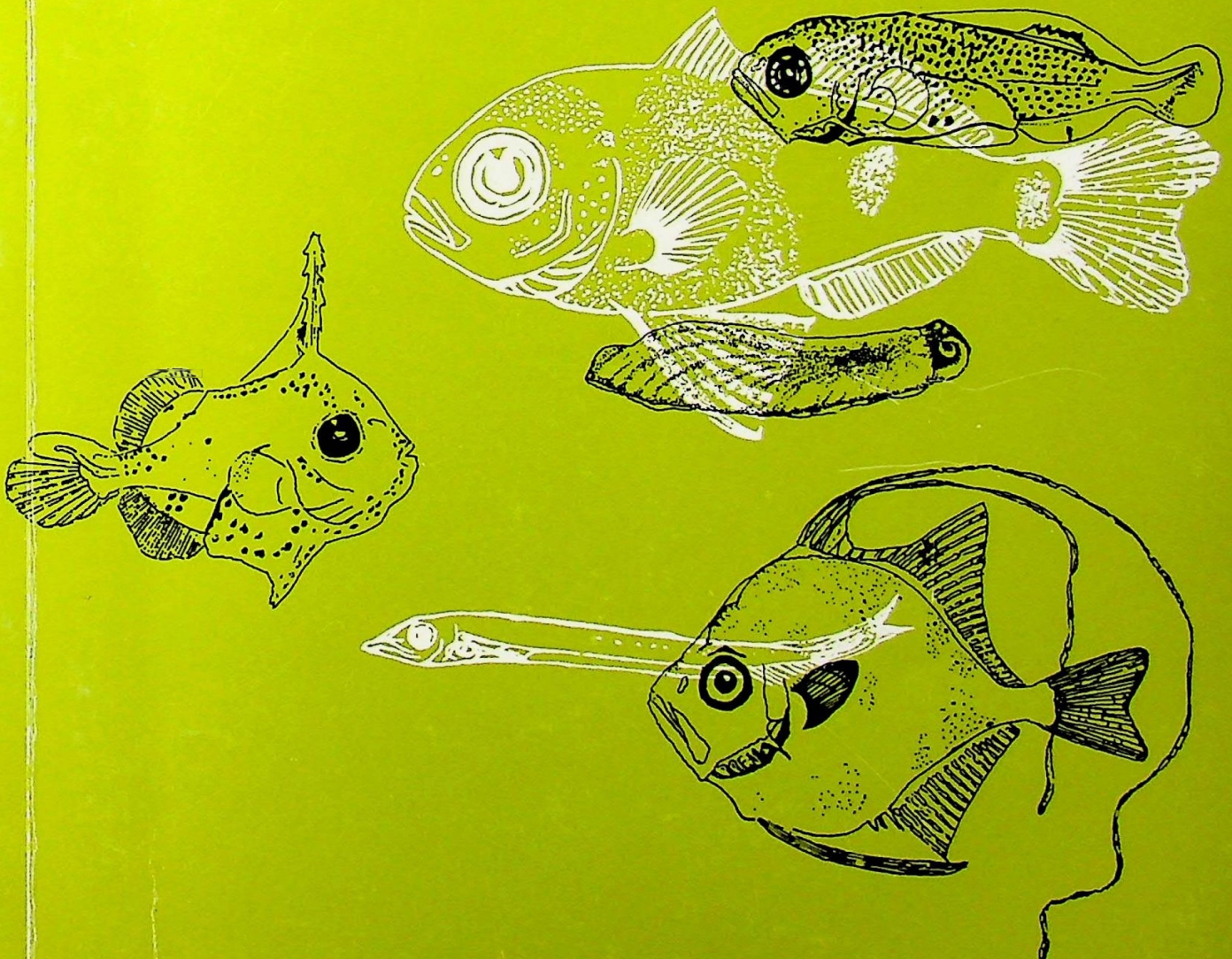


ISSN Nº 0067-8767

# Biología Pesquera

UNIVERSIDAD CATOLICA  
DE LA SANTISIMA CONCEPCION

Nº 27



## COMITE EDITOR

**Dr. Juan Cancino**  
Director responsabl

**Dr. Patricio A. Camus**  
Editor jefe  
Fax 056-41-482506

## COMITE ASESOR

**Dr. Ramón Ahumada**  
U. Católica Ssma. Concepción

**Ing. Patricio Arana**  
U. Católica Valparaíso

**Dr. Hugo Arancibia**  
Universidad de Concepción

**Prof. Nivaldo Bahamonde**  
U. de Chile

**Lic. Italo Campodónico**  
Subsecretaría de Pesca

**Dr. Juan Carlos Castilla**  
Pontificia U. Católica de Chile

**Lic. Javier Chong**  
U. Católica Ssma. Concepción

**Dr. Gonzalo Gajardo**  
U. de los Lagos

**Dr. Ricardo Galleguillos**  
Universidad de Concepción

**Dr. Patricio Ojeda**  
Pontificia U. Católica de Chile

**Dr. Bernabé Santelices**  
Pontificia U. Católica de Chile

**Ing. Eleuterio Yañez**  
U. Católica Valparaíso

Editor de producción: **Sr. Cristian Cáceres**

©Universidad Católica de la Santísima Concepción. 1991. ISSN N° 0067-8767.  
Todo manuscrito, solicitud de canje, compra y correspondencia en general debe ser  
dirigida a:

Editor Jefe  
Revista Biología Pesquera  
Universidad Católica de la Santísima Concepción  
Casilla 297 - Concepción. Fax 056-41-482506  
CHILE

Subscription: US\$ 15 per issue, surface mail (US\$ 20 air mail).  
Subscripción en Chile: \$ 6.000 Anuales





# Biología Pesquera

---

## **POLITICA EDITORIAL**

BIOLOGIA PESQUERA es una revista científica que en el ámbito regional latinoamericano tiene por objeto publicar los resultados de investigaciones biológicas, pesqueras, ecológicas, limnológicas, oceanográficas y de ingeniería, orientadas a incrementar las bases científicas para el manejo y utilización de los recursos acuáticos vivos. Se publicarán preferentemente trabajos referidos al Pacífico Suroriental y Océano Austral (Antártica). Los idiomas de publicación son español e inglés.

La responsabilidad de la gestión de editorial de BIOLOGIA PESQUERA recae en la Facultad de Ciencias de la Universidad Católica de la Santísima Concepción (Concepción, Chile) a contar del N° 20 (diciembre 1991).

## **EDITORIAL POLICY**

BIOLOGIA PESQUERA is a scientific journal that in the Latin American region has the purpose of publishing results either from biological, fisheries, ecological, limnological, oceanographic or engineering research oriented to increase the scientific bases for the management and exploitation of aquatic living resources. The journal will give priority to publish manuscripts related to, the Southeastern Pacific and Austral Ocean. Submission can be made in Spanish or English.

The managing editorship of BIOLOGIA PESQUERA is an effort of the Faculty of Sciences of the Universidad Católica de la Santísima Concepción (Concepción, Chile) since Number 20 (December 1991)



FONDO DE PUBLICACION  
VICERRECTORIA ACADEMICA  
UNIVERSIDAD CATOLICA DE LA SANTISIMA CONCEPCION

# Biología Pesquera

UNIVERSIDAD CATOLICA  
DE LA SANTISIMA CONCEPCION



ISSN N° 0067-8767

INDICE N° 27

1 9 9 8

**Pastor de Ward, C.T.**

Comparison of carbon and nitrogen content in natural and *Aulacomya atra* (Molina) biodeposits. *Comparación del contenido de carbono y nitrógeno en biodepósitos naturales de Aulacomya atra (Molina)* ..... 3 - 18

**Ciocco, N.F. y M.A. Monsalve**

La vieira tehuelche, *Aequipecten tehuelchus* (D'Orb., 1846), del Golfo San José (Argentina): captación de postlarvas durante el colapso de la pesquería. *The tehuelche scallop, Aequipecten tehuelchus (D'Orb., 1846), from San José Gulf (Argentina): spats settlement during the collapse of the fishery* ..... 19 - 30

**Lizarralde, Z.I.**

Variaciones mensuales en el asentamiento de semilla de cholga (*Aulacomya atra atra* Molina) sobre colectores artificiales en el Golfo San José, Argentina. *Monthly changes in mussel spat (Aulacomya atra atra Molina) settlement on artificial collectors in the San José Gulf, Argentina* ..... 31 - 38

**Zaixso, H.E. y Z.I. Lizarralde**

Efecto del método de encordado sobre el crecimiento y la pérdida de mejillones (*Mytilus platensis* D'Orb.) en cultivos suspendidos. *Effect of spanish and french netting methods on growth and losses of suspended cultured mussels (Mytilus platensis D'Orb.)* ..... 39 - 52

**Cubillos, L., A. Sepúlveda, A. Hernández y L. Miranda**

Uso de un rango de capturas límites para determinar capturas totales permisibles. *Using a range of capture limits to determine total allowable catches*..... 53 - 60

## COMPARISON OF CARBON AND NITROGEN CONTENT IN NATURAL AND *AULACOMYA ATRA* (MOLINA) BIODEPOSITS

### COMPARACION DEL CONTENIDO DE CARBONO Y NITROGENO EN BIODEPOSITOS NATURALES Y DE *AULACOMYA ATRA* (MOLINA)

---

Catalina T. Pastor de Ward <sup>1</sup>

#### ABSTRACT

Biodeposition "in situ" of *Aulacomya atra* (Molina), the subantarctic ribbed mussel, is studied by collector cylinder system. In order to evaluate the contribution of this species to the organic carbon and nitrogen flux in Puerto Madryn bay ecosystem, the organic carbon and organic nitrogen contents in biodeposits were measured and compared with those from natural biodeposits of the area. Mean annual values were 3.03 g C. m<sup>-2</sup>. day<sup>-1</sup> and 0.23 g N. m<sup>-2</sup>. day<sup>-1</sup> in mussel biodeposits and 3.16 g C. m<sup>-2</sup>. day<sup>-1</sup> and 0.25 g N. m<sup>-2</sup>. day<sup>-1</sup> in natural biodeposits. The mean annual concentration were 9.24 g C and 0.58 g N in 100g of mussel biodeposits and 6.68 g C and 0.44g N in 100g of natural biodeposits. From Friedman's test results the carbon and nitrogen contents and concentrations were similar both in mussel and natural biodeposits. The C/N ratio for mussel biodeposits was smaller than that of natural biodeposits only in summer months.

*Key words:* biodeposition, *Aulacomya atra*, Chubut, Argentina.

#### RESUMEN

En el presente trabajo se estudia, mediante el método de cilindros colectores, el biodepósito "in situ" del bivalvo subantártico *Aulacomya atra* (Molina). La finalidad del mismo ha sido evaluar la contribución de esta especie al flujo de carbono y nitrógeno orgánico de la bahía de Puerto Madryn. El contenido de carbono y nitrógeno total en valores netos en biodepósitos del bivalvo, ha sido comparado con los del biodepósito natural del área. Los valores medios anuales hallados en biodepósitos del bivalvo fueron 3,03 g C. m<sup>-2</sup>. día<sup>-1</sup> y 0,23 g N. m<sup>-2</sup>. día<sup>-1</sup>, mientras que en biodepósitos natural 3,16 g C. m<sup>-2</sup>. día<sup>-1</sup> y 0,25 g N. m<sup>-2</sup>. día<sup>-1</sup>. Los valores medios anuales de las concentraciones de carbono y nitrógeno en 100g de biodepósito del bivalvo fueron 9.24 g C y 0.58 g N respectivamente. En 100 g de biodepósitos naturales dichas concentraciones fueron 6.68 g C y 0.44g N. De los resultados de un test de Friedman se obtuvo que el contenido y la concentración de carbono y nitrógeno entre biodepósitos del bivalvo y naturales no presentaron diferencias significativas. El cociente C/N de los biodepósitos presentó valores menores que los de la sedimentación natural sólo en los meses de verano.

---

<sup>1</sup> Centro Nacional Patagónico (CENPAT). Boulevard Brown S/N  
C.C. 128 (9120) Puerto Madryn, Chubut, Argentina.  
E-mail: pastor@cenpat.edu.ar

*Palabras clave:* biodepósito, *Aulacomya atra*, Chubut, Argentina.

· Fecha de recepción: 03-03-98

· Fecha de aceptación: 09-06-99

## INTRODUCTION

Special attention to the study of biodeposition in bivalve filter feeders has been paid recently, (Dame, 1992), because they are the dominant species in shallow estuaries and coastal ecosystems and it has been demonstrated that they play an important role in the benthic-pelagic coupling mechanism (Kautsky & Evans, 1987). Several "in situ" studies related to the quantity and the composition of mussel biodeposition have been done: in the oysters *Crassostrea gigas* (Sornin *et al.* 1983, 1986, Deslous-Paoli, 1987 and Smaal *et al.* 1997), in the infaunal bivalve *Laternula eliptica* (Ahn, In Young, 1993) and in the mussels *Mytilus edulis* (Kautsky & Evans, 1986; Deslous-Paoli, *et al.* 1987; Jaramillo *et al.* 1992; ten Brinke *et al.* 1995; Smaal *et al.* 1997), *Perna canalicularis* (Kaspar *et al.* 1985), *Mytilus galloprovincialis* (Collazo *et al.* 1993), *Choromytilus chorus* (Jaramillo *et al.* 1992) and *Modiolus modiolus* (Navarro *et al.* 1997). A good review of some of these papers and on the quantitative comparison of biodeposits is given by Smaal & Prins (1992).

This is the first paper related to the "in situ" study of *Aulacomya atra* (Molina) biodeposition. The ribbed mussel is a very abundant and widely distributed mussel of subantarctic coasts which has been usually found in rocky shores from the littoral fringe to the subtidal (Zaixso, 1975; Zaixso & Pastor, 1977; Vinuesa *et al.* 1977; Zaixso *et al.* 1978; Erkom-Schurink, 1990). This ribbed

mussel is always related to very diverse communities, even in sedimentary substrate. In Puerto Madryn Bay coasts the *Aulacomya atra* (Molina) community is a very common association of organisms present on the sandy beds bottom with a mean natural mussel density of around  $60-80 \text{ ind. m}^{-2} \pm 9.68$  (Zaixso, pers. comm.). On human-made substrata (such as docks or artificial reefs) and on suspending habitats, this density can be very different, for instance in the Almirante Storni Port 's docks, where the mean density is  $1001 \text{ ind. m}^{-2} \pm 36.08$  (unpublished data).

