

Research Article

Indicadores bióticos y fracción de tamaños en la definición de la macrofauna

Loreto Pino¹, Sandra L. Marín¹ & Rosa Núñez¹

¹Instituto de Acuicultura, Universidad Austral de Chile, Sede Puerto Montt

P.O. Box 1327, Puerto Montt, Chile

Corresponding author: Loreto Pino (lpino@spm.uach.cl)

RESUMEN. El tamaño de la abertura de malla en tamices para retener macrofauna bentónica, podría afectar la estimación de los indicadores bióticos que describen el estado del sistema béntico submareal. El objetivo de este estudio fue determinar el efecto que tendría el límite inferior de abertura de la malla en las estimaciones de indicadores bióticos en dos centros de cultivo de mitílidos en el Seno de Reloncaví, Puerto Montt, Chile. Los datos fueron colectados desde muestras de sedimento obtenidas en estaciones ubicadas dentro y fuera (referencia) de los centros de cultivo. Se identificó y cuantificó la macrofauna bentónica con mallas de $\geq 500 \mu\text{m}$ y $\geq 1 \text{ mm}$. Se estimó el índice biótico marino (AMBI), la diversidad de Shannon-Wiener (\log_2) y riqueza de especies. Los resultados de ambos tamices se compararon mediante prueba *t*. La especie más abundante en ambas localidades fue el poliqueto *Chaetozone setosa*, asignado al grupo ecológico GE IV, y la Clase Ostracoda, asignada según expertos chilenos al grupo ecológico GE II. Sólo se observó diferencias significativas en la riqueza de especies en las estaciones dentro del cultivo en el Centro 2. La caracterización de los sitios muestreados en términos de indicadores bióticos permitió identificar que el estado ecológico del bentos de los centros de cultivo se encuentra dentro de los rangos aceptables según límites establecidos para diversidad y AMBI. El uso de la malla de $500 \mu\text{m}$ aumentó la abundancia de especies oportunistas respecto de lo observado con malla de 1 mm pero no cambió significativamente la clasificación del estado ecológico.

Palabras clave: indicador biótico, diversidad, abertura de malla, tamiz, macrofauna bentónica, acuicultura.

Biotic indicators and their relationship to the lower limit of the definition of the macrofauna

ABSTRACT. The size of the sieve mesh opening use to hold the benthic macrofauna could affect certain biotic indicators utilized to describe the ecological status of a given benthic system. The objective of this study was to determine the effect that the lower limit of the mesh opening could have in the estimation of species richness, Shannon-Wiener diversity index and AZTI marine biotic index (AMBI). Data was collected from sediment samples obtain in stations located in and out (reference) of two mussel farms from Reloncaví Sound. The samples were sieved through two sizes of mesh opening: 1 mm and $500 \mu\text{m}$. The benthic macrofauna was identified and quantified as $\geq 500 \mu\text{m}$ and $\geq 1 \text{ mm}$. The AMBI, Shannon-Wiener diversity index (\log_2) and species richness was estimated. Indicators estimated from information obtained with the $\geq 500 \mu\text{m}$ and $\geq 1 \text{ mm}$ mesh were compared through a *t* test. The most abundant species on both localities was the polychaete *Chaetozone setosa*, assigned to the ecological group GE IV, and the Ostracoda Class, assigned for Chilean experts to the ecological GE 2. Significant differences were observed only in species richness at stations within the culture (in the Center 2). According to the estimated biological indicators the ecological status of benthic systems under the farms is acceptable based on the limits established for diversity and AMBI. Using a mesh size of $500 \mu\text{m}$ results in larger abundances of opportunistic species, but this change had no effect on the classification of the ecological status of the benthic system.

Keywords: biological index, diversity, sieve, mesh opening size, benthic macrofauna, aquaculture.

INTRODUCCIÓN

El desempeño ambiental de la acuicultura en Chile se encuentra normado por la Resolución exenta 3.612/2009 de la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura. En cuanto a las variables biológicas la normativa contempla la identificación de la macrofauna bentónica retenida en un tamiz de 1 mm de abertura de malla, el cálculo de su abundancia (ind m^{-2}), biomasa (g m^{-2}) y riqueza de especies. Con esta información se solicita además la estimación de indicadores biológicos utilizados para describir el estado de un ecosistema (Couto *et al.*, 2010): diversidad (Shannon-Wiener, H'), dominancia (Simpson, D') y uniformidad (Pielou, J'). Sin embargo, se ha comenzado a discutir las modificaciones a realizar en la resolución, que incluyen un nuevo indicador, el AZTI marine biotic index (AMBI) (Borja *et al.*, 2000, 2003), así como también el cambio del tamaño de abertura de malla del tamiz con que es retenida la macrofauna bentónica (de 1 mm a 500 μm).

