine Fisheries Service (SERNAPESCA), pp. 141, (en español).
- Quiroga, E., Ortiz, P., Reid, B., Villagrán, S., Gerdes, D., Quiñones, R., 2012. Organic enrichment and structure of macrobenthic communities in the glacial Baker Fjord, Northern Patagonia. *Chile. J. Mar. Biol. Ass. UK* 92, 73–83.
- RAMA, 2001. Reglamento Ambiental para la Acuicultura. D.S. Nro 320/01. Republica de Chile, Ministerio de Economía, Fomento y reconstrucción, Chile, pp. 17.
- Silva, N., Vargas, C.A., Prego, R., 2011a. Land-ocean distribution of allochthonous organic matter in surface sediments of the Chiloé and Aysén interior seas (Chilean Northern Patagonia). *Cont. Shelf Res.* 31, 330–339.
- Silva, C., Ferreira, J.G., Bricker, S.B., delValls, T.A., Martin-Díaz, M.L., Yañez, E., 2011b. Site selection for shellfish aquaculture by means of GIS and farm-scale models, with an emphasis on data-poor environments. *Aquaculture*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquaculture.2011.05.033>.
- Simboura, N., Zenetos, A., 2002. Benthic indicators to use in ecological quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems including a new biotic index. *Mediterr. Mar. Sci.* 3 (2), 77–111.
- Soto, D., Norambuena, F., 2004. Evaluation of salmon farming effects on marine systems in the inner seas of southern Chile: a large-scale mensurative experiment. *J. App. Ichth.* 20, 493–501.
- Soto, D., Aguilar-Manjarrez, J., Brugère, C., Angel, D., Bailey, C., Black, K., Edwards, P., Costa-Pierce, B., Chopin, T., Deudero, S., Freeman, S., Hambrey, J., Hishamunda, N., Knowler, D., Silvert, W., Marba, N., Mathe, S., Norambuena, R., Simard, F., Tett, P., Troell, M., Wainberg, A., 2008. Applying an ecosystem based approach to aquaculture: principles, scales and some management measures. En: Soto, D., Aguilar-Manjarrez, J., Hishamunda, N. (Eds.), *Building an Ecosystem Approach to Aquaculture*. FAO/Universitat de les Illes Balears Expert Workshop. 7–11 May 2007, Palma de Mallorca, España. FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings, No. 14. FAO, Rome, pp. 15–35.
- Teixeira, H., Weisberg, S.B., Borja, A., Ranasinghe, J.A., Cadien, D.B., Velarde, R.G., Lovell, L.L., Pasko, D., Phillips, C.A., Montagne, D.E., Ritter, K.J., Salas, F., Marques, J.C., 2012. Calibration and validation of the AZTI's Marine Biotic Index (AMBI) for Southern California marine bays. *Ecol. Ind.* 12, 84–95.
- Tironi, A., Marín, V.H., Campuzano, F., 2010. A management tool for assessing aquaculture environmental impacts in Chilean Patagonian Fjords: integrating hydrodynamic and pellet dispersion models. *Environ. Manage.* 45, 953–962.
- Tironi, A., Marín, V.H., Campuzano, F., 2008. A management tool for salmon aquaculture: integrated MOHID and GIS application for local waste

- managements. In: Neves, R., Baretta, J.W., Mateus, M. (Eds.), Perspectives on integrated coastal zone management in South America. IST Press.
- Tomassetti, P., Persia, E., Marcatali, I., Vani, D., Marusso, V., Porrello, S., 2009. Effects of mariculture on macrobenthic assemblages in a western Mediterranean site. *Mar. Pollut. Bull.* 58, 533–541.
- Van Hoey, G., Borja, A., Birchenough, S., Buhl-Mortensen, L., Degraer, S., Fleischer, D., Kerckhof, F., Magni, P., Muxika, I., Reiss, H., Schroder, A., Zettler, M.I., 2010. The use of benthic indicators in Europe: from the Water Framework Directive to the Marine Strategy Framework Directive. *Mar. Pollut. Bull.* 60, 2187–2196.
- Vargas, C.A., Martinez, R.A., San Martin, V., Aguayo, M., Silva, N., Torres, R., 2011. Allochthonous subsidies of organic matter across a lake-river-fjord landscape in the Chilean Patagonia: implications for marine zooplankton in inner fjord areas. *Cont. Shelf Res.* 31 (3–4), 187–201.
- Villnäs, A., Perus, J., Bonsdorff, E., 2011. Structural and functional shifts in zoobenthos induced by organic enrichment — implications for community recovery potential. *J. Sea Res.* 65, 8–18.
- Warwick, R.M., Clarke, K.R., 1993. Comparing the severity of disturbance. a meta-analysis of marine macrobenthic community data. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 92, 221–231.
- Weston, D.P., 1990. Quantitative examination of macrobenthic community changes along an organic enrichment gradient. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 61, 233–244.
- Wildish, D., Hargrave, B., Pohle, G., 2001. Cost-effective monitoring of organic enrichment resulting from salmon mariculture. *ICES J. Mar. Sci.* 58, 469–476.
- Wildish, D.J., Pohle, G.W., Hargrave, B.T., Sutherland, T.F., Anderson, M.R., 2005. Benthic monitoring methods for habitat management on finfish mariculture in Canada, Canadian Science Advisory Secretariat. Documento de investigación 2005/039, 43 pp.
- Wildish, D.J., Pohle, G.W., 2005. Benthic macrofaunal changes resulting from finfish mariculture. En: Hargrave, B.T. (Ed.), *Environmental Effects of Marine Finfish Aquaculture*. Springer, Berlin, pp. 275–304.