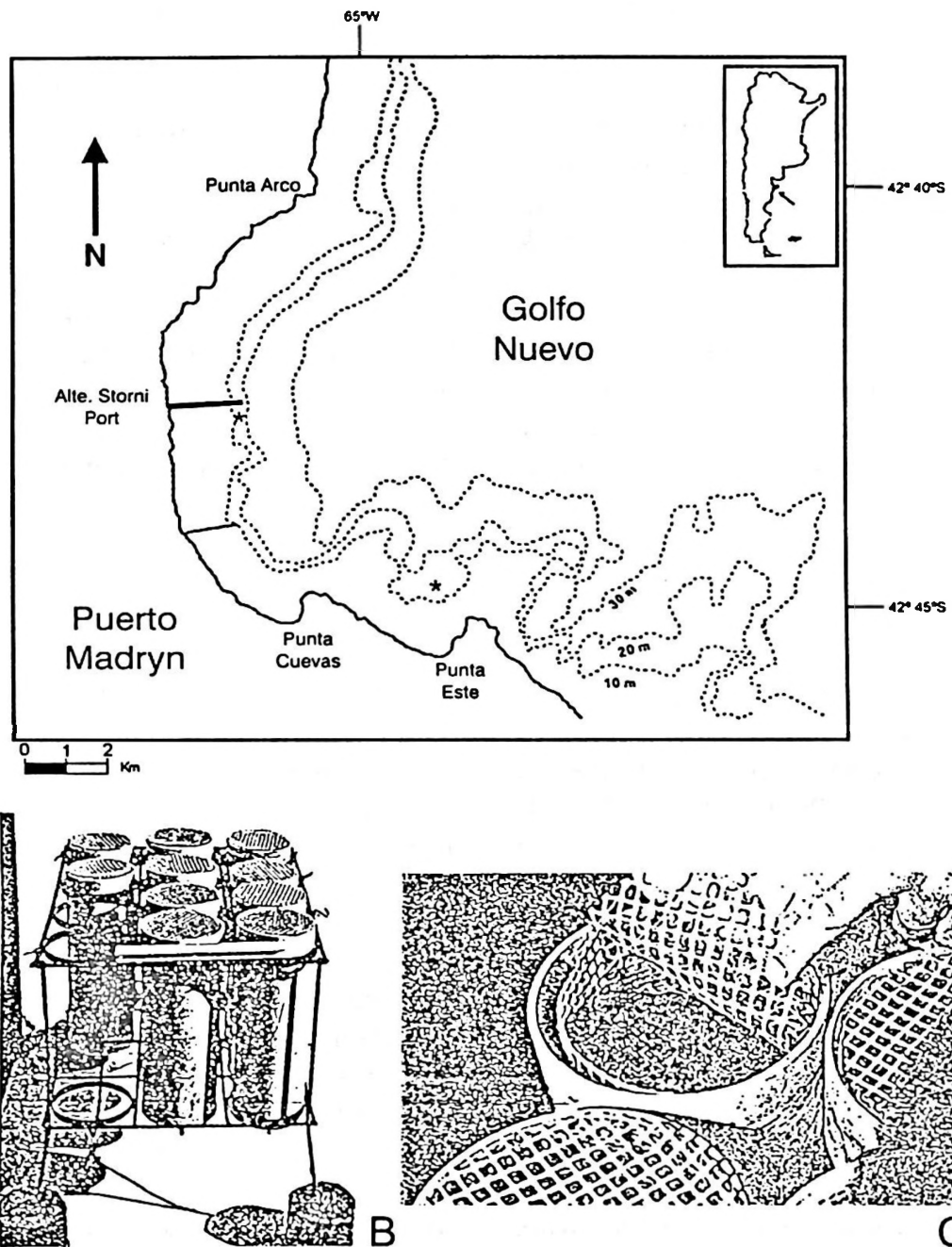
A knowledge of the quantities and composition of *Aulacomya atra* biodeposition is crucial for understanding how this community interacts with the pelagic-benthic system, in a low nutrient area like Puerto Madryn Bay (Charpy-Roubault *et al.* 1982; Pastor & Bala, 1995, 1996) producing high densities and also high biomasses in floating docks.

On the other hand the knowledge about this interaction could help in a sustainable future mariculture of mussels resources while maintaining environmental quality.

## MATERIALS AND METHODS

Puerto Madryn bay is located on the West coast of Golfo Nuevo (42° 45' South and 64° 55' West) on the Atlantic coast of South America, Chubut province, Argentina (Fig. 1A). The bay is 0-40 m deep and presents





**Figure 1: A Schematic map of Puerto Madryn and sampling sites (\*). B Submerged apparatus. C Neflon cages.**

A Mapa de Puerto Madryn y áreas de muestreo (\*). B Aparato sumergido. C Canastas plásticas.

sublittoral sediments dominated by fine sand with patches of pebbles (Mouzo *et al.* 1978). The tidal regime is semi-diurnal and the mean tidal range is 4.62 m. The bottom currents are dominant in winter and spring, whereas the rest of the year surface currents are the most important (Barros & Krepper, 1978).

The Puerto Madryn area is situated in a semiarid Patagonian region, characterized by low and irregular rainfall regimes (173 mm per year) and strong, constant winds. The introduction of continental sediments into the sea and the resuspension of surface bottom sediments by strong winds, is usual along the coastal area.

The present paper is based on methodology similar to that of Kautsky & Evans (1987). The six PVC cylinders used (15 cm diameter and 50 cm high), were fixed to an iron-concrete framework to the sea bottom floor, near Punta Este site (Figs. 1, 1B). Six neflon net cages (0.7 cm mesh and 7.5 cm high) (Fig. 1C) were fastened to the top of the cylinders. In three of these cylinders a group of 20 selected mussels (between 4-5 cm length) from Alte. Storni Port (Fig. 1) were deposited each month (previously cleaned of epibionts). The other three cylinders, with the empty cages, were deposited in the same framework, to collect natural biodeposits.

The mussels number in the cages were chosen to simulate density in floating docks community and the mussels minimum length of 4 cm were selected to assure sexual maturity, following Vinuesa & Tortorelli (1981).

These cylinders were allowed to stay in the sea during a period of 15 days. After this period they were sealed with rubber stops and transported by a diver to the sea surface and then to the lab. After a stabilization period of 24 h at 7 °C, the sedi-

ments were removed by centrifugation and the obtained material was dried at 100 °C during 24 h. After that they were dissolved with distilled water several times to dilute the salt content, and then centrifugated again.

All the cylinders were cleaned and dried before to be fixed again the next month to the iron-concrete framework on the sea bottom floor. This was done, each month, during the three years period.

The organic matter content (ash-free dry weight) was obtained after ashing at 550 °C for 5h. The carbon content was determined considering 57% of organic matter (Parson *et al.* 1984).

The organic nitrogen content in the sediments was analysed as  $\text{NH}_4\text{-H}$  after a modified Kjeldahl combustion.

The organic carbon and organic nitrogen contents in biodeposition of *Aulacomya atra* were obtained by difference between the sedimentation in cylinders with and without mussels. Carbon (OC) and nitrogen (ON) contents of mussel biodeposits (B) and natural biodeposits (NB) are expressed as dry weight ( $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ ). The missing values were due to cylinders being lost during storms.

Annual organic carbon and organic nitrogen in biodeposits of *Aulacomya atra* and natural biodeposits of the area were recorded from september 1989 to september 1992.

The ribbed mussels used in the study throughout the three-year period were measured and weighed monthly (dry weight).

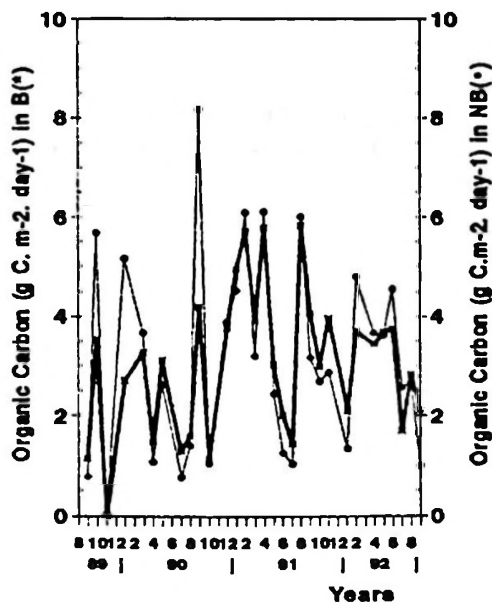
Bottom water ammonium and cylinder wa-

ter ammonium were determined simultaneously to the study following methodology given by Strickland & Parsons (1972).

To analyze statistical differences between OCNB-OCB and ONNB-ONB, which presented heterogeneity of variances, a Friedman two-way test was used (Siegel, 1979).

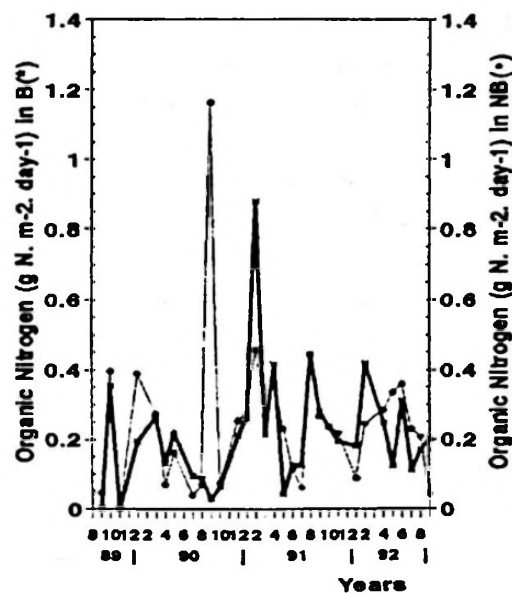
**RESULTS**

The temporal variation in organic carbon (OCB) and organic nitrogen (ONB) content in *Aulacomya atra* M. biodeposits and in natural biodeposits (OCNB; ONNB) during the present study, are shown in Figs. 2 and 3 respectively.



**Figure 2: Monthly variation in organic carbon content in mussel biodeposits (\*) and in natural biodeposits (●).**

Variación mensual de carbono orgánico en biodepósito de cholga (\*) y en sedimentación natural (●).



**Figure 3: Monthly variation in organic nitrogen content in mussel biodeposits (\*) and in natural biodeposits (●).**

Variación mensual de nitrógeno orgánico en biodepósito de cholga (\*) y en sedimentación natural (●).

The organic carbon contents in biodeposits (OCB) of ribbed mussel, are in general smaller than those of natural biodeposits. A similar situation occurs with organic nitrogen, which presents a periodicity with peaks at the summer months. The annual means of OCB, ONB, OCNB and ONNB contents and C/N ratios are shown in Table 1.

**Table 1** - Mean values of organic nitrogen (ON), organic carbon (OC), %ON, %OC and C/N ratios means of the *Aulacomya atra* biodeposits (B) and natural biodeposits (NB), at Puerto Madryn bay during the three years period .

- Valores medios de nitrógeno orgánico (ON) y de carbono orgánico (OC), porcentajes y cocientes C/N en biodepósitos de *Aulacomya atra* (B) y en biodepósitos naturales (NB), en la bahía de Puerto Madryn, durante los años del estudio.

Period	9/89-8/90	9/90-8/91	9/91-8/92	9/89-8/92
	n=9	n=11	n=10	n=31
NB*	35.11	77.81	59.78	57.47
ON**	0.16	0.34	0.25	0.25
OC***	2.35	3.98	3.19	3.16
OC/ON	16.20	13.39	13.17	14.39
ON/100g NB	0.46	0.43	0.41	0.44
OC/100g NB	6.70	5.11	5.34	6.68
B*	26.38	38.08	40.23	34.85
ON**	0.15	0.25	0.23	0.23
OC***	2.01	3.79	3.22	3.03
OC/ON	13.38	24.95	15.59	21.22
ON/100g B	0.57	0.67	0.56	0.58
OC/100g B	7.64	9.95	8.00	9.24

\*g Dry wt. m<sup>-2</sup>. day<sup>-1</sup>      \*\*g N. m<sup>-2</sup>. day<sup>-1</sup>      \*\*\*g C. m<sup>-2</sup>. day<sup>-1</sup>

The seasonal mean of OCB, ONB, OCNB and ONNB contents during the three year period are shown in Table 2.

**Table 2** - Mean values of organic nitrogen (ON) and organic carbon (OC), %ON, %OC and C/N ratio of the *Aulacomya atra* biodeposits (B) and natural biodeposits (NB), at Puerto Madryn bay and during seasons.

- Valores medios de nitrógeno (ON) y carbono orgánico (OC), %ON, %OC y cociente C/N de biodepósitos de *Aulacomya atra* (B) y biodepósitos naturales (NB) en la bahía de Puerto Madryn durante las diferentes estaciones del año.

	Spring	Summer	Autumn	Winter
Period	(Oct.Nov.Dec.)	(Jan.Fev.Mar.)	(Apr.May.Jun.)	(Jul.Aug.Sep.)
	n=5	n=7	n=8	n=9
NB*	40.03	59.14	57.27	72.80
ON**	0.23	0.28	0.24	0.28
OC***	2.70	4.11	3.16	2.98
OC/ON	11.71	14.44	13.21	10.64
ON/100g NB	0.58	0.48	0.42	0.38
OC/100g NB	6.74	6.95	5.53	4.09
B*	31.28	34.06	38.56	36.51
ON**	0.21	0.34	0.20	0.17
OC***	2.56	3.76	3.28	2.78
C/N	12.10	10.91	16.24	16.24
ON/100g B	0.68	1.01	0.52	0.47
OC/100g B	8.19	11.04	8.50	7.62

\* g Dry wt. m<sup>-2</sup>. day<sup>-1</sup>      \*\* g N. m<sup>-2</sup>. day<sup>-1</sup>      \*\*\* g C. m<sup>-2</sup>. day<sup>-1</sup>

The mussel biodeposits presented similar mean values throughout the three years and during the four seasons. The natural biodeposits presented the highest values in the winter season and in the 1990-91 year period.

It is important to note that sediments collected from the cylinders were black and anoxic during the three year period. In natural sediments of the bay, the black layer was present on the surface under man-made constructions of Alte. Stormi Port or 2-7 cm depth in the Punta Este study site.

In Fig. 4, the seasonal variation of ammonium water bottom content and ammonium concentration in cylinders with and without mussels are presented for a one year period (Pastor *et al.* 1995). In bottom ammonium the highest values are in spring whereas ammonium in cylinders presents, for natural biodeposits, their higher values in winter and for cylinders with biodeposits in summer.

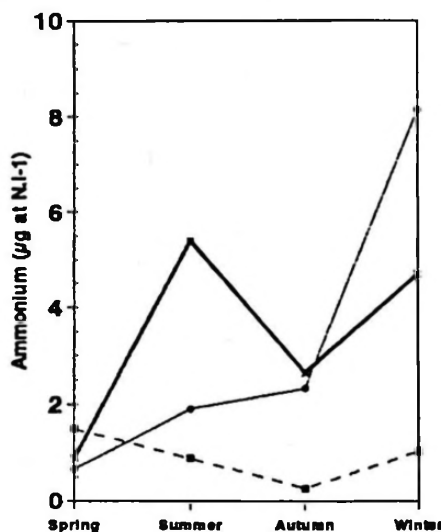


Figure 4: Seasonal variations in water ammonium concentrations in cylinders with mussels (●) and without mussels (\*), and in bottom water (—).

Variación estacional de la concentración de amonio en el agua contenida en los cilindros con cholga (\*); sin cholga (●) y en el agua circundante (—).

The seasonal variation of *Aulacomya atra* biomass and length during the three year study are given in Fig. 5. The seasonal variation of chlorophyll "a" and water temperature are detailed in Pastor & Bala (1996). The maximum temperature was found in summer. While chlorophyll "a" presents higher values in autumn and winter.