El AMBI evalúa la respuesta de la macrofauna de fondos blandos a cambios naturales y provocados por el hombre en la calidad del agua y sedimento (Borja *et al.*, 2000; Borja & Muxika, 2005). Las especies de la macrofauna son relativamente fáciles de muestrear cualitativa o cuantitativamente, poseen escasa movilidad y son sensibles a cualquier alteración medioambiental (natural o antropogénica) (Fierro *et al.*, 2012) por lo cual permiten estudiar diversos hábitats (marinos, dulceacuícolas y estuarinos). El índice AMBI se basa en la abundancia promedio ponderada de especies de la macrofauna sensibles a perturbación, cada especie es asignada a uno de cinco grupos ecológicos (Grupo ecológico (GE) I, II, III, IV y V) resumidos por Grall & Glémerec (1997). La asignación a un GE se basa en la opinión de expertos, quienes se fundamentan en las estrategias de vida de las especies y sus comportamientos alimentarios. El valor de AMBI obtenido permite ubicar a las especies en gradientes de perturbación por estrés que representa una sucesión (1 a 7).

La macrofauna bentónica se clasifica según el tamaño de abertura de malla con la que es retenida. Algunos autores trabajan con la fauna retenida en mallas de 1 mm (Rumhor, 1990) y otros trabajan con la retenida en mallas de 500 μm de abertura (Gray & Elliot, 2009; Keeley *et al.*, 2012), o bien realizan una separación por taxones, por ejemplo incluyen a los nemátodos sólo como parte de la meiofauna, independiente de su tamaño (Gray & Elliot, 2009). Se describió que el límite exacto del meio- y macrobentos podría probablemente variar de acuerdo al hábitat de los organismos y método empleado para el análisis, por

lo que cada grupo podría tener un rango de tamaño cuyo límite se extiende sobre o bajo el límite del tamaño de abertura de malla utilizada (Mare, 1942).

Dado que el cambio de tamaño de abertura de la malla podría afectar cualquiera de los indicadores bióticos basados en la macrofauna, el objetivo de este estudio fue determinar el efecto que tendría el límite inferior de abertura de la malla en las estimaciones de riqueza de especies, diversidad de Shannon-Wiener y AMBI. Algunos autores han indicado que al utilizar una abertura de malla <1 mm, siempre se debería estudiar y reportar separadamente cada rango de abertura utilizada con el fin de permitir comparaciones (Rumhor, 1990; Langlois *et al.*, 2006). El presente estudio se realizó en dos centros de cultivos ubicados al suroeste del Seno de Reloncaví, zona en que se desarrollan diversas actividades acuícolas relacionadas al cultivo de mitílidos y salmónidos. Estas actividades pueden conducir al paulatino enriquecimiento orgánico del sedimento y que dependiendo de la intensidad y el tiempo de duración al cual el fondo está expuesto, se abre paso a un proceso de sucesión secundaria, que puede estar caracterizado por diferentes etapas incluyendo la ausencia total de macrofauna, la proliferación de especies oportunistas y el establecimiento de una comunidad madura (Labruno *et al.*, 2012).

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio

La información se obtuvo de dos muestreos realizados (abril y mayo 2012) en dos centros de cultivo de mitílidos ubicados al suroeste del Seno de Reloncaví, Puerto Montt. En cada centro se trazaron dos transectas perpendiculares sobre las cuales se establecieron 11 estaciones georreferenciadas (Fig. 1). En cada centro las estaciones 1 a 9 se ubicaron dentro de éste, mientras que las estaciones 10 y 11 fueron estaciones de referencia, ubicadas fuera del centro de cultivo.

Muestreo y procedimiento de laboratorio

En cada estación se obtuvieron muestras de sedimento usando una draga Van Veen ($0,1 \text{ m}^2$), las que fueron lavadas a través de tamices de dos diferentes aberturas de malla para separar los individuos por tamaño. Primero, la muestra fue vertida en un tamiz de abertura de malla de 1 mm con lo cual, las fracciones de sedimento y organismos <1 mm pasaron a través del tamiz y fueron retenidas en un recipiente. La fracción retenida en el tamiz de 1 mm se almacenó en un contenedor plástico y se fijó con formalina 4% (en agua de mar). La muestra retenida en el recipiente fue nueva-

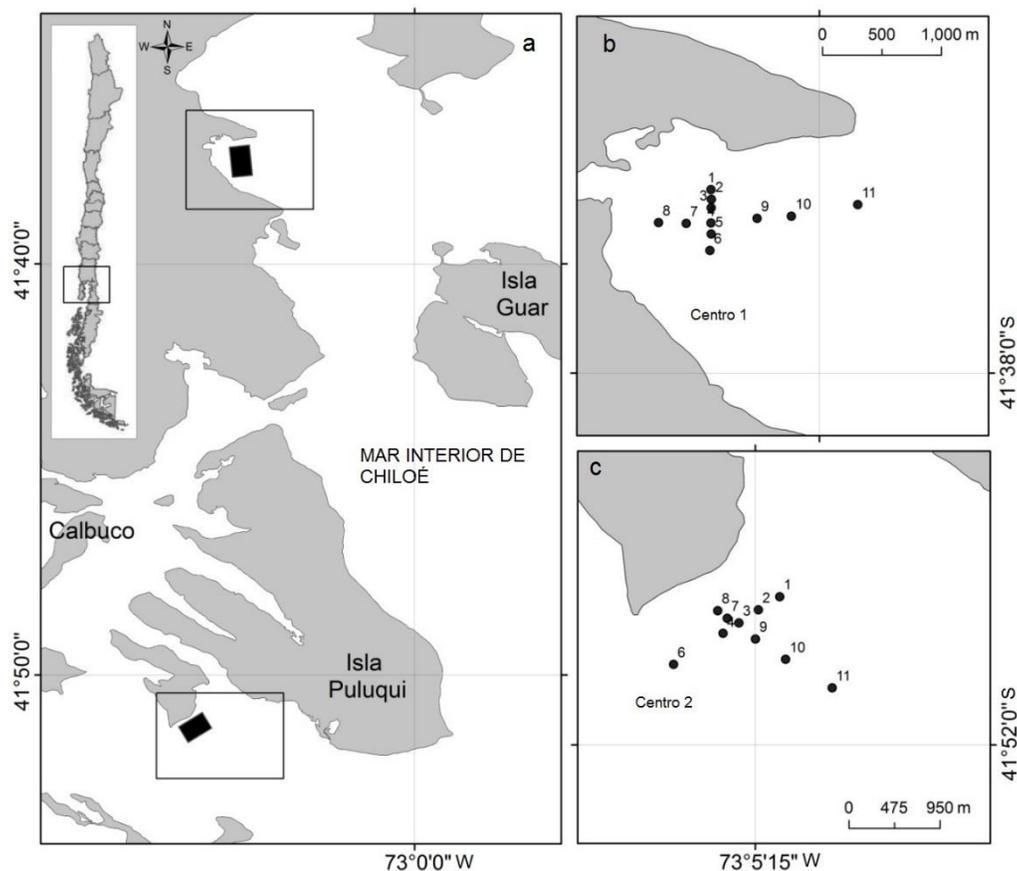


Figura 1. a) Sección suroeste del seno de Reloncaví mostrando las dos zonas de estudio, b) Centro 1 indica las 11 estaciones de muestreo, c) Centro 2 indica las 11 las estaciones de muestreo.

mente lavada en un tamiz de abertura de malla de 500 μm , y luego se depositó en un contenedor plástico y se fijó con formalina 4% (en agua de mar). Luego las muestras fueron nuevamente lavadas para ser preservadas en alcohol (70%) y así realizar la separación e identificación taxonómica de la macrofauna, usando una lupa estereoscópica y un microscopio óptico.

Indicadores ecológicos

Se calculó el número de taxa y la abundancia de cada uno de los taxa identificados en las muestras para el tamiz de 1 mm y 500 μm . Los indicadores para la macrofauna $\geq 500 \mu\text{m}$ fueron obtenidos sumando la información sobre la macrofauna retenida en el tamiz de 1 mm y la de 500 μm de abertura de malla. El listado de taxa y abundancia en cada centro separadas por tamaño ($\geq 1 \text{ mm}$ y $\geq 500 \mu\text{m}$) fueron ingresados al Programa computacional AMBI (V5.0-2011), mediante el cual cada especie fue asignada a uno de los grupos ecológicos descritos por Grall & Glémarec (1997):

G I: sensibles al enriquecimiento orgánico y perturbación, generalmente presentes bajo condiciones no contaminadas.

G II: indiferentes al enriquecimiento orgánico o perturbación, siempre presentes en bajas densidades con variaciones no significativas en el tiempo.

G III: tolerantes al enriquecimiento orgánico, que puede ocurrir bajo condiciones normales, pero sus poblaciones son estimuladas por el enriquecimiento orgánico.

G IV: especies oportunistas de segundo orden.

G V: oportunistas de segundo orden, capaces de resistir altas perturbaciones.

El AMBI se obtiene a partir de la siguiente fórmula desarrollada por Borja *et al.* (2000):

$$\text{AMBI} = [(0)(\% \text{EGI}) + (1,5)(\% \text{EGII}) + (3)(\% \text{EGIII}) + (4,5)(\% \text{EGIV}) + (6)(\% \text{EGV})] / 100$$

Del índice se obtiene un puntaje final en una escala de 0 (comunidad bentónica normal) a 7 (azoico) y define cinco niveles de perturbación, de no perturbada

a extremadamente perturbada (Borja *et al.*, 2000; Muxika *et al.*, 2005). Mediante el mismo Programa computacional (AMBI V5.0-2011) se obtuvieron los índices de riqueza de especies y diversidad de Shannon-Wiener (\log_2).

Análisis estadístico

Los indicadores estimados con la información para la macrofauna $\geq 500 \mu\text{m}$ y $\geq 1 \text{ mm}$ se compararon usando la prueba de t para dos muestras en los dos centros de cultivo, tanto al interior como en las estaciones de referencia, utilizando el programa estadístico MINITAB 16. Los datos cumplieron con los supuestos de normalidad de la estadística paramétrica.