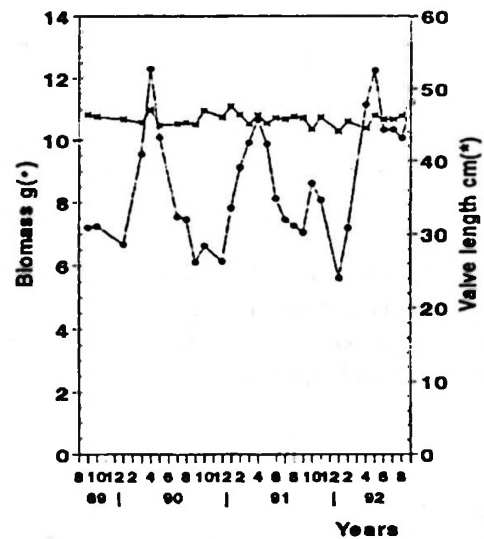


Figure 5: Monthly variations in *Aulacomya atra* valve length (●) and biomass (\*) in cylinders.

Variación mensual en cilindros del largo de valva y biomasa de *Aulacomya atra*.

The seasonal variation of C/N (Tables 1-2, Fig. 6) ratio in biodeposits presents the smallest value in summer months and the highest in autumn and winter months. The C/N in natural biodeposits have a different behaviour, being high in summer and small in winter. In natural biodeposits this ratio was high in the first year and very similar for the second and the third year. In mussel biodeposition the highest values were in the second and third year.

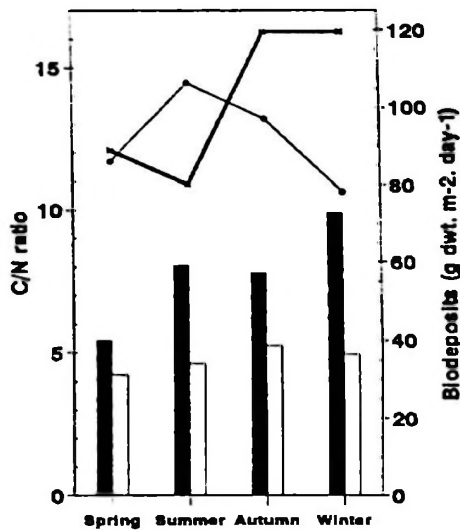


Figure 6: Seasonal variations of C/N ratios in mussel biodeposits (\*) and natural biodeposits (●). In bar graphic, seasonal variations of biodeposits (□) and natural biodeposits (■).

Variaciones estacionales de C/N en biodepósito de cholga (\*) y en sedimentación natural (●). En gráfico de barras, variación estacional de biodepósito de cholga (□) y en sedimentación natural (■).

The OC and ON contents in 100 g of sediment were compared monthly in natural biodeposits and mussel biodeposition (Figs. 7-8; Tables 1-2). In order to detect whether OCBN-OCB and ONBN-ONB contents and percents differed between them, a Friedman two-way analysis was applied. The results are given in Table 3. We found that OC and ON contents and percents between mussels biodeposits and natural biodeposits do not present significant differences.

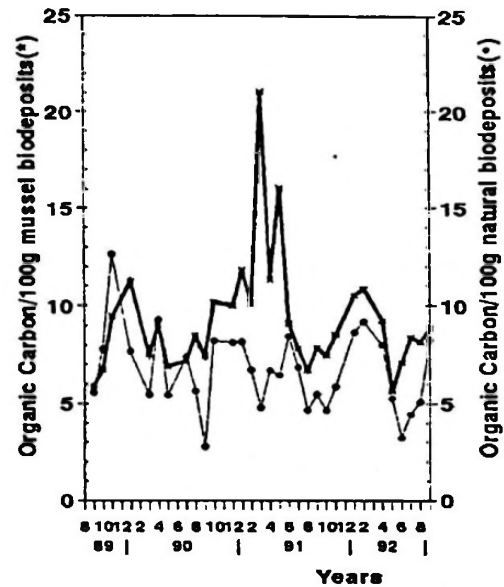


Figure 7: Monthly variation in percentages of organic carbon in mussel biodeposits (\*) and in natural biodeposits (●).

Variaciones mensuales en porcentajes de carbono orgánico en biodepósito de cholga (\*) y en sedimentación natural (●).

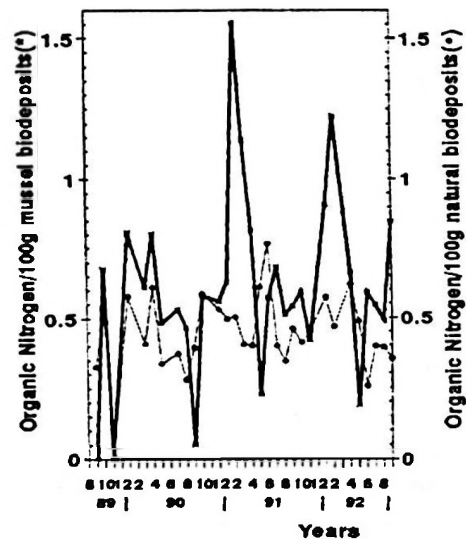


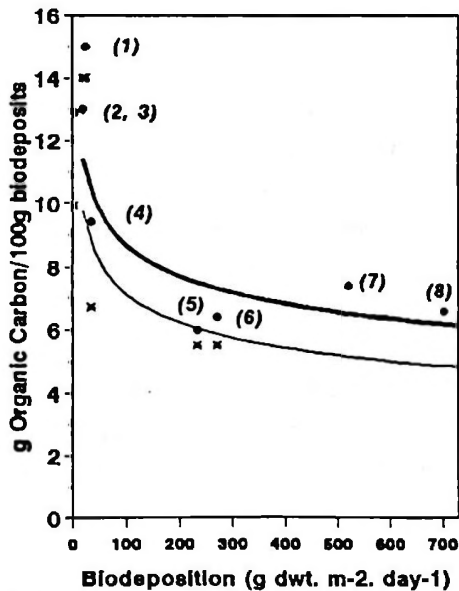
Figure 8: Monthly variation in percentages of organic nitrogen in mussel biodeposits (\*) and in natural biodeposits (●).

Variación mensual en porcentajes de nitrógeno orgánico en biodepósito de cholga (\*) y en sedimentación natural (●).

**Table 3** - Results of Friedman Two-way test performed on organic carbon, organic nitrogen and percentages between biodeposits and sedimentation.

- Resultados del test de Friedman realizado sobre carbono orgánico, nitrógeno orgánico y porcentajes de los mismos entre biodepósitos del bivalvo y naturales.

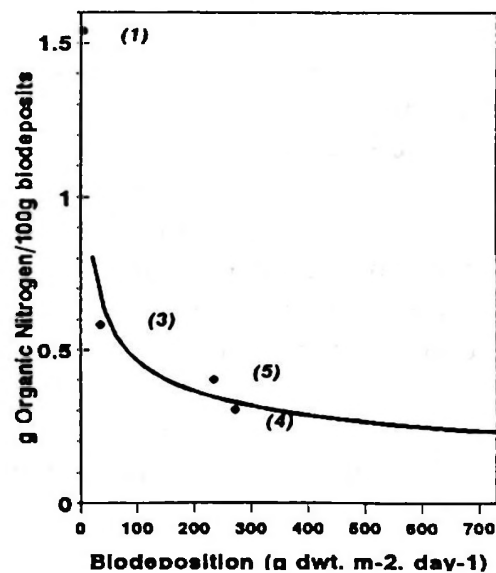
Ho:	Friedman's test	N	Significance Level
OCB = OCNB content	0.80645	31	0.36917
ONB= ONB content	1.20000	31	0.27332
OCB/100g B= OCNB/100g NB	17.06450	31	0.00004
ONB/100g B= ONNB/100g NB	9.32258	31	0.00226



**Figure 9:** Concentrations of organic carbon in Mytilidae species biodeposits (●) and in natural biodeposits (\*) registered in previous papers: (1) *Mytilus edulis* Asko, Baltic Sea (Kautsky & Evans, 1987); (2) *Mytilus edulis* (Dahback & Gunnarsson, 1981); (3) *Aulacomya atra* Puerto Madryn, Argentina; (4) *Choromytilus chorus* Quele river Estuary (Jaramillo *et al.* 1992); (5) *Mytilus chilensis* Quele river Estuary (Jaramillo *et al.* 1992); (6) *Mytilus galloprovincianus* Ria de Arosa (Perez & Camacho, 1991); (7) *Mytilus galloprovincianus* Gulf of Fos (Grenz, 1989).

Concentraciones de carbono orgánico en biodepósito (●) y en biodepósitos naturales (\*) halladas para especies de la familia Mytilidae en trabajos previos: (1) *Mytilus edulis* Asko, Baltic Sea (Kautsky & Evans, 1987); (2) *Mytilus edulis* (Dahback & Gunnarsson, 1981); (3) *Aulacomya atra* Puerto Madryn, Argentina; (4) *Choromytilus chorus* Quele river Estuary (Jaramillo *et al.* 1992); (5) *Mytilus chilensis* Quele river Estuary

(Jaramillo *et al.* 1992); (6) *Mytilus galloprovincianus* Ria de Arosa (Perez & Camacho, 1991); (7) *Mytilus galloprovincianus* Gulf of Fos (Grenz, 1989).



**Figure 10:** Concentrations of organic nitrogen in Mytilidae species biodeposits (●) registered in previous papers: (1) *Mytilus edulis* Asko, Baltic Sea (Kautsky & Evans, 1987); (Dahback & Gunnarsson, 1981); (2) *Aulacomya atra* Puerto Madryn, Argentina; (3) *Mytilus chilensis* Quele river Estuary (Jaramillo *et al.* 1992); (4) *Choromytilus chorus* Quele river Estuary (Jaramillo *et al.* 1992).

Concentraciones de nitrógeno orgánico en biodepósito (●) halladas para especies de la familia Mytilidae en trabajos previos: (1) *Mytilus edulis* Asko, Baltic Sea (Kautsky & Evans, 1987); (Dahback & Gunnarsson, 1981); (2) *Aulacomya atra* Puerto Madryn, Argentina; (3) *Mytilus chilensis* Quele river Estuary (Jaramillo *et al.* 1992); (4) *Choromytilus chorus* Quele river Estuary (Jaramillo *et al.* 1992).

## DISCUSSION

In this "in situ" study it has been assumed that the chemical and biological reactions, with and without mussels (such as fermentation and ammonification as main processes), occurring inside the cylinders, are similar between them and similar to processes of anoxic sediments.

Anoxia conditions in surface sediments are not usual near Puerto Madryn Bay coasts, except below the Alte. Storni Port where the sunlight does not reach the sediments and they support a very diverse floating community. However, contact between mussel faeces and pseudofaeces with anoxic environment in an area like this Bay, are highly probable, taking into account tidal currents, resuspension and the natural habitat (on subtidal sedimentary substrata, Zaixso, pers. com.) of the ribbed mussel.

From the obtained results the ribbed mussels *Aulacomya atra* (Molina) with their biodeposits, are able to contribute to the sediments of Puerto Madryn Bay, under anoxic conditions, with an organic matter load (in organic carbon and nitrogen content, per square meter and per day) similar to that of the natural biodeposits.

Owing to the tidal ranges the natural biodeposits in the area is formed, in addition to phyto and zooplankton, by phyto and zoobenthos, mineral sediments and other detritus coming from macroalgae or marine organisms which are resuspended from the bottom floor. This means that the ribbed mussels, with their biodeposits, in densities similar to those of the study, likely play an important

role in contributing organic carbon and nitrogen to this ecosystem.

Recent studies of granulometric characteristics of sediments under the Puerto Madryn docks (Pastor, in prep.) have found a smaller particle size, significantly greater organic matter content and a break redox layer much nearer to the surface sediments under docks than in undisturbed sites of the Bay. Based on the results obtained in this paper all these processes could be associated with the high density and biomass of the ribbed mussels on docks and probably their effect, by biodeposition, can be compared with those which evolve in anoxic areas from intensive mussels, oysters and fishes aquaculture (Mattsson & Linden, 1984; Kaspar *et al.* 1985; Brown *et al.* 1987; Sornin *et al.* 1983). Probably the effect of mussel biodeposition could increase in the future if more man-made constructions are introduced to the Bay. The content of organic carbon in natural biodeposits and in biodeposition are very constant during the yearly period and during seasons. Something different happens with their organic carbon and nitrogen concentrations. These variations between the proportions of assimilable organic matter to inorganic fraction or non assimilable natural biodeposits are responsible for the changing concentration of organic nitrogen and carbon in the mussel food.

A good argument to understand how the ribbed mussel can contribute with similar carbon and nitrogen contents to those from natural biodeposits has been given by Kautsky & Evans (1987) and Navarro & Iglesias (1992). The first authors observed in *Mytilus edulis* from the Baltic sea, the ability to do a pre-ingestive



sorting and selection of smaller particles with higher organic contents. This allows mussels by selectiveness, to sedimentate the smaller particles of high organic content that would otherwise stay in suspension and in this way they are able to increase the quality (as a future food) and the quantity of deposited material on benthic sediments. In the particular case of *Aulacomya atra* (Table Bay Cape Town, South Africa), it has been demonstrated that it is very well adapted to absorb 50 % of kelp detritus, and it could optimize its nitrogen uptake by retention of particles of less than 20  $\mu\text{m}$  in diameter (Stuart & Klumpp, 1984).

On the other hand, Navarro & Iglesias (1992) develop a model in *Ceratodesma edule* which explains the physiological behaviour of bivalves in relation to the quality of food. They state that: "at high concentrations of high quality particles, regulation is mainly based on controlling rates of filtration through adjustments of pumping activity; conversely, no such adjustments appear associated with low quality suspensions and ingestion becomes regulated by high rates of pseudofaecal production that acts to counterbalance the high unrestrained filtration rates."

If we assume that the increase in pseudofaecal and faecal production is related with an increase in organic matter concentration in biodeposits (Haven & Morales de Alamo, 1966), following Navarro & Iglesias's (1992) statement, we could expect higher organic matter concentrations in bivalve biodeposits from areas with low quality suspension than from those with high quality food. In Fig. 9, the distribution of the concentrations of carbon in biodeposits and the total biodeposition rates (Smaal & Prins,

1992) of Mytilidae species, studied are given. The natural biodeposits values (in % of carbon) were added. We see that the relation between quantity of biodeposition and the percentages of carbon are not lineal. It is regulated by concentrations of food probably following a non-linear trend curve type. This would mean that for high quality suspensions, the concentration of carbon in biodeposits would be constant and bivalves could counterbalance poor quality sedimentation rates by increasing concentrations of biodeposits. A similar curve has been found for %TON in biodeposits (Fig. 10).

This phenomenon is related to each particular environment and from the obtained results we think that probably it plays a more important role in mussel biology than has previously been considered.

This is probably related to the bioeston production (Hildreth, 1980) and the quality of the net flux, which is a consequence of resuspension of biodeposits, predominantly pseudofaeces, and selective ingestion of phytoplankton (Asmus & Asmus, 1992). This can be one of the explanations of how a phytoplankton poor area (Charpy *et al.* 1982; Pastor & Bala, 1995b) like Puerto Madryn bay, can sustain their highly diverse benthic assemblages. And probably due to this fact, poor natural biodeposits sites are not directly related with poor mussel production for mariculture, as has been stated by Charpy *et al.* (1982).

Unfortunately the information is still scarce and more work is needed to understand this phenomenon.