RESULTADOS

El total de taxa identificados en el Centro 1 fue de 105; 44 de estos taxa correspondieron al Phylum Annelida/Clase Polychaeta, 28 al Phylum Arthropoda, 9 al Phylum Echinodermata, 20 al Phylum Mollusca, 1 al Phylum Nematoda, 1 al Phylum Nemertea, 1 al Phylum Platyelminthes y 1 al Phylum Priapula. Del total de taxa identificados la especie más abundante fue el poliqueto oportunista asignado al GE IV, *Chaetozone setosa* (9.070 ind m^{-2}), que presentó la mayor abundancia (6.630 ind m^{-2}) en las estaciones de referencia (Tabla 1). Los taxa cuya abundancia fue notablemente mayor al incluir la fracción $\geq 500 \mu\text{m}$ y $< 1 \text{ mm}$, respecto de la abundancia obtenida al incluir solo la fracción de tamaño $\geq 1 \text{ mm}$ fueron los anélidos *Aricidea catherinae* (72%), *Polygordius* sp. (72%), *Prionospio orensanzii* (63%), el molusco *Caecum chilense* (63%) y los ostrácodos (73%). Los taxa cuya abundancia fue notablemente mayor al incluir sólo la fracción $\geq 1 \text{ mm}$, fueron los anélidos *Leitoscoloplos kerguelensis chilensis* (82%), *Eranno chilensis* (77%), *Tharyx* sp. (75%), *Ch. setosa* (65%), *Paradoneis* sp. (66%), y los moluscos *Macoma inornata* (92%) y *Nucula pisum* (88%) (Tabla 1).

El total de taxa identificados en el Centro 2 fue de 98, 40 de estos taxa correspondieron al Phylum Annelida/Clase Polychaeta, 25 al Phylum Arthropoda, 1 al Phylum Brachiopoda, 9 al Phylum Echinodermata, 21 al Phylum Mollusca, 1 al Phylum Nemertea y 1 al Phylum Priapula. Los taxa más relevantes en cuanto a abundancia se presentan en la Tabla 1 y del total de taxa identificados la especie más abundante fue el poliqueto *Ch. setosa* (3.720 ind m^{-2}), especie que presentó una mayor abundancia en las estaciones ubicadas en el cultivo. Los taxa cuya abundancia fue notablemente mayor al incluir la fracción $\geq 500 \mu\text{m}$ y $< 1 \text{ mm}$, respecto de la abundancia obtenida al incluir solo la fracción de tamaño $\geq 1 \text{ mm}$ fueron el anélido *Polygordius* sp. (51%)

y los ostrácodos (80%) (Tabla 1). Los taxa cuya abundancia fue notablemente mayor al incluir sólo la fracción $\geq 1 \text{ mm}$, fueron los anélidos *Tharyx* sp. (98%), *E. chilensis* (93%), *Ch. setosa* (87%) y *Paradoneis* sp. (73%).

La riqueza promedio de especies en el Centro 1 incrementó de 17 a 20 dentro del cultivo y de 24 a 29 en las estaciones de referencia, al usar la malla de 500 μm , pero los incrementos no fueron significativos ($t = -1,1$; $P = 0,28$; $gl = 31$; $t = -1,5$; $P = 0,17$; $gl = 9$; respectivamente). Los valores máximos de la riqueza aumentaron de 31 a 35 dentro, y de 29 a 34 en las estaciones de referencia. La diversidad promedio en las estaciones al interior del centro no mostró cambios asociados al tipo de malla, ni tampoco en las estaciones de referencia ($t = -0,21$; $P = 0,84$; $gl = 29$; $t = -0,29$; $P = 0,78$; $gl = 9$, respectivamente). El mayor y menor valor de diversidad se obtuvo dentro del centro y al usar la malla de 500 μm (4,47 y 1,51, respectivamente) (Tabla 2). El AMBI promedio estimado al interior del centro clasifica a las comunidades en desbalanceadas y levemente perturbadas, independientemente de la malla usada (Tabla 2). Sin embargo, los valores mínimos y máximos muestran que al interior del centro existe una variabilidad que se traduce en muestras en las cuales la comunidad se encuentra en transición a contaminada y moderadamente perturbada (Tabla 2). En las estaciones de referencia, el AMBI promedio no varió, independiente de la malla utilizada para separar la macrofauna y clasificó a las comunidades en transición a contaminada y moderadamente perturbada (Tabla 2), estatus que representa también a los valores mínimos y máximos (Tabla 2).

En el Centro 2, la riqueza promedio de especies incrementó de 18 a 21 al interior del centro y de 24 a 27 en las estaciones de referencia al usar la malla de 500 μm , siendo el incremento al interior del centro significativo ($t = -2,36$; $P = 0,02$; $gl = 33$; $t = -1,22$; $P = 0,27$; $gl = 5$; respectivamente). Los máximos aumentaron desde 23 a 28 al interior del centro y de 27 a 32 en las estaciones de referencia (Tabla 3). La diversidad promedio fue similar al interior del cultivo y en las estaciones de referencia para las dos mallas ($t = -0,57$; $P = 0,57$; $gl = 33$; $t = -0,35$; $P = 0,74$; $gl = 5$; respectivamente). El AMBI promedio estimado al interior del Centro para los resultados obtenidos con las dos mallas permite clasificar a las comunidades en desbalanceadas y levemente perturbadas (Tabla 3). Sin embargo, los mínimos y máximos indican que al interior del cultivo existe una variabilidad que se traduce en muestras donde la comunidad tiene un buen estado ecológico, ya que se encuentra empobrecida y no perturbada, pero en otras su estado alcanza la transición a contaminada y moderadamente perturbada

Tabla 1. Lista de los taxa más abundantes (≥ 700 ind m^{-2}) en cada centro, presencia de poliquetos de la familia Capitellidae, GE y distribución porcentual según abertura de malla (500 μm y 1 mm). *C: Estaciones en el cultivo, *R: Estaciones de Referencia.

Taxa (≥ 700 ind m^{-2})	GE	Centro 1 abundancia (ind m^{-2})				Centro 2 abundancia (ind m^{-2})					
		C	R	Total	% 500 μm	% 1 mm	C	R	Total	% 500 μm	% 1 mm
<i>Chaetozoe setosa</i> (Annelida/Polychaeta)	IV	2440	6630	9070	35	65	3420	300	3720	13	87
<i>Tharyx</i> sp. (Annelida/Polychaeta)	IV	280	840	1120	22	78	1880	50	1930	2	98
<i>Eranno chilensis</i> (Annelida/Polychaeta)	II	1140	320	1460	23	77	1670	190	1860	7	93
<i>Leitoscoloplos kerguelensis</i> (Annelida/Polychaeta)	IV	1360	120	1480	18	82					
<i>Arctidea catharinae</i> (Annelida/Polychaeta)	I	1320	1230	2650	72	28					
<i>Paradoneis</i> sp. (Annelida/Polychaeta)	III	410	1970	2389	34	66	2250	10	2260	27	73
<i>Prionospio oreansanzi</i> (Annelida/Polychaeta)	IV	2460	250	2710	63	37	1460	0	1460	51	49
<i>Polygordius</i> sp. (Annelida/Polychaeta)	I	1430	690	2120	72	28					
Capitellidae (Annelida/Polychaeta)	V	80	220	300	83	17					
<i>Caecum chilense</i> (Mollusca)	II	1250	0	1250	63	37					
<i>Macoma inornata</i> (Mollusca)	III	360	430	790	8	92					
<i>Nucula pismus</i> (Mollusca)	IV	890	160	1050	12	88					
Ostracoda (Arthropoda)	No asignado por AMBI, asignado II por expertos chilenos	4040	450	4490	73	27	410	620	1030	80	20

(Tabla 3). En las estaciones de Referencia el AMBI promedio refleja bien los máximos y mínimos definiéndola como una comunidad desbalanceada y levemente perturbada (Tabla 3).

En el Centro 1, en las estaciones ubicadas al interior del centro hubo una distribución similar en el porcentaje de asignación de los GE al incluir el tamiz de 500 μm , que si sólo se considera el tamiz de 1 mm. En estas estaciones no hubo un GE dominante. En las estaciones de referencia, la distribución también fue similar al incluir el tamiz de 500 μm y en estas estaciones el grupo dominante fue el GE IV.

En el Centro 2, en las estaciones ubicadas al interior del centro hubo una distribución similar en el porcentaje de asignación de los GE al incluir el tamiz de 500 μm , que si sólo se considera el tamiz de 1 mm. En estas estaciones el grupo dominante fue el GE II seguido por el GE IV. En las estaciones de Referencia, la distribución también fue similar al incluir el tamiz de 500 μm , y en estas estaciones también el grupo dominante fue el GE II, seguido por GE IV (Tabla 4).

DISCUSIÓN

Los taxa identificados en este estudio en su mayoría han sido ya descritos para la zona de estudio (Rozbaczylo *et al.*, 2009), y para la costa de Chile (Lancellotti & Vásquez, 2000). No así dos taxa pertenecientes a la familia Paraonidae, uno de ellos *A. catherinae* ha sido registrado para la zona de Magallanes (Montiel *et al.*, 2002), mientras que el género *Paradoneis* no ha sido descrito para la costa de Chile, por lo que su identificación necesita una revisión que confirme su presencia.