**The C/N ratio:**

The mussel contribution in C/N biodeposition ratios has been found to have smaller values than those of natural biodeposits only in the summer months whilst during the rest of the year they are equal or higher. This suggests a summer enrichment of biodeposits. This feature has been found in previous records for the summer months in very different ecosystems (Dahlback & Gunnarsson, 1981, Kautsky & Evans, 1987, Kaspar *et al.* 1985). And probably can be also related to other physiological mussel behaviour which allow them to react to different suspensions qualities and quantities of organic matter in natural biodeposits by modifying their metabolism. We know that mussels are adapted to seasonal variations modifying the digestive cells morphology, rate of ingestion or gut passage times (Bayne, 1992). *Mytilus edulis* is able to optimize the energy intake according to the quantity and quality of the consumed food (Boromthanasarat, 1986). In *Aulacomya atra* the growth and net growth efficiency has been demonstrated by Navarro & Ulloa (1992) to be mainly affected by the different quality and quantity of the seston in Yaldad Bay, southern Chile. The seasonal variations of temperature and primary production has been found to be important factors which define total *Aulacomya atra* weight and increases of glycogen contents in summer months in Puerto Madryn Bay (De Vido de Mattio, 1980). Erkom-Schurink *et al.* (1991, 1992, 1993) have found that temperature, circulation, silt content, concentration of food and mussel density are important factors too which affect *Aulacomya atra* growth.

This summer enrichment is more evident in organic nitrogen which duplicates their concentration in biodeposits. The dissolved ammonium in cylinders with mussels also increase (Fig. 4). Something similar happens in oyster beds, where organic matter enrichment of sediments by biodeposition, in winter, is followed by intensive ammonification in summer with very limited nitrification, and this ammonium enrichment from sediment to the overlying water is an order of magnitude higher than the initial supply in the water (Sornin *et al.* 1990; Lerat *et al.* 1985).

The mean values of C/N ratios of biodeposition found in Puerto Madryn Bay agree with those found by Jaramillo *et al.* (1992), for Chilean coasts in *Mytilus chilensis*. But TOC and TON percents in biodeposits are greater in Puerto Madryn Bay (C=6%; N=0.4% for Chile versus C=9.24; N=0.58 in Argentina).

From another point of view the enrichment of bivalves faeces and pseudofaeces in summer months could be related to a trap derived situation by bacterial attack. In the cylinders with mussels there is a greater surface area to be colonized than in the traps without mussels, this means greater bacterial growth (ZoBell, 1946). On the other hand it is known that bivalves can contribute to the bacteria content by other ways. They have cellulolytic enzymes that help them digest cellulosic material (Crosby *et al.* 1989), making faeces more attractive to bacteria and gut bacteria (Hylleberg & Gallucci, 1975) that can contribute with the bacteria pool, stimulating bacterial growth (Hylleberg & Riis-Vestergard, 1984).

The biodeposition in ribbed mussel has presented more constant values between seasons than between the three year study. This can be related to the fact that 1991- 1992 were "El Niño" years with a measurable increase in precipitations in the area (Pastor & Bala, 1996), and a subsequent increase in the organic matter input from the continent. The natural biodeposits had shown a higher variability in both studies.

#### ACKNOWLEDGEMENTS

We acknowledge the financial support from CONICET (Pid Nro. 3-128200/88 ) at the Centro Nacional Patagónico, Puerto Madryn, Chubut, Argentina.

#### LITERATURE CITED

AHN, I. Y. 1993. Enhanced particle flux through the biodeposition by Antarctic suspension-feeding bivalve *Laternula elliptica* in Marian Cove, King George Island. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. Vol. 171(1): 75-90

ASMUS, H. & R. M. ASMUS. 1992. Phytoplankton-mussel bed interactions in intertidal ecosystems. In: Dame, R. F. (ed.) Bivalve Filter Feeders in Estuarine and Coastal Ecosystem Processes, NATO ASI Series, G: Ecological Sciences, Vol.33, Springer Verlag, pp. 57-84

BARROS, V. & C. KREPPER. 1978. Evolución anual de las características oceanográficas del Golfo Nuevo. Comisión Nacional de Estudios Geoheliofísicos. Contribución del CNP Nro. 30:1-25.

BAYNE, B. L. 1992. Feeding physiology of bivalves: Time dependence and compensation for changes in food availability. In: Dame, R. F. (ed.) Bivalve Filter Feeders in Estuarine and Coastal Ecosystem Processes, NATO ASI Series, G: Ecological Sciences, Vol.33, Springer Verlag, pp. 1-24

BROWN, J. R. , R.J. GOWEN & D. S. MCLUSKY. 1987. The effect of salmon farming on the benthos of Scottish sea loch. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 109: 39-51

BOROMTHANARAT, W. 1986. Ecophysiologie de *Mytilus edulis* L. dans le bassin de Marennes Oleron: Alimentation et bilan. Thesis Univ. Nantes 104 pp.

CHARPY-ROUBAUD, C. J., L. J. CHARPY & S. Y. MAESTRINI. 1982. Fertilité des eaux côtières nord-patagoniques: facteurs limitant la production du phytoplancton et potentialités d' exploitation mytilicole. Oceanol. Acta 5(2): 179-188.

COLLAZO, J L., F. TILVES, J. M. VINAS & M. C. PASCUAL. 1993. "In situ" study of biodeposition of cultivated mussel (*Mytilus galloprovincialis*) in raft: Production and elemental chemistry composition. In: Actas del IV Congreso Nacional de Acuicultura, Pontevedra, Spain. Centro de Investigaciones Marinas (ed.) pp. 437-442

CROSBY, M. P. , C. J. LANGDON & R. I. E. NEWELL. 1989. Importance of refractory plant material to the carbon budget of the oyster *Crassostrea virginica*. Mar. Biol. 100: 343-352

- DAHLBLÄCK, B. & L. Å. H. GUNNARSSON. 1981. Sedimentation and sulfate reduction under a mussel culture. *Mar. Biol.* 63: 269-275
- DAME, R. F. 1992. The role of bivalve filter feeder material fluxes in estuarine ecosystems. In: Dame, R. F. (ed.) *Bivalve Filter Feeders in Estuarine and Coastal Ecosystem Processes*, NATO ASI Series, G: Ecological Sciences, Vol.33, Springer Verlag, pp. 245-270
- DESLOUS-PAOLI, J. M., J. M. SORNIN & M. HERAL. 1987. Variations saisonnières *in situ* de la production et de la composition des biodepôts de trois mollusques estuariens (*Mytilus edulis*, *Cassostrea gigas*, *Crepidula fornicata*). *Haliotis* 16: 233-245
- DE VIDO DE MATTIO, N. 1980. Influencia de la temperatura y de la producción primaria en la variación estacional de la composición química y peso de *Aulacomya ater ater* en Golfo Nuevo, Chubut. *Contribución Científica del CENPAT* N°38: 1-24
- ERKOM-SCHURINK, C. V. & C. L. GRIFFITHS. 1990. Marine mussels of southern Africa, their distribution, patterns, standing stocks, exploitation and culture. *J. Shellfish Res.* Vol 9(1): 75-85.
1991. A comparison of reproductive cycles and reproductive output in four southern African mussel species. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* Vol. 76: 123-134.
1992. Physiological energetics of four South African mussel species in relation to body size, ration and temperature. *Comp. Biochem. Physiol.* Vol. 101 A (4): 779-789.
1993. Factors affecting relative rates of growing in four South African mussel species. *Aquaculture* 109: 257-273.
- HAVEN, D. S. & R. MORALES-ALAMO 1966. Aspects of biodeposition by oysters and other invertebrate filter feeders. *Contribution of Virginia Institute of Marine Sciences* N°227: 487-498
- HILDRETH, D. I. 1980. Bioeston Production by *Mytilus edulis* and its effect in experimental systems. *Mar. Biol.* 55: 311-315
- HYLLEBERG, J & H.. RIIS-VESTERGARD. 1984. *Marine Environments; the fate of detritus.* Biologiske Studier 5. Akademisk Forlag, Copenhagen, Denmark. 288 pp.
- HYLLEBERG, J. & V. F. GALLUCCI. 1975. Selectivity in feeding by the deposit-feeding bivalve *Macoma nasuta*. *Mar. Biol.* 32: 167-178
- JARAMILLO, E., C. BERTRÁN & A. BRAVO. 1992. Mussel biodeposition in an estuary in southern Chile. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 82: 85-94
- KASPAR, H.F., P.A. GILLESPIE, I.C. BOYER & A.L. MACKENZIE. 1985. Effects of mussel aquaculture on the nitrogen cycle and benthic communities in Kenepuru Sound, Marlborough Sounds, New Zealand. *Mar. Biol.* 85: 127-136.
- KAUTSKY, N. & S. EVANS. 1987. Role of biodeposition by *Mytilus edulis* in the circulation of matter and nutrients in the Baltic coastal ecosystem. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 38: 201-212

- LERAT, Y., G. BOUCHER & LE CORRE, P. 1985. Echanges a l'interface eau-sédiment dans un secteur cotier a forte biodeposition (parc ostreicole), cas de l'ammonium et des nitrates. Cah. Biol. Mar. 26: 393-408
- MATTSSON, J. & O. LINDEN. 1984. Impact from culture of *Mytilus edulis* on the benthic ecosystem in a narrow sound of the swedish west coast. Water 40(2): 151-163.
- MOUZO, F. H., M. L. GARZA, J. F. IZQUIERDO & R. O. ZIBECCHI. (1978). Rasgos de la geología submarina del Golfo Nuevo (Chubut). Acta Oceanográfica Argentina, 2(1): 69-93.
- NAVARRO, E. & J. I. P. IGLESIAS. 1992. Infaunal filter-feeding bivalves and the physiological response to short-term fluctuations in food availability and composition. In: Dame, R. F. (ed.) Bivalve Filter Feeders in Estuarine and Coastal Ecosystem Processes, NATO ASI Series, G: Ecological Sciences, Vol. 33, Springer Verlag, pp. 25-56
- NAVARRO, J. M. & M. L. ULLOA. 1992. Influence of the natural food supply (seston) on the scope for growth of the Chilean ribbed mussel *Aulacomya ater*. In: Aquaculture '92: Growing toward the 21st century, p. 167.(summary)
- NAVARRO, J. M. & THOMPSON. 1997. Biodeposition by the horse mussel *Modiolus modiolus* (Dillwyn) during spring bloom. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. Vol 209(1-2):1-13.
- PARSON, T. R., M. TAKAHASHI, & B. HARGRAVE. 1984. Biological Oceanographic Processes, Pergamon Press, Oxford, England, 330 pp.
- PASTOR, C. T., BALA, L. 1995. Estudios de base: en la bahía de Puerto Madryn (Golfo Nuevo, Chubut). Parámetros químicos. Naturalia Patagónica, Ciencias Biológicas, 3(1-2):41-56.
1996. Estudios de base: en la bahía de Puerto Madryn (Golfo Nuevo, Chubut). Pigmentos fotosintéticos. Naturalia Patagónica, Ciencias Biológicas, 4(1): 121-137.
- STRICKLAND, J.D.H. & PARSONS, T.R. 1972. A practical handbook of sea water analysis. Fisheries Research Board of Canada, Bull. 167 (2nd. Ed.), 200 pp.
- STUART, V., R.C. NEWELL & M. I. LUCAS. 1982. Conversion of kelp debris and faecal material from the mussel *Aulacomya ater* by marine micro-organisms. Mar. Ecol. Prog. Ser. Vol 7: 47-57.
- SIEGEL, S. 1979. Estadística no paramétrica aplicada a las ciencias de la conducta, Trillas, México, 346 pp.
- SMAAL, A. C. & T. C. PRINS, 1992. The uptake of organic matter and the release of inorganic nutrients by bivalve suspension feeders beds. In: Dame, R. F. (ed.) Bivalve Filter Feeders in Estuarine and Coastal Ecosystem Processes, NATO ASI Series, G: Ecological Sciences, Vol. 33, Springer Verlag, pp. 271-298
- SMAAL, A.C. & W. ZURBURG. 1997. The uptake and release of suspended and dissolved material by oysters and mussels in Marennes-Oleron Bay. Aquat Living Ressour Vivantes Aquat. Vol 10(1): 23-30.

- SORNIN, J.M., M. FEUILLET, M. HÉRAL & J.M. DESLOUS-PAOLI. 1983. Effet des biodépôts de l'huitre *Crassostrea gigas* (Thunberg) sur la accumulation des matières organiques dans les parcs du bassin de Marennes-Oléron. J.moll. Stud. suppl. 12A: 185-197.
- SORNIN, J.M., M. FEUILLET, M. HÉRAL & J. C. FARDEAU. 1986. Influence des cultures d'huitres *Crassostrea gigas* sur le cycle du phosphore en zone intertidale: rôle de la biodeposition. Oceanol. Acta 9: 313-322
- SORNIN, J. M., Y. COLLOS, D. DELMAS, M. FEUILLET-GIRARD & D. GOULEAU. 1990. Nitrogenous nutrient transfers in oysters ponds: Role of sediment in deferred primary production. Mar. Ecol. Prog. Ser. 68(1-2): 15-22.
- STUART, V. & D. W. KLUMPP. 1984. Evidence for food-resource partitioning by kelp-bed filter feeders. Mar. Ecol. Prog. Ser. 16: 27-37.
- TEN BRINKE, W.B.M. 1995. Fine-grained Sediment Deposition on Mussel Beds in the Oosterschelde (The Netherlands), determined from Echosoundings, Radio-isotopes and Biodeposition Field Experiments. Estuarine, Coastal and Shelf Science 40: 195-217.
- VINUESA, J., C. PASTOR & H. E. ZAIOSO. 1977. Observaciones sobre el crecimiento de la cholga *Aulacomya ater ater* (Molina) en condiciones de cultivo. Contribución Técnica del CIBIMA N°26: 1-7
- VINUESA, J., M. TORTORELLI. 1981. Ciclo sexual de la cholga *Aulacomya ater* (Molina), en Puerto Deseado. PHYSIS (Bs. As.) 39(96): 21-32
- ZAIOSO, H. E. 1975. Distribución vertical de los moluscos marinos de la ria Deseado (Santa Cruz, Argentina) sustratos con fracción limosa. PHYSIS (Bs. As.) 34(89): 229-243
- ZAIOSO, H. E., C. T. PASTOR. 1977. Observaciones sobre la ecología de los mitílicos de la ria Deseado I. Distribución y análisis biocenótico. Ecosur 4(7): 1-46
- ZAIOSO, H. E., A. BORASO DE ZAIOSO & J. J. LOPEZ GAPPA. 1978. Observaciones sobre el mesolitoral rocoso de la zona de Ushuaia (Tierra del Fuego, Argentina). Ecosur 5(10): 119-130
- ZOBELL, C. E. 1946. Studies on redox potential of marine sediments. Bull. Amer. Assoc. Petrol. Geol. 30: 477-513

***LA VIEIRA TEHUELCHÉ, AEQUIPECTEN TEHUELCHUS (D'ORB., 1846), DEL GOLFO SAN JOSÉ (ARGENTINA): CAPTACIÓN DE POSTLARVAS DURANTE EL COLAPSO DE LA PESQUERÍA***

**THE TEHUELCHÉ SCALLOP, *AEQUIPECTEN TEHUELCHUS* (D'ORB., 1846), FROM SAN JOSÉ GULF (ARGENTINA): SPATS SETTLEMENT DURING THE COLLAPSE OF THE FISHERY**

---

*Néstor Fernando Ciocco y María Alejandra Monsalve*

**RESUMEN**

La vieira tehuelche del golfo San José, Argentina, ha soportado en los últimos 25 años una pesquería de relevancia regional (150-200 puestos de trabajo y 1-2,5 millones de U\$S/año). Dos relevamientos sistemáticos realizados a fines de 1995 y 1996 documentaron el colapso del efectivo disponible. La pesquería fue vedada a partir de la temporada 1996. Asociado a lo anterior, hubo un cambio dramático en el perfil de distribución de las poblaciones que podría tener efectos potencialmente descompensadores para la recuperación del stock. Con el objetivo de explorar la disponibilidad de larvas se fundearon en conjunto 96 colectores artificiales de postlarvas en 6 localidades del infralitoral superior del golfo San José durante las temporadas reproductivas 1995/96 y 1996/97. En cada estación se dispusieron 2 cuerdas de fondeo con 4 bolsas colectoras cada una: 2 a 2,5 m del fondo (nivel inferior) y 2 a 5 m del fondo (nivel superior). Los registros de captación (promedio 1995/96= 19,0 postlarvas/bolsa colectora) indican que la disponibilidad de larvas al iniciarse la veda de la pesquería era escasa y que transcurrido un año la captación (promedio 1996/97= 216,8 postlarvas/bolsa colectora) aumentó significativamente, insinuando una incipiente recuperación que se manifestaría a nivel de tallas comerciales a partir de 1999. Los resultados sugieren que los efectos potencialmente descompensadores derivados del cambio dramático en el perfil de distribución de adultos estarían siendo contrarrestados por el aporte de los escasos núcleos de reproductores remanentes en el infralitoral superior y/o por adultos asentados a mayor profundidad. El futuro de la pesquería depende de que la administración pesquera implemente en el corto plazo reservas reproductivas y controles eficientes y permanentes para evitar la pesca furtiva.