El uso de la malla de 1 mm reduce los costos de monitoreo (Ferraro *et al.*, 1989) debido a que el tiempo involucrado en el análisis de muestras de sedimento y macrofauna bentónica aumenta cuanto más fina sea la abertura de malla del tamiz (Reish, 1959). Por lo tanto al usar la malla de 500 μm de abertura, aumenta considerablemente el tiempo necesario para el lavado, cernido e identificación taxonómica, en comparación con la malla de 1 mm (Kingston & Riddle, 1989; Couto *et al.*, 2010). Si bien en este estudio no se realizó una estimación del tiempo de análisis, se constató un mayor esfuerzo en la preparación de muestras (lavado y cernido), así como en la identificación taxonómica. Las principales dificultades en la identificación taxonómica estuvieron en la Clase Ostracoda. Debido al desconocimiento de su taxonomía y ecología, esta clase ha sido asignada al GE II (por expertos chilenos), ignorando las diferencias que pueden existir entre las diferentes especies y en consecuencia, podría afectar los valores

Tabla 2. Promedio (\pm DE) y rango de los valores de los indicadores bióticos para las estaciones muestreadas al interior del cultivo y las estaciones de referencia en el Centro 1. DE: Desviación estándar.

	Cultivo		Referencia	
	$\geq 500 \mu\text{m}$	$\geq 1 \text{ mm}$	$\geq 500 \mu\text{m}$	$\geq 1 \text{ mm}$
Riqueza de especies	20 ± 8 9 - 35	17 ± 7 6 - 31	29 ± 9 23 - 34	24 ± 8 16 - 29
Diversidad	$3,19 \pm 0,78$ 1,51 - 4,47	$3,14 \pm 0,58$ 2,03 - 4,17	$3,02 \pm 0,56$ 2,1 - 3,58	$2,91 \pm 0,77$ 1,51 - 3,75
AMBI	$2,4 \pm 0,67$ 1,39 - 3,87	$2,5 \pm 0,72$ 1,44 - 3,81	$3,3 \pm 0,64$ 2,37 - 3,97	$3,4 \pm 0,54$ 2,69 - 4,07
Estatus ecológico según AMBI	Desbalanceada/ Levemente perturbado	Desbalanceada/ Levemente perturbado	Transición a contaminada/ Moderadamente perturbado	Transición a contaminada/ Moderadamente perturbado

Tabla 3. Promedio (\pm DE) y rango de los valores de los indicadores bióticos para las estaciones muestreadas al interior del cultivo y estaciones de referencia para el Centro 2.

	Cultivo		Referencia	
	$\geq 500 \mu\text{m}$	$\geq 1 \text{ mm}$	$\geq 500 \mu\text{m}$	$\geq 1 \text{ mm}$
Riqueza de especies	21 ± 4 14 - 28	18 ± 3 12 - 23	27 ± 4 22 - 32	24 ± 3 20 - 27
Diversidad	$3,43 \pm 0,43$ 2,38 - 3,92	$3,34 \pm 0,44$ 2,45 - 3,99	$4,09 \pm 0,29$ 3,79 - 4,46	$4,02 \pm 0,25$ 3,78 - 4,37
AMBI	$2,3 \pm 0,82$ 1,07 - 3,75	$2,5 \pm 0,77$ 1,17 - 3,65	$1,9 \pm 0,18$ 1,73 - 2,13	$2,1 \pm 0,30$ 1,78 - 2,44
Estatus ecológico según AMBI	Desbalanceada/ Levemente perturbado	Desbalanceada/ Levemente perturbado	Desbalanceada/ Levemente perturbado	Desbalanceada/ Levemente perturbado

Tabla 4. Distribución porcentual promedio de los grupos ecológicos (GE) en el Centro 1 y Centro 2.

Centro 1	GE				
	I(%)	II(%)	III(%)	IV(%)	V(%)
Estaciones					
Estaciones cultivo $\geq 1 \text{ mm}$	$23 (\pm 16)$	$21 (\pm 17)$	$22 (\pm 16)$	$34 (\pm 24)$	$0 (\pm 1)$
Estaciones cultivo $\geq 500 \mu\text{m}$	$19 (\pm 14)$	$32 (\pm 23)$	$17 (\pm 16)$	$31 (\pm 23)$	$0 (\pm 1)$
Estaciones referencia $\geq 1 \text{ mm}$	$4 (\pm 3)$	$28 (\pm 15)$	$7 (\pm 6)$	$60 (\pm 21)$	$0 (\pm 1)$
Estaciones referencia $\geq 500 \mu\text{m}$	$7 (\pm 7)$	$28 (\pm 14)$	$6 (\pm 6)$	$57 (\pm 22)$	$1 (\pm 1)$
Centro 2	GE				
Estaciones					
Estaciones cultivo $\geq 1 \text{ mm}$	$14 (\pm 13)$	$41 (\pm 14)$	$10 (\pm 9)$	$35 (\pm 24)$	0
Estaciones cultivo $\geq 500 \mu\text{m}$	$19 (\pm 16)$	$41 (\pm 15)$	$7 (\pm 5)$	$33 (\pm 23)$	0
Estaciones referencia $\geq 1 \text{ mm}$	$22 (\pm 16)$	$39 (\pm 16)$	$6 (\pm 5)$	$30 (\pm 19)$	0
Estaciones referencia $\geq 500 \mu\text{m}$	$21 (\pm 13)$	$43 (\pm 17)$	$6 (\pm 3)$	$26 (\pm 14)$	0

del AMBI. Considerando que no es recomendable usar niveles taxonómicos altos para estimar AMBI (Borja & Muxika, 2005), y que los representantes de la clase Ostracoda pueden ser frecuentes y abundantes es necesario incentivar el conocimiento sobre su taxonomía y ecología.

La malla de 1 mm se recomienda en la detección de impacto antropogénico en el sedimento, ya que la

información adicional generada a través de la malla de 500 μm no mejora la posibilidad de detectar diferencias entre áreas potencialmente impactadas y las estaciones de referencia (Hartley, 1982; Bishop & Hartley, 1986; Ferraro *et al.*, 1989, 1994; Thompson *et al.*, 2003). En particular, la literatura reporta que el uso de la malla de 500 μm permite incrementar las estimaciones de densidad, biomasa, y número de taxa (Reish, 1959;

Bachelet, 1990; Couto *et al.*, 2010). Los resultados de este estudio muestran que al usar la malla de 500 μm aumentó la abundancia de poliquetos oportunistas, *P. orensanzii* y representantes de la familia Capitellidae, asignadas según listado AMBI al GE IV y V como fue señalado por Couto *et al.* (2010). Sin embargo, la incorporación de estas taxa no generó variaciones importantes en la distribución porcentual de los GE, y por lo tanto no hubo diferencias significativas entre los valores de AMBI.

Aunque la normativa nacional no contempla límites de aceptabilidad para indicadores bióticos, existen propuestas internacionales como la de la WWF para el índice de diversidad (>3 considera área impactada) y AMBI ($\leq 3,3$ considerada área impactada) que tendrán un impacto en la industria acuícola nacional, si ésta quiere mostrar un desempeño ambiental acorde a estándares internacionales. En este contexto, los valores de los indicadores promedio observados en este estudio, se encuentran dentro de los rangos aceptables de impacto, exceptuando el muestreo en las estaciones de referencia en el Centro 1 donde la diversidad estimada al usar el tamiz de 1 mm y de 500 μm fue levemente inferior a 3 y el AMBI fue levemente superior a 3,3. Esto se puede deber al efecto generado en el sedimento producto de distintas fuentes de enriquecimiento orgánico, ya sea, la cercanía a otros centros de cultivo (mitílidos y salmónidos) y/o a centros urbanos, y que se puede relacionar al patrón de circulación de corrientes que podría estar transportando materia orgánica desde otras fuentes externas al cultivo de mitílidos, o desde el cultivo de mitílidos hacia el exterior, y que estimularían la presencia de poliquetos oportunistas como *Ch. setosa*, *Tharyx* sp. y Capitellidae. Considerando los resultados de este estudio y la información disponible en la literatura en el contexto de programas de monitoreo ambiental es posible que el uso del tamiz de abertura de 500 μm introduzca mayor tiempo y costo de análisis, y que entregue escasa información adicional sobre el estado ecológico de las comunidades submareales. Sin embargo, puede ser relevante el uso de un tamiz de 500 μm de abertura en estudios de caracterización preliminar de sitios. Especialmente debido a que mejoraría las posibilidades de detectar especies oportunistas presentes en las comunidades, previamente al desarrollo de la actividad que impactará el sector y la variabilidad espacial de estas comunidades. El uso de un tamiz de 500 μm de abertura también puede ser relevante en sectores que naturalmente presentan baja riqueza y diversidad, así como bajos valores de abundancia por especie, ya que esta condición afecta la interpretación de indicadores como AMBI (Borja & Muxika, 2005; Dauvin & Rouillet, 2007). Específicamente, muestras con un número de taxa de 1 a 3 y/o abundancias menores a 3

individuos por réplica reducen la robustez del AMBI (Borja & Muxika, 2005).

CONCLUSIONES

La caracterización del sistema bentónico en los dos centros de cultivo en términos de indicadores bióticos permitió identificar que el estado ecológico se encuentra dentro de los rangos aceptables según diversidad y AMBI. Situación similar fue observada en la estación de referencia del Centro 2, pero en la estación de referencia del Centro 1 se detectó impacto. La adición de la información de especies bentónicas de tamaño $\geq 500 \mu\text{m}$ y $< 1 \text{ mm}$ a las obtenidas usando una malla de abertura 1 mm aumentó la abundancia de especies oportunistas, pero no cambió significativamente la clasificación del estado ecológico de los sitios muestreados considerando los límites de aceptabilidad de 3 y 3,3 para diversidad y AMBI, respectivamente.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue financiado por el proyecto FIC-R 2011 "Propuesta de monitoreo ambiental para la industria mitilicultora". Se agradece a las empresas mitilicultoras que facilitaron sus centros para la realización de este estudio, y a todos quienes participaron del proyecto: José Luis Iriarte, Constanza de Zárate, Lucas Clavel, Loreto López, Manuel Díaz, César Arre y Rodrigo Cubillos.