*Palabras clave:* almeja, reclutamiento, colectores artificiales, poblaciones, Atlántico Sudoccidental.

**ABSTRACT**

In the last 25 years the Tehuelche scallop from the San José Gulf has supported a fishery with local importance (150-200 workers and 1 to 2.5 million US\$/yr). Two systematic surveys carried out in 1995 and 1996 documented the collapse of the stock. The fishery was closed in 1996. Beyond the explosive decline in total abundance, there was a dramatic change in the distribution profile of the populations.

This can potentially have decompensatory effects in the stock recovery. To explore the larval availability, as a whole, 96 artificial collectors were anchored in 6 sites of the upper infralittoral of the San José Gulf during the reproductive seasons 1995/96 and 1996/97. At each site 2 ropes with 4 collector bags each were anchored: 2 bags at 2.5 m from the bottom (lower level) and 2 at 5 m (upper level). Captation records (averages: 1995/96= 19.0 and 1996/97= 216.8 spats/collector bag) indicate that larval availability was negligible at the beginning of the closure of the fishery and it significantly increased one year later, suggesting an incipient recovery that should be evident in commercial sizes from 1999. Results suggest that potentially decompensatory effects due to the dramatic change in the concentration profile are probably being neutralised by the scarce reproductive aggregations remaining in the upper infralittoral and/or in deeper areas. The future of the fishery depends on that the fishery administration establishes reproductive reserves and efficient and permanent controls in a short-time to avoid illegal fishing.

*Key words:* clam, recruitment, artificial collectors, population, Southwest Atlantic..

· Fecha de recepción: 16-09-98

· Fecha de aceptación: 15-03-99

## INTRODUCCION

La vieira tehuelche del golfo San José (42°20'S - 64°20'W) ha soportado en los últimos 25 años una pequeña pero localmente significativa marisquería mediante buceo, generando alrededor de 150-200 puestos de trabajo y U\$S 1-2,5 millones/año (Ciocco, 1995).

En 1995 se reportó que los datos de rendimiento y profundidad de pesca de 1993 y 1994 sugerían una merma en la disponibilidad del recurso (Ciocco, 1995). A fines de 1995 y 1996 se llevaron a cabo dos minuciosos relevamientos sistemáticos de los bancos del infralitoral superior (profundidad media: 3 a 25m; Ciocco *et al.*, 1996, 1997). Los resultados obtenidos permitieron considerar que la población efectiva de vieira tehuelche del golfo San José habría colapsado por causa de su aprovechamiento pesquero (Ciocco & Orensanz, 1997). La biomasa estimada con estos estudios como potencialmente disponible para la pesca comercial (38-52 t en el primer relevamiento y 5,6-7,6 t en el segundo) resultó despreciable

comparada con los niveles históricos de captura (400-800t/año; Ciocco, 1995); la biomasa total estimada en los mismos relevamientos (121,7-164,5 t en la primera prospección y 102,1-137,3 t en la segunda) fue insignificante respecto a la información histórica disponible (Olivier *et al.*, 1974; Picallo, 1980; Orensanz *et al.*, 1991; Orensanz, 1986; Ciocco, 1991, 1994, 1995). La continuidad regular de la actividad depende de la capacidad de recuperación del efectivo disponible. Resulta de particular interés en consecuencia explorar la disponibilidad de larvas de *Aequipecten tehuelchus* (d'Orbigny, 1846) en las poblaciones. Se ha sugerido, por un lado, que la disponibilidad de larvas de vieira tehuelche está modulada a nivel del conjunto de poblaciones del golfo San José y, por otro, que a nivel de población local o de individuo o su vecindad existiría denso-dependencia del asentamiento larvario (Ciocco & Aloia, 1991). Durante la primera mitad de la historia de la pesquería, se estimó que los marisqueros, por razones económicas



y operativas, dejaban de capturar vieiras en zonas con menos de 20 individuos por m<sup>2</sup> (Orensanz 1986), lo que permitió sugerir (junto con otras consideraciones) que la pesquería podría autoregularse debido a que el nivel umbral de densidad citado contribuía a evitar la dispersión de reproductores -y de gametas- favoreciendo la tasa de fertilización. Los datos de captura por unidad de esfuerzo y disponibilidad de recurso de los últimos años sugieren que la situación ha variado substancialmente, incluyendo capturas en áreas con densidad mucho más baja que el nivel citado anteriormente (Ciocco, 1995; Ciocco *et al.*, 1996, 1997). De hecho, los relevamientos de 1995 y 1996, además de la explosiva declinación detectada en la abundancia total, pusieron en evidencia un cambio dramático en el perfil de distribución de la población que podría tener efectos potencialmente descompensadores, dado que la tasa de fertilización en reproductores esparcidos desciende cuando la densidad declina debido a la escasez de gametas (Orensanz *et al.*, 1997). Los objetivos de este trabajo son: a) monitorear la disponibilidad de larvas de vieira tehuelche en el golfo San José mediante colectores artificiales y b) discutir el futuro de la pesquería luego de la veda implementada.

## MATERIALES Y METODOS

La captación de postlarvas sobre colectores artificiales se utiliza para estimar en forma indirecta la disponibilidad de larvas en el plancton (Buestel *et al.*, 1979; Boucher, 1985; Ciocco & Aloia, 1991). Durante las temporadas reproductivas 1995/96 y 1996/97 se fondearon en conjunto 96 colectores artificiales de postlarvas en 6 localidades del infralitoral superior del golfo San José (Fig. 1), incluyendo sitios inexplorados aún

entre los antecedentes de captación orientados hacia la acuicultura (Zaixso, 1980; Zaixso & Espíndola, 1981; Zaixso & Toyos de Guerrero, 1982; Ruzzante & Zaixso, 1985). En la primera temporada el fondeo de las bolsas colectoras se efectuó el 5 y 8 de diciembre de 1995, mientras que en la segunda se colocaron el 5 y 7 de diciembre de 1996. En cada estación se dispusieron 2 cuerdas de fondeo con 4 bolsas colectoras cada una: 2 a 2,5 m del fondo (nivel inferior) y 2 a 5 m del fondo (nivel superior). Cada bolsa fue confeccionada con malla externa de polietileno de 0,50 m X 0,50 m y 1,5 mm de abertura; como material colector se utilizaron 50 g secos de monofilamento de nylon (cabo deshilachado). Las 24 cuerdas fueron dispuestas (fondeo: 20-30 Kg), a ca. 18m de profundidad media, cuidando que las boyas (3 litros) permanecieran sumergidas aún en marea baja. La posición de las estaciones fue tomada con navegador satelital Sportman Microbiology.

Los colectores de la temporada reproductiva 1995/96 fueron retirados entre el 3 y el 9 de abril de 1996 y los de la temporada 1996/97 entre el 25 y el 26 de marzo de 1997. A bordo, cada bolsa colectoras fue introducida en otra de polietileno para evitar pérdidas de semillas. En el laboratorio, cada bolsa colectoras fue minuciosamente lavada bajo chorro de agua y tamizada (2 mm, 1 mm y 0,5 mm) cuidando de separar postlarvas de algas y demás epibiontes con la ayuda de microscopio estereoscópico. Las muestras obtenidas fueron preservadas en alcohol 70% y medidas mediante lupa equipada con ocular graduado (precisión : 0,1 mm). Se contaron todas las postlarvas adheridas en cada bolsa (interior + exterior).

Previa prueba de homogeneidad de varianzas (Prueba de Bartlett, Sokal &

Rohlf, 1981), la densidad de larvas por bolsa fue comparada entre localidades, niveles y años mediante análisis de la varianza de tres vías aplicado a los datos transformados como  $\ln x$  provenientes de las localidades con datos en ambas temporadas reproductivas. Como test a posteriori, se utilizó la prueba de efectos simples (Winner, 1962) aplicada por localidad conforme los resultados obtenidos en el ANOVA.

## RESULTADOS

### Temporada reproductiva 1995/96.

Se recuperaron únicamente las cuerdas correspondientes a las estaciones 4 (Larralde) y 6 (Mendioroz). La cantidad de postlarvas adheridas a cada bolsa colectora junto al promedio por niveles, desviación estándar y número de bolsas se indican en la Tabla 1.

Los registros de captación de vieira resultaron sensiblemente bajos (promedio general: 19 postlarvas/bolsa colectora;  $s=16$ ;  $n=14$ ). La captación media en Larralde fue 28 postlarvas/bolsa colectora ( $s=16$ ;  $n=8$ ), en tanto 6,8 postlarvas/bolsa colectora ( $s=1,3$ ;  $n=6$ ) fue el registro promedio en Mendioroz. Los promedios de captación por niveles oscilaron entre 6,5 y 7 postlarvas/bolsa colectora en Mendioroz y 13 (superior) y 43,25 postlarvas/bolsa colectora en Larralde.

Más del 70% de las semillas captadas en Larralde midieron menos de 4mm; las tallas menos representadas en esta localidad estuvieron comprendidas entre 4 y 18 mm (Fig. 2). En Mendioroz, si bien las tallas hasta 4mm también fueron mayoría (entre el 44,5% y el 71,5% según los niveles), las semillas de 4 a 10mm resultaron porcentualmente más representadas que en Larralde (Fig. 2).

**Tabla 1. Captación de postlarvas de *Aequipecten tehuelchus* (alto <sup>3</sup> 0,5 mm) sobre colectores artificiales de monofilamento de nylon (50g/bolsa colectora) fondeados en golfo San José en las temporadas reproductivas 1995/96 y 1996/97. Nivel Superior: 5 m del fondo; Nivel Inferior: 2,5 m del fondo.**

Settlement of *Aequipecten tehuelchus* spats (height <sup>3</sup> 0,5 mm) on artificial collectors of polyethylene monofilament (50g/ bag collector) anchored in San José Gulf in the reproductive seasons 1995/96 and 1996/97. Upper level: 5 m from the bottom; Lower level: 2.5 m from the bottom.

Temporada	1995/96				1996/97							
	Larralde		Mendioroz		Larralde		Mendioroz		San Román		Fracasso	
Localidad	Sup.	Inf.	Sup.	Inf.	Sup.	Inf.	Sup.	Inf.	Sup.	Inf.	Sup.	Inf.
Postlarvas/bolsa	12	46	8	5	58	121	12	11	60	108	781	971
	14	40	6	5	75	119	16	14	125	107	541	602
	9	43	-	8	103	102	-	-	-	-	-	-
	17	44	-	8	-	194	-	-	-	-	-	-
Promedio	13,00	43,25	7,00	6,75	78,67	134,00	14,00	12,50	92,50	107,50	661,00	786,50
Desv. estándar	3,36	2,50	1,41	1,50	22,72	40,90	2,83	2,12	45,96	0,71	169,71	260,92
N° de bolsas	4	4	2	4	3	4	2	2	2	2	2	2

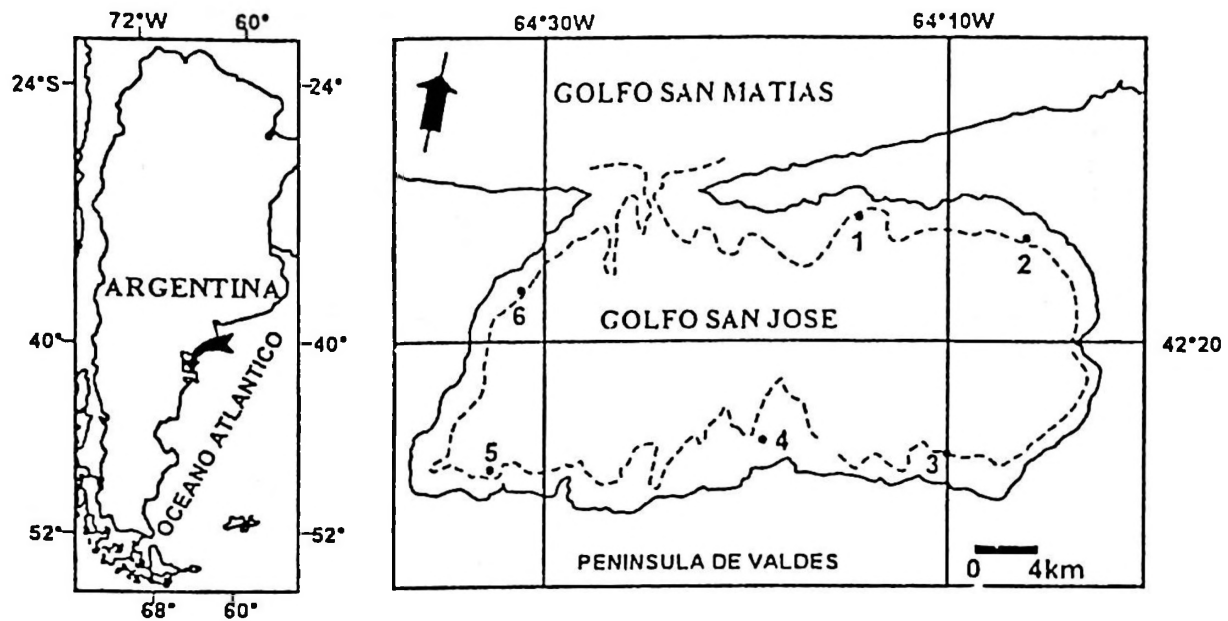


Figura 1. Ubicación del área de estudio y de las estaciones de muestreo. 1: San Román; 2: Abanicos; 3: Fracasso; 4: Larralde; 5: Gales; 6: Mendioroz.

Location of the study area and the sampling stations. 1: San Román; 2: Abanicos; 3: Fracasso; 4: Larralde; 5: Gales; 6: Mendioroz.

#### Temporada reproductiva 1996/97.

Se recuperaron 5 cuerdas según el siguiente detalle: 1 de la estación 1 (San Román), 1 de la estación 3 (Fracasso), 2 de la estación 4 (Larralde) y 1 de la estación 6 (Mendioroz). La cantidad de postlarvas adheridas a cada bolsa colectora junto al promedio por niveles, desviación estándar y número de bolsas se indican en la Tabla 1.

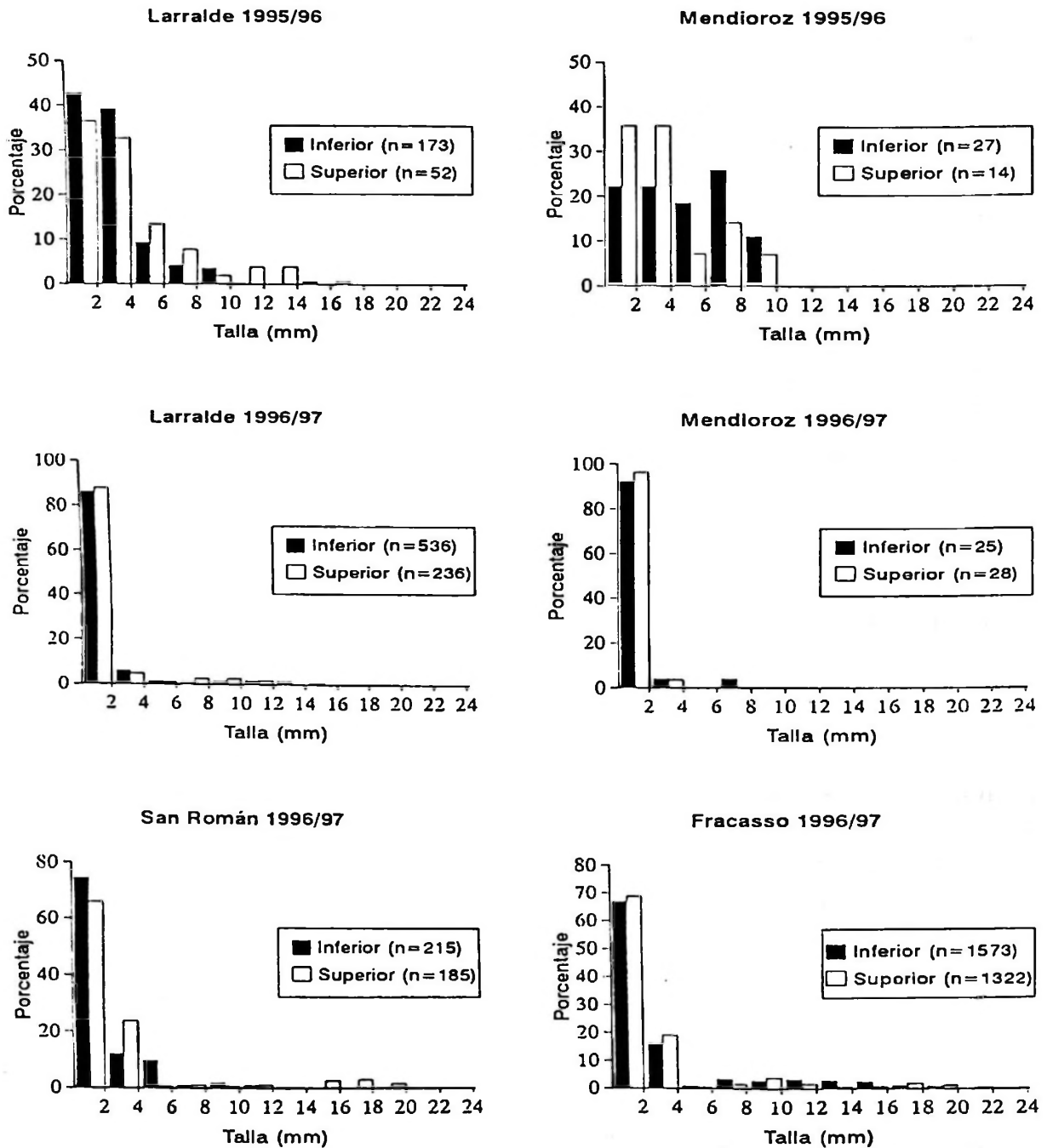
El promedio general de captación de vieira fue 216,8 postlarvas/bolsa colectora ( $s=284,2$ ;  $n=19$ ). Las captaciones medias por localidad oscilaron entre las 723,8 postlarvas/bolsa colectora ( $s=193,8$ ;  $n=14$ ) de Fracasso y las 13,3 de Mendioroz ( $s=2,2$ ;  $n=4$ ), con valores intermedios en San Román (promedio= 100 postlarvas/bolsa colectora;  $s=27,9$ ;  $n=4$ ) y Larralde (promedio= 110,3 postlarvas/bolsa colectora;  $s=43,4$ ;  $n=7$ ). Con respecto a la profundidad, la captación promedio registrada en

las cuatro localidades en conjunto fue 196,7 postlarvas/bolsa colectora para las bolsas ubicadas a 5 m del fondo ( $s=272,3$ ;  $n=9$ ) y 234,9 postlarvas/bolsa colectora para el nivel inferior ( $s=307,9$ ;  $n=10$ ).

Entre el 66 y el 96% de las semillas captadas no superó los 2 mm de talla; las postlarvas de 2-4 mm y, en menor medida las de 4-6 mm resultaron relativamente frecuentes; las tallas menos representadas estuvieron comprendidas entre 6 y 22 mm (Fig. 2).

#### Comparación entre localidades, temporadas reproductivas y niveles.

Probada la homogeneidad de varianzas ( $X^2=5,1037$ ; g.l.= 7;  $p=0.6473$ ) y conforme la disponibilidad de datos, el ANOVA de tres vías para número desigual de muestras aplicado a los datos de las estaciones 2 (Larralde) y 6 (Mendioroz) indicó



**Figura 2.** Distribución de frecuencia de tallas de postlarvas de *Aequipecten tehuelchus* (alto  $\approx$  0,5 mm) asentadas sobre colectores artificiales fondeados en diferentes localidades del golfo San José. Nivel Superior: 5 m del fondo; Nivel Inferior: 2,5 m del fondo.

Size frequency distribution of *Aequipecten tehuelchus* spat (height  $\approx$  0,5 mm) settled on artificial collectors anchored in several sites from San José Gulf. Upper level: 5 m from the bottom; Lower level: 2.5 m from the bottom.

**Tabla 2. Resultado de la prueba de ANOVA de tres vías aplicado a los registros de captación de postlarvas de *Aequipecten tehuelchus* (datos de Larralde y Mendioroz como *ln x*).**

Result of the three ways ANOVA test applied to the *Aequipecten tehuelchus* spats settlement records (data from Larralde and Mendioroz as *ln x*)

Fuentes de variación	G. de libertad	Cuadrado Medio	F	p
Localidad	1	15,0772743	286,038635	4,4557x10 <sup>-12</sup> ***
Nivel	1	0,9042730	17,155422	0,00068203 ***
Año	1	6,2905759	119,341713	4,1737x10 <sup>-9</sup> ***
Localidad x Nivel	1	1,2907509	24,487492	0,00011221 ***
Localidad x Año	1	0,8794750	16,684967	0,00077181 ***
Nivel x Año	1	0,2051674	3,8923345	0,06499466 NS
Localidad x Nivel x Año	1	0,1414435	2,6833959	0,11977390 NS
Error	17	0,0527106		

diferencias altamente significativas entre localidades, temporadas reproductivas y niveles, e interacción significativa vinculada a la fuente de variación localidad o estación (Tabla 2). Despejado el efecto de la interacción asociado a las estaciones mediante sendas pruebas de efectos simples aplicadas a cada localidad por separado (Tabla 3), puede concluirse que: i) la captación de postlarvas en la temporada reproductiva 1996/97 fue significativamente superior ( $p < 0,001$ ) a la registrada en 1995/96 en ambas estaciones o localidades; ii) mientras en Larralde la captación de postlarvas en el nivel inferior fue significativamente mayor ( $p < 0,001$ ) a la registrada en el nivel superior en ambas temporadas reproductivas, en Mendioroz la captación no difirió significativamente entre niveles de colocación de los colectores en ninguna de las dos temporadas reproductivas.

**Tabla 3. Resultados de la prueba de efectos simples por localidad (Larralde y Mendioroz).**

Results of the single effects test by site (Larralde and Mendioroz)

Fuentes de variación	G. de libertad	Cuadrado Medio	F	p
<b>Larralde:</b>				
Nivel	1	3,0427070	57,724743	6,3509x10 <sup>-6</sup> ***
Año	1	7,5237489	142,736869	5,0793x10 <sup>-8</sup> ***
Error	12	0,0527106		
<b>Mendioroz:</b>				
Nivel	1	0,0125385	0,237870	0,64070084 NS
Año	1	1,0046712	19,060129	0,00329088 ***
Error	7	0,0527106		

## DISCUSION

Los registros de captación de postlarvas de vieira tehuelche en la temporada 1995/96 (promedio= 19 postlarvas/bolsa colectora) resultaron sensiblemente inferiores respecto a los antecedentes comparables disponibles.

Para Larralde (no existen antecedentes en Mendioroz), se habían reportado 674 (3 m del fondo) y 1.232 (6 m del fondo) individuos/bolsa colectora fondeada entre enero/febrero y marzo de 1988, y 70 (3 m del fondo) o 154,5 (6 m del fondo) ind./bolsa colectora fondeada entre enero/febrero y abril de 1989 (colectores idénticos a los de este trabajo; interior + exterior de la bolsa colectora; Ciocco & Aloia, 1991). Colectores similares a los utilizados en el presente, fondeados en los mismos niveles de profundidad entre enero y marzo de 1978 en San Román, captaron 686 y 1.122 ind./bolsa colectora para 2,5 y 5 m del fondo, respectivamente (interior + exterior de la bolsa; Zaixso, 1980). Colectores también similares fondeados a 7-9 m del fondo entre enero y marzo de 1980 en fondeaderos San Román (SR) y La Argentina (LA; similar a la estación 5 de este trabajo), captaron 106-203 (promedio= 140,3) y 26-45 (promedio= 35,50) ind./bolsa colectora, respectivamente (interior de la bolsa; Zaixso & Espíndola, 1981). De la misma manera, colectores como los utilizados en este trabajo, fondeados en LA y SR a profundidades similares a las escogidas en el presente, registraron en 1980 (enero-marzo), 1981 (febrero-abril) y 1982 (*idem* 81), captaciones comparativamente muy superiores a las registradas en la temporada 1995/96 [LA('80): 26-396 ind./bolsa colectora; SR('80): 954-3.288 ind./bolsa colectora; SR('81): 194-640 ind./bolsa

colectora; SR('82): 877-1.175 ind./bolsa colectora; todos interior de la bolsa; Zaixso & Toyos de Guerrero, 1982). Ruzzante & Zaixso (1985) también registraron valores de captación superiores en el golfo San José (LA y SR) en 1978-80 y 1980-82; de manera similar, Ciocco & Aloia (1991) informaron niveles superiores de captación respecto a los registrados en este trabajo en la temporada 1995/96 en colectores fondeados en 1988 y 1989 (SR y Logaritmo).

En términos generales, los registros de captación de postlarvas de vieira tehuelche en la temporada 1996/97 (promedio= 216,8 postlarvas/bolsa colectora) resultaron significativamente superiores a los registrados en la temporada 1995/96 (promedio= 19), relación que se potencia si se tiene en cuenta que en la temporada 1995/96 los colectores permanecieron sumergidos más tiempo (119-122 días) que en la temporada 1996/97 (109-110 días). En Mendioroz (promedio= 13,3) se mantuvieron los niveles de captación prácticamente nulos detectados en la temporada anterior (promedio= 6,8). En Larralde, en cambio, (promedio= 110,3), se obtuvieron registros significativamente superiores a los de la temporada 1995/96 (promedio= 28), e inferiores o similares respecto a los antecedentes disponibles para esa localidad [Ciocco & Aloia, 1991]. En el caso de San Román (sin datos para 1995/96), los registros de 1996/97 (promedio= 100 postlarvas/bolsa colectora) resultaron inferiores o similares respecto a los antecedentes disponibles (Zaixso, 1980; Zaixso & Espíndola, 1981; Zaixso & Toyos de Guerrero, 1982; Ruzzante & Zaixso, 1985; Ciocco & Aloia, 1991). Fracasso (sin datos para 1995/96) registró los niveles de captación mas elevados de la temporada 1996/97

(promedio= 723,8 postlarvas/bolsa colectora). Estos registros resultan significativos si se los compara con los niveles de captación históricos del golfo San José y si se tiene en cuenta que la porción SE del mismo no había sido considerada hasta el momento como área de fondeo de colectores para *A. tehuelchus*. Respecto al tamaño de los reclutas colectados (mayoritariamente menores a 2mm en 1996/97; más equitativamente representados, aunque con mayoría de semillas menores a 4mm en 1995/96), cabe especular que la diferencia en la estructura de tallas podría responder a la mayor permanencia de los colectores en el agua en la temporada 1995/96 (119-122 días contra 109-110 días en 1996/97), a eventuales ventajas vinculadas a crecimiento denso-dependiente debido a la escasez de reclutas asentados en 1995/96 y/o a diferencias inter-anales en las condiciones ambientales condicionantes del patrón de desoves masivos y del crecimiento.

En síntesis, los datos de captación detectados indican que la disponibilidad de larvas al iniciarse la veda de la pesquería era insignificante (temporada reproductiva 1995/96), y que transcurrido un año de veda (temporada reproductiva 1996/97) el registro aumentó significativamente, aunque sin superar los niveles históricos. En primera instancia, esto podría atribuirse a la protección de las clases de edad con mayor aporte reproductivo derivada de la implementación de la veda. Sin embargo, la disminución de la biomasa total, de la densidad y de la biomasa media detectadas en el relevamiento de bancos efectuado a un año de implementada la veda (Ciocco *et al.*, 1997), sugieren un deterioro de la fracción capturable de adultos atribuible a mortalidad natural o, más probablemente,

a pesca furtiva. En recursos sedentarios como la vieira tehuelche, las agregaciones de desovantes representan potencialmente el mayor aporte de descendientes a la progenie conforme se asegura una alta tasa de fertilización. La remoción selectiva por pesca denso-dependiente de individuos reproductores provenientes de los segmentos o parches más densos de una población resulta en consecuencia una cuestión importante para el manejo (Botsford *et al.*, 1993; Orensanz *et al.*, 1998). Se impone por lo tanto, la creación de «reservas reproductivas» en aquellas poblaciones o segmentos de las mismas que debido a sus características demográficas (compuestas por diversas clases de edad equitativamente representadas) funcionan como refugios naturales de reproductores de *A. tehuelchus* en el golfo San José, como por ejemplo la zona de Larralde (Ciocco & Aloia, 1991).

Conforme los niveles de captación registrados durante las temporadas reproductivas 1995/96 y 1996/97 y considerando a) que el efectivo de vieira tehuelche del golfo San José está estructurado como una población fragmentada o un conjunto de poblaciones o subpoblaciones (bancos) interrelacionadas mediante dispersión larval (Orensanz, 1986; Ciocco, 1991) y b) que se ha sugerido que la disponibilidad de larvas de vieira tehuelche en el golfo San José está modulada a nivel de ese conjunto de poblaciones o subpoblaciones (Ciocco & Aloia, 1991), se podría especular con predecir una cohorte 1996 reducida y una 1997 medianamente vigorosa, insinuando una incipiente recuperación que se manifestaría en el segmento de tallas comerciales a partir de 1999. Aunque se carece de relevamientos

de 1997 en adelante, se sabe que si bien la clase de edad 0+ a fines de 1996 representó en términos medios apenas el 3,5% de los individuos relevados (Ciocco *et al.*, 1997), el relevamiento de bancos efectuado un año después de iniciada la veda (diciembre de 1996; Ciocco *et al.*, 1997) reportó un incremento del 27,7% en tallas (alto) < 60mm (predominantemente 0+ y 1+), respecto al censo anterior a la veda (diciembre de 1995; Ciocco *et al.*, 1996). Si la tasa de fertilización en reproductores esparcidos desciende cuando la densidad declina significativamente (Orensanz *et al.*, 1997), cabe suponer que los efectos potencialmente descompensadores derivados del cambio dramático en el perfil de distribución de las poblaciones detectado por Ciocco *et al.* (1996, 1997), estarían siendo contra-rrestados por el aporte de los escasos núcleos de adultos remanentes en el infralitoral superior y/o, más probablemente, por reproductores asentados a mayor profundidad que la franja explorada (3-25m) por Ciocco *et al.* (1996, 1997). De hecho, por un lado, se ha reportado presencia significativa de adultos entre 31 y 60m (Zaixso, 1996; datos de 1984) y, por otro, se ha sugerido que la creación de reservas reproductivas en aquellas poblaciones que funcionan como reservas naturales de reproductores (área de Larralde, por ejemplo; Orensanz *et al.*, 1997) es la única manera de favorecer la recuperación del stock. El futuro de la pesquería depende de que la administración pesquera implemente en lo inmediato reservas reproductivas y controles eficientes y permanentes para evitar la pesca ilegal y el deterioro de los segmentos someros o profundos del stock que aún funcionan como reservas reproductivas.

## LITERATURA CITADA

BOTSFORD, L.W., J.F. QUINN, S.R. WING & J.G. BRITTNACHER. 1993. Rotating spatial harvest of a benthic invertebrate, the red sea urchin, *Strongylocentrotus franciscanus*. En: Management strategies for exploited fish populations. 409-428. G. Kruse, D.M. Eggers, R.J. Marasco, C. Pautzke & T.J. Quinn (eds.). Alaska Sea Grant College Program, Fairbanks, Alaska.

BOUCHER, J. 1985. Caracteristiques dynamiques du cycle vital de la coquille Saint-Jacques (*Pecten maximus*). Hypotheses sur les stades critiques pour le recrutement. Conseil International pour la Exploration de la Mer CIEM C.M., K(23): 1-11.

BUESTEL, D., J.C. DAO & G. LEMAIRE. 1979. Collecte de naissances de Pectinides en Bretagne. Rapport P.V. Réunion Conseil International pour la Exploration de la Mer CIEM, 175: 80-84.

CIOCCO, N.F. 1991. La pesquería de vieira tehuelche del golfo San José (Argentina): evolución y perspectivas. II Jornadas Nacionales de Cs. del Mar, Pto. Madryn, Argentina, setiembre de 1991, Libro de Resúmenes, p. 61.

CIOCCO, N.F. 1994. La pesquería de vieiras mediante buceo del golfo San José (Chubut, Argentina): teoría y práctica de su manejo. Workshop «Diagnostic and perspectives of the artisanal fisheries from Southern America (Chile - Argentina)». IFOP-MAAF-Tinker Foundation, Pto. Montt, Chile. Abstracts Book: 7-8.



- CIOCCO, N.F. 1995. La marisquería mediante buceo en el golfo San José (Chubut, Argentina). Informes Técnicos del Plan de Manejo Integrado de la Zona Costera Patagónica (UNDP-GEF, FPN), 2(1): 1-39.
- CIOCCO, N.F. & D.A. ALOIA. 1991. La pesquería de vieira tehuelche, *Chlamys tehuelcha* (d'Orb., 1846), del golfo San José (Argentina): abundancia de clases anuales. *Scientia Marina*, 55(4): 569-575.
- CIOCCO, N.F. & J.M. ORENSANZ. 1997. Collapse of the Tehuelche scallop (*Aequipecten tehuelchus*) fishery from San José Gulf (Argentina). 11th International Pectinid Workshop, La Paz (Méjico). Extended Abstracts Book: 42-43.
- CIOCCO, N.F., A.E. GOSZTONYI, D.E. GALVAN, M.A. MONSALVE, M.A. DÍAZ, R. VERA, J. IBAÑEZ, J. ASCORTI, J.C. SIGNORELLI & J.C. BERON. 1996. La vieira tehuelche del golfo San José: primeros resultados de la campaña de relevamiento SANJO/95. Informes Técnicos del LAPEMAR, Centro Nacional Patagónico (CONICET, Argentina), N° 1, 31 pp.
- CIOCCO, N.F., M.A. MONSALVE, M.A. DÍAZ, R. VERA, J. SIGNORELLI & O. DÍAZ. 1997. La vieira tehuelche del golfo San José: primeros resultados de la campaña de relevamiento SANJO/96. Informes Técnicos del LAPEMAR, Centro Nacional Patagónico (CONICET, Argentina), N° 3, 30 pp.
- OLIVIER, S.R., J.M. ORENSANZ, R. CAPITOLI & L.A. QUESADA ALLUE. 1974. Estado actual de las poblaciones de vieira tehuelche (*Chlamys tehuelcha* (d'Orbigny)) en el golfo San José, Pcia. del Chubut. Informes Científicos del Centro Nacional Patagónico (CONICET, Argentina), N° 2, 14 pp.
- ORENSANZ, J.M. 1986. Size, environment and density: the regulation of a scallop stock and its management implications. *Canadian Special Publication on Fisheries and Aquatic Sciences*, 92: 195-227.
- ORENSANZ, J.M., M. PASCUAL & M. FERNANDEZ. 1991. Fisheries and aquaculture. Argentina. En: *Scallops: Biology, Ecology and Aquaculture*. 14: 981-999. S. Shumway (ed.). Elsevier Publ. Co., Amsterdam and New York.
- ORENSANZ, J.M., A.M. PARMA & N.F. CIOCCO. 1997. Reproductive reserves and zonification of uses as the only framework to prevent overfishing and protect wildlife in San José Gulf Marine Park (Argentine, Patagonia). *Fisheries Centre Research Report Series (University of British Columbia, Canada)*, 5(1): 21-22.
- ORENSANZ, J.M., A.M. PARMA & M.A. HALL. 1998. The analysis of concentration and crowding in shellfish research. En: *Proceedings of the North Pacific Symposium on Invertebrate Stock Assessment and Management*. 125: 143-157. G.S. Jamieson & A. Campbell (eds.). *Canadian Special Publication on Fisheries and Aquatic Sciences*.
- PICALLO, S. 1980. Sobre bancos de mariscos de explotación comercial potencialmente rentable en el golfo San José. *Contribuciones Científicas del*

Centro Nacional Patagónico (CONICET, Argentina), N° 39, 20 pp.

RUZZANTE, D.E. & H.E. ZAIOSO. 1985. Settlement of *Chlamys tehuetchus* (d'Orb.) on artificial collectors. Seasonal changes in spat settlement. Marine Ecology Progress Series, 26: 195-197.

SOKAL, R.R. & F.J. ROHLF. 1981. Biometry. 2nd Edition, W.H. Freeman & Co., New York. 859 pp.

WINNER, B.J. 1962. Statistical principles in experimental design. 2nd Edition, McGraw-Hill Inc., New York. 907 pp.

ZAIOSO, H.E. 1980. Captación de *Chlamys tehuetchus* (d'Orb.) sobre colectores. I. Observaciones preliminares. Contribuciones Científicas del Centro Nacional Patagónico (CONICET, Argentina), N° 37, 20 pp.

ZAIOSO, H.E. & J.I.A. de ESPINDOLA. 1981. Captación de *Chlamys tehuetchus* (d'Orb.) sobre colectores. II. Cantidad de material colector. Contribuciones Científicas del Centro Nacional Patagónico (CONICET, Argentina), N° 50, 11 pp.

ZAIOSO, H.E. & TOYOS de GUERRERO, A. 1982. Captación de *Chlamys tehuetchus* (d'Orb.) sobre colectores. III. Observaciones sobre el nivel de colocación. Contribuciones Científicas del Centro Nacional Patagónico (CONICET, Argentina), N° 58, 10 pp.

ZAIOSO, H.E. 1996. Distribución de *Chlamys tehuetcha* y *Chlamys*

*patagonica* (Bivalvia, Pectinidae) en el golfo San José (Chubut, Argentina) en función de la profundidad y el sustrato. Physis (Buenos Aires), Sección A, 51 (120-121): 1-11.

**VARIACIONES MENSUALES EN EL ASENTAMIENTO DE SEMILLA DE CHOLGA (*AULACOMYA ATRA ATRA* MOLINA) SOBRE COLECTORES ARTIFICIALES EN EL GOLFO SAN JOSE, ARGENTINA**

MONTHLY CHANGES IN MUSSEL SPAT (*AULACOMYA ATRA ATRA* MOLINA) SETTLEMENT ON ARTIFICIAL COLLECTORS IN THE SAN JOSE GULF, ARGENTINA.

---

Zulma I. Lizarralde

**RESUMEN**

En el presente trabajo se analizan los cambios mensuales en el asentamiento de semilla de cholga (*Aulacomya atra atra* Molina) en el golfo San José (Argentina, 42°20'S, 64°30' W) y de las incrustaciones biológicas asociadas a los colectores. El colector utilizado consistió en una red de 11,02 mm de abertura de malla, de 1 m de largo x 0,30 m de ancho. Los colectores permanecieron sumergidos por dos meses, entre septiembre de 1987 y agosto de 1989.

Los juveniles se asientan durante todo el año, con un pico máximo en primavera. La talla promedio de los individuos asentados fue durante el periodo estudiado < 2 mm. El ciclo de variación anual de las incrustaciones biológicas registró un pico máximo en los meses de primavera y verano.

*Palabras clave:* cholga, reclutamiento, semilla, captación, cultivo.

**ABSTRACT**

The monthly settlement of mussel spat (*Aulacomya atra atra* Molina) on collectors, in the San José Gulf (Argentina, 42°20' S, 64°30' W) and the biofouling developed on them, were analyzed. The collector type used, of 1 m length, was a net of 11.02 mm of mesh size, cut into strips of 0.30 m in width. The collectors were immersed for 2 months, from September 1987 to August 1989. Juveniles settled throughout the year, with a period of maximum settlement in spring. During the period of study the mean length of plantigrades was < 2 mm. The biofouling showed a maximum settlement on the substrata in spring and summer.

*Key words:* mussel, recruitment, seed, collection, culture.

· Fecha de recepción: 15-05-99

· Fecha de aceptación: 13-08-99

## INTRODUCCION

Los mitílidos, en particular la cholga *Aulacomya atra atra* Molina y el mejillón *Mytilus platensis* D'Orb, son mariscos muy apreciados por los consumidores argentinos, ya sea en fresco o elaborados como conservas. La posibilidad de cultivar estos mitílidos ha despertado gran interés en nuestra región debido a su gran demanda, ya sea para abastecimiento del mercado de consumo en fresco o de la industria conservera.

El éxito de un cultivo de cholga *Aulacomya atra atra* a escala comercial depende del abastecimiento de semillas (post-larvas) de esta especie. La provisión de semilla a partir de su captación utilizando colectores artificiales parecería ser la opción más viable para asegurar un abastecimiento continuo.

El estudio de las variaciones temporales en el asentamiento de *Aulacomya atra atra* sobre sustratos artificiales y la determinación de los picos de asentamiento máximo será de gran importancia en la implementación de las técnicas de cultivo comercial de este bivalvo. En el golfo San José (Argentina, 42° 20'S, 64° 30"W) es escaso el conocimiento sobre el asentamiento de semillas de *Aulacomya atra atra* sobre colectores artificiales. El único antecedente corresponde a Ruzzante & Guerrero (1984).

El objetivo del presente trabajo fue el conocimiento de las variaciones mensuales en el asentamiento de post-larvas de cholga *Aulacomya atra atra* sobre colectores artificiales en el golfo San José, Argentina, y de las incrustaciones biológicas asociadas a los mismos.

## MATERIAL Y METODOS

### Area de estudio

El presente estudio se realizó en la

localidad de El Bote, golfo San José (Argentina, 42° 20' S, 64° 30" W). La profundidad en el sitio de trabajo es de 10 metros en alta marea.

La temperatura del agua en el lugar de muestreo varía entre un mínimo de 8 °C y un máximo de 17 °C. Los valores mínimos se registran en agosto, y los máximos en febrero (Fig. 1).

La productividad primaria, medida como clorofila "a" (µg/l) presenta valores mínimos en mayo y junio, y se incrementa hasta alcanzar valores máximos en septiembre, octubre y noviembre. Un segundo pico, de menor importancia se registra en febrero, marzo y abril (Fig.1). Los datos de temperatura y productividad de la Figura 1 para la localidad de muestreo, fueron tomados de Lizarralde, 1997.

### Muestreo

A partir de septiembre de 1987 y hasta agosto de 1989, se colocaron mensualmente en la localidad de El Bote en el golfo San José, tres colectores de postlarvas de cholga *Aulacomya atra atra*. Cada colector estaba confeccionado con un paño de red anchoyetera abierta de 10,02 mm de abertura de malla, de 1 m de largo y 0,30 m de ancho. Los tres colectores colocados mensualmente permanecieron dos meses en el agua, dispuestos en un long-line convenientemente boyado y anclado al fondo.

Una vez extraídos los colectores del agua, se efectuó en laboratorio su lavado, para realizar bajo lupa el conteo de los ejemplares de cholga captados. Los individuos fueron medidos con la ayuda de un ocular micrométrico, considerándose una fracción del colector, obtenida con un submuestreador de tipo Cushing modificado. El número de individuos

medidos en cada muestra mensual siempre fue superior a 400.

Para el estudio de las incrustaciones biológicas, en uno de los colectores mensuales se identificó la flora y fauna presentes. Las algas se expresaron como presencia-ausencia, y se contó el número de individuos de los grupos faunísticos.

## RESULTADOS

### Número de individuos de *Aulacomya atra* atra captados.

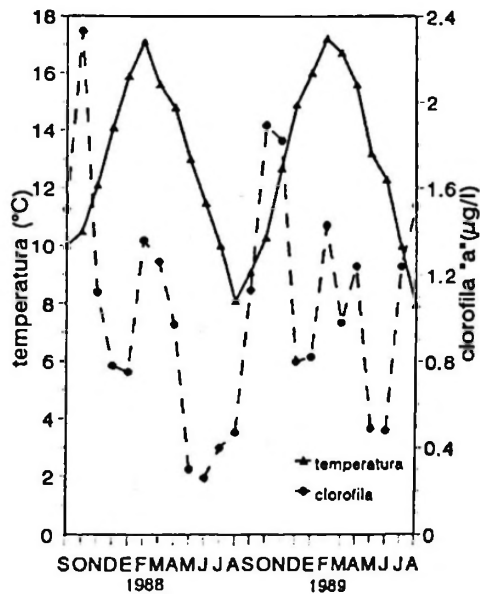


Figura 1: Temperatura media del agua y valores de clorofila "a" (tomados de Lizarralde, 1997).

Mean water temperature and values of chlorophyll "a" (from Lizarralde, 1997).

El número promedio de plantígrados de cholga registrados mensualmente sobre los colectores de red se observa en la Fig. 2. Como se puede observar la semilla se asienta de manera continua durante los dos años de muestreo, con un período de máximo asentamiento en los meses de primavera de cada año (septiembre, octubre, noviembre). Los valores máximos

fueron de 14400 post-larvas/m de colector en octubre 1987 y de 22280 en noviembre de 1988. Durante los meses de invierno, el número de postlarvas por metro de colector es prácticamente nulo.

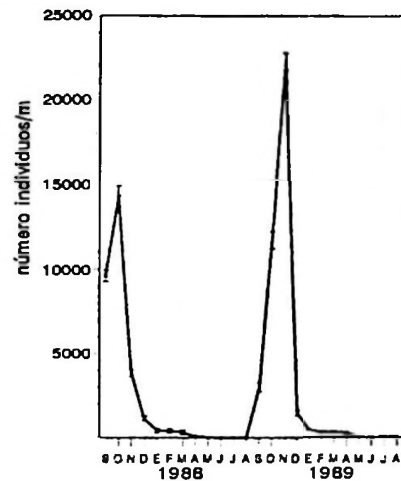


Figura 2: Promedio mensual ( $\pm 1$  error estándar) del número de plantígrados asentados sobre los colectores.

Mean monthly number ( $\pm 1$  standard error) of plantigrades settled on the collectors.

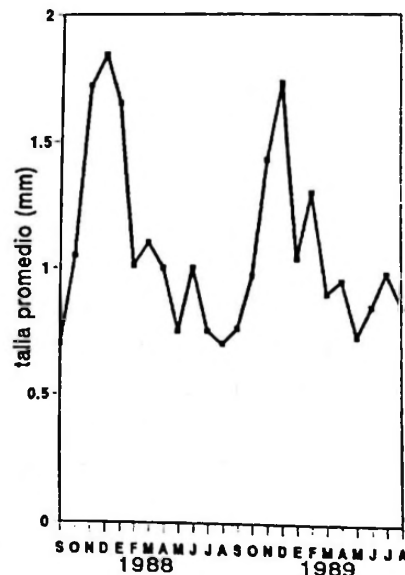


Figura 3: Talla promedio mensual (mm) de los plantígrados asentados sobre los colectores.

Mean monthly length (mm) of plantigrades settled on the collectors.

### Análisis de tallas.

El promedio mensual de la talla (expresado en mm) de los juveniles de cholga asentados durante el período de estudio, se indica en la Fig. 3. Se observa que la talla promedio de los individuos asentados sobre los colectores, no supera nunca los 2 mm.

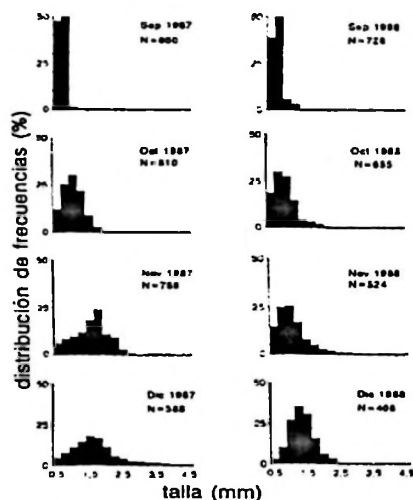


Figura 4: Distribución de frecuencia de tallas (%) de *Aulacomya atra atra* durante los meses de primavera. N= número de individuos medidos. Se indica la fecha de colocación del colector.

Size frequency distribution (%) of *Aulacomya atra atra* during the months of spring. N = number of measured individuals. Date = initial collector placement.

La distribución de frecuencia de tallas (%) de los individuos de cholga asentados sobre los colectores durante los meses de primavera de cada año, se grafica en la Fig. 4. Como se puede observar, en el mes de septiembre de 1987, el 97 % de los individuos corresponden a las clases de talla 0,5 y 0,75 mm.

A partir de octubre de 1987, comienza a disminuir la proporción de individuos de talla pequeña (0,5 mm) que se asientan sobre los colectores, y aumenta la proporción de individuos de talla superior a 1 mm.

En el mes de noviembre de 1987, la moda más representada corresponde a una talla

de 1,75 mm (24 %) y se observa el asentamiento de individuos de talla mayor de 2 mm. En el mes de diciembre de 1987 se registró el asentamiento de unos pocos individuos de gran talla, mayores de 3 mm. En el mes de septiembre de 1988, el 90 % de los individuos corresponde a tallas menores de 0,75 mm. A partir de octubre de 1988, comienza a observarse una disminución de la proporción de individuos de pequeña talla. Es a partir de este momento que también se observa el asentamiento de unos pocos individuos de talla comprendida entre 2 y 3 mm.

### Incrustaciones biológicas.

En la Tabla 1 se indican las incrustaciones biológicas presentes mensualmente; su número en el caso de la fauna y presencia-ausencia en el caso de la flora.

El mejillón *Mytilus platensis* d'Orb, si bien es una especie de importancia económica, se considera a los fines del presente trabajo como organismo perteneciente al bio-fouling.

La presencia de incrustaciones biológicas es continua durante los dos años de muestreo, siendo las algas filamentosas y el mejillón los grupos presentes durante todos los meses.

### DISCUSION

Los plantigrados de *Aulacomya atra atra* se asientan de manera continua sobre los sustratos artificiales, durante los dos años de muestreo. El máximo asentamiento se produce en los meses de primavera de cada año (septiembre, octubre, noviembre). En los meses de invierno, el número de postlarvas por metro de colector es prácticamente nulo.

Ruzzante & Guerrero (1984) indican que

**Tabla 1:** Incrustaciones biológicas presentes mensualmente sobre los colectores.

a fil: algas filamentosas; poli: poliquetos; anf: anfipodos; iso: isópodos; asc: ascidias; meji: mejillón *Mytilus platensis*. +: presencia ; -: ausencia; n: número.

**Table 1:** Biofouling settled monthly on the collectors.

a fil: filamentous algae; poli: polychaetes; anf: amphipods; iso: isopods; asc: ascidians; meji: mussel *Mytilus platensis*. +: present ; -: absent; n: number.

Fecha	a fil	poli	anf	iso	asc	meji
sep 87	+	n= 14	n= 84	n= 1	-	n= 1374
oct 87	+	n= 5	n= 300	-	-	n= 1185
nov 87	+	n= 3	n= 1392	-	-	n= 495
dic 87	+	-	n= 7270	n= 15	n= 18	n= 223
ene 88	+	-	n= 2184	-	n= 27	n= 30
feb 88	+	-	n= 7704	-	n= 5	n= 243
mar 88	+	n= 1	n= 1820	-	-	n= 321
abr 88	+	n= 1	n= 406	-	-	n= 307
may 88	+	-	n= 1351	-	-	n= 78
jun 88	+	n= 3	n= 1	-	-	n= 32
jul 88	+	-	n= 1	n= 1	-	n= 16
ago 88	+	n= 3	n= 1	n= 1	-	n= 25
sep 88	+	n= 20	n= 300	n= 7	-	n= 623
oct 88	+	n= 48	n= 1937	n= 4	n= 1	n= 1595
nov 88	+	-	-	n= 1	n= 10	n= 1827
dic 88	+	-	n= 1202	-	n= 8	n= 96
ene 89	+	n= 1	n= 279	-	-	n= 21
feb 89	+	n= 1	n= 3500	-	n= 1	n= 34
mar 89	+	n= 1	-	-	-	n= 297
abr 89	+	-	n= 107	-	-	n= 122
may 89	+	-	n= 1	-	-	n= 60
jun 89	+	-	-	-	-	n= 25
jul 89	+	-	-	-	-	n= 45
ago 89	+	n= 9	-	-	-	n= 91

el período de máxima captación de esta especie en el golfo San José se verifica en los meses de diciembre y enero. Esta diferencia en dos meses en el pico de asentamiento máximo podría estar

relacionada con condiciones ambientales (temperatura, productividad).

La larva de los mitílidos, al igual que en otros bivalvos, presenta picos de abundancia, los que están relacionados con

los eventos de desove y con la abundancia de fitoplancton. Si bien no se conoce el ciclo reproductivo de la cholga en el sitio de muestreo, sí contamos con los registros de productividad primaria, medido como clorofila "a" para el período de estudio. El pico máximo en el asentamiento de post-larvas de cholga sobre colectores es coincidente con el pico de máxima productividad en primavera. Esta correlación entre la disponibilidad de alimento y la ocurrencia de larvas de mitílidos en el plancton ha sido señalada por diferentes autores (Seed, 1976; Newell *et al*, 1982; Pulfrich, 1995; Lizarralde, 1997).

El ciclo de variación anual de las incrustaciones biológicas en los colectores de red registró un pico máximo en los meses de primavera y verano, coincidiendo con el asentamiento de la cholga.

El grupo de las algas filamentosas y el mejillón *Mytilus platensis* están presentes durante todo el período de muestreo. Si bien sus valores no son indicados en el presente trabajo, se puede destacar que las algas filamentosas representan el grupo más importante en términos de peso seco (más del 60% del peso seco total de incrustaciones en los meses de primavera).

La asociación entre mitílidos y sustratos filamentosos tales como algas o hidroideos, ha sido observado y confirmado por varios autores (Lutz & Kennish, 1992). Chipperfield (1953) ha observado juveniles de mejillones fijados sobre algas filamentosas e hidroideos durante sus estudios. Bayne (1964) observó el asentamiento de *Mytilus edulis* sobre *Posiphonia lanosa* y *Ceramium rubrum*, denominando a este tipo de fijación como primaria,

dado que luego los animales son capaces de desprenderse para fijarse secundariamente en los sustratos de tipo definitivo.

En el presente trabajo se observó un gran número de mitílidos fijados en las algas filamentosas, lo que indica que constituyen un buen sustrato para los mismos. La simultaneidad de fijación, en cambio, no sugiere que la presencia de las algas favorezca especialmente el asentamiento de las post larvas.

La talla promedio de los individuos asentados sobre los colectores de red no superó nunca los 2 mm. En el mes de septiembre de cada año se observaron sobre los sustratos artificiales, en mayor proporción, plantígrados de talla inferior a 0,75 mm. Esto indica que estos juveniles corresponden a la categoría de asentamiento primario descrita por Bayne (1964).

A partir del mes de octubre de cada año, se registran individuos de talla superior a 1 mm, y en el mes de diciembre de 1987 se observan unos pocos individuos de gran talla, mayores de 3 mm.

Esto podría estar indicando un crecimiento rápido de los plantígrados de cholga sobre los colectores, o que corresponden a reclutas que han migrado de otros sitios. Este comportamiento ha sido señalado para otros mitílidos por diferentes autores (Bayne, 1964, 1965; Widdows, 1991; Cáceres-Martínez *et al*, 1993). Seed (1969) observó que siguiendo un asentamiento inicial en algas y su consecuente período de crecimiento, los mejillones mayores de 1 mm se desprenden y vuelven a formar parte del plancton hasta fijarse nuevamente.

Este comportamiento también ha sido descrito previamente para *Aulacomya*. Tomicic (1966; *vide* Cancino & Becerra



1978) indicó que *Aulacomya ater* realiza una prefijación larvaria sobre sustratos filamentosos, previa a la fijación definitiva.

## AGRADECIMIENTOS

Al Centro Nacional Patagónico (CONICET, Puerto Madryn) por facilitar los laboratorios y el equipamiento para llevar a cabo la experiencia. Las tareas de investigación han sido financiadas por la Universidad Nacional de la Patagonia S.J.B.

## LITERATURA CITADA

BAYNE, B.L. 1964. Primary and secondary settlement in *Mytilus edulis*, L. (Mollusca). *Journal of Animal Ecology*, 33(3):513-523.

BAYNE, B. L. 1965. Growth and the delay of metamorphosis of the larvae of *Mytilus edulis* (L). *Ophelia*, 2:1-47.

CACERES-MARTÍNEZ, J., J.A.F. ROBLEDO & A. FIGUERAS. 1993. Settlement of mussels *Mytilus galloprovincialis* on an exposed rocky shore in Ría de Vigo, NW Spain. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 93:195-198.

CANCINO, J & R. BECERRA. 1978. Antecedentes sobre la biología y tecnología del cultivo de *Aulacomya ater* (Molina, 1782) (Mollusca: Mytilidae). *Biología Pesquera* (Chile), 10:27-45.

CHIPPERFIELD, P.N.J. 1953. Observations on the breeding and settlement of *Mytilus edulis* (L) in British waters. *J. Mar Biol. Ass. U. K.* 32: 449-76.

LIZARRALDE, Z.I. 1997. Monthly changes in mussel spat (*Mytilus platensis* d'Orb) settlement on artificial collectors in the San José Gulf, Argentina. *Biología Pesquera* 26:43-48.

LUTZ, R.A. & M.J.KENNISH, 1992. Ecology and morphology of larval and early postlarval mussels. En: *The mussel Mytilus: ecology, physiology, genetics and culture*: 53-86. E. Gosling (ed), Elsevier Science Publisher, Amsterdam.

NEWELL, R. I. E., T. J. HILBISH, R. K. KOEHN & C. J. NEWELL. 1982. Temporal variation in the reproductive cycle of *Mytilus edulis* L. (Bivalvia, Mytilidae) from localities on the east coast of the United States. *Biological Bulletin* 162: 299-310.

PULFRICH, A. 1995. Reproduction and recruitment in Schleswig-Holstein Wadden Sea edible mussel (*Mytilus edulis* L.) population. *Berichte Inst. Meereskunde Christian Albrechts Univ. Kiel*, 248: 150 pp.

RUZZANTE, D. E. & M.T. GUERRERO DE. 1984. Captación de mitilidos sobre colectores. I. Variaciones mensuales en la captación de *Mytilus platensis* d'Orb. y de *Aulacomya ater* (Molina). *Physis*, Argentina, 42: 55-62.

SEED, R. 1969. The ecology of *Mytilus edulis* L. (Lamellibranchiata) on exposed rocky shores. I. Breeding and settlement. *Oecologia* 3: 277-316.

SEED, R. 1976. Ecology. In *Marine mussels: Their ecology and physiology*: 13-65. B. L. Bayne (ed). Cambridge Univ. Press. Cambridge.

WIDDOWS, J. 1991. Physiological ecology of mussel larvae. *Aquaculture* 94: 147-163.

***EFECTO DEL METODO DE ENCORDADO SOBRE EL CRECIMIENTO Y LA PERDIDA DE MEJILLONES (MYTILUS PLATENSIS D'ORB.) EN CULTIVOS SUSPENDIDOS.***

**EFFECT OF SPANISH AND FRENCH NETTING METHODS ON GROWTH AND LOSSES OF SUSPENDED