REFERENCIAS

- Bachelet, G. 1990. The choice of a sieving mesh size in the quantitative assessment of marine macrobenthos: a necessary compromise between aims and constraints. *Mar. Environ. Res.*, 30: 21-35.
- Bishop, J. & J. Hartley. 1986. A comparison of the fauna retained on 0.5 mm and 1.0 mm meshes from benthic samples taken in the Beatrice Oilfield, Moray Firth, Scotland. *Proc. R. Soc. Edin.*, 91B: 247-262.
- Borja, A., J. Franco & V. Pérez. 2000. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Mar. Pollut. Bull.*, 40: 1100-1114.
- Borja, A., I. Muxika & J. Franco. 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. & I. Muxika. 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.
- Couto, T., J. Patricio, J. Neto, F. Ceia, J. Franco & J. Marques. 2010. The influence of mesh size in environmental quality assessment of estuarine macrobenthic communities. *Ecol. Indic.*, 10: 1162-1173.
- Dauvin, J. & T. Ruellet. 2007. Polychaete/amphipod ratio revisited. *Mar. Pollut. Bull.*, 55: 215-224.
- Ferraro, S.P., F.A. Cole, W.A. DeBen & R.C. Swartz. 1989. Power-cost efficiency of eight macrobenthic sampling schemes in Puget Sound, Washington, USA. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, 46: 2157-2165.
- Ferraro, S., R. Swartz, F. Cole & W. DeBen. 1994. Optimum macrobenthic sampling protocol for detecting pollution impacts in the southern California Bight. *Environ. Monit. Assess.*, 29: 127-153.
- Fierro, P., C. Bertrán, M. Mercado, F. Peña-Cortés, J. Tapia, E. Hauenstein & L. Vargas-Chacoff. 2012. Benthic macroinvertebrate assemblages as indicators of water quality applying a modified biotic index in a spatio-seasonal context in a coastal basin of southern Chile. *Rev. Biol. Mar. Oceanogr.*, 47(1): 23-33.
- Grall, J. & M. Glémarec. 1997. Using biotic indices to estimate macrobenthic community perturbations in the Bay of Brest. *Estuar. Coast. Shelf, S44 (Suppl. A)*: 43-53.
- Gray, J.S. & M. Elliot. 2009. *Ecology of marine sediments*. Oxford University Press, Oxford, 225 pp.
- Hartley, J. 1982. Methods for monitoring offshore macrobenthos. *Mar. Pollut. Bull.*, 13(5): 150-154.
- Keeley, N., B. Forrest, C. Crawford & C. Macleod. 2012. Exploiting salmon farm benthic enrichment gradients to evaluate the regional performance of biotic indices and environmental indicators. *Ecol. Indic.*, 23: 453-466.
- Kingston, P. & M. Riddle. 1989. Cost effectiveness of benthic faunal monitoring. *Mar. Pollut. Bull.*, 20: 490-496.
- Labruna, C., A. Romero-Ramirez, J. Amouroux, J. Duchêne, M. Desmalades, K. Escoubeyrou, R. Buscauld & A. Grémare. 2012. Comparison of ecological quality indices based on benthic macrofauna and sediment profile images: a case study along an organic enrichment gradient off the Rhône River. *Ecol. Indic.*, 12: 133-142.
- Lancellotti, D. & J. Vásquez. 2000. Zoogeografía de macroinvertebrados bentónicos de la costa de Chile: contribución para la conservación marina. *Rev. Chile Hist. Nat.*, 73: 99-129.
- Langlois, T., M. Anderson & R. Babcock. 2006. Inconsistent effects of reefs on different size classes of macrofauna in adjacent sand habitats. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 334: 269-282.
- Mare, M.F. 1942. A study of a marine benthic community with special reference to the micro-organisms. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.*, 25: 517-554.
- Montiel, A., B. Hilbig & N. Rozbaczylo. 2002. New records to Chile of the Family Paraonidae (Annelida: Polychaeta). *Helgol. Mar. Res.*, 56: 134-139.
- Muxika, I., A. Borja & W. Bonne. 2005. The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts. *Ecol. Indic.*, 5: 19-31.
- Reish, D.J. 1959. A discussion of the importance of screen size in washing quantitative marine bottom samples. *Ecology*, 4: 307-309.
- Rozbaczylo, N., R. Moreno, R. Sepúlveda, F. Carrasco & J. Mariscal. 2009. Poliquetos bentónicos de los fiordos magallánicos desde el Seno de Reloncaví hasta el Golfo Corcovado (Chile). *Cienc. Tecnol. Mar*, 32(2): 101-112.
- Rumohr, H. 1990. Soft bottom macrofauna: collection, treatment, and quality assurance of samples. *Ices. Techn. Mar. Env. Sci.*, 27: 19 pp.
- Thompson, B., M. Riddle & J. Stark. 2003. Cost-efficient methods for marine pollution monitoring at Casey Station, East Antarctica: the choice of sieve mesh size and taxonomic resolution. *Mar. Pollut. Bull.*, 46: 232-243.

Received: 12 July 2013; Accepted: 5 January 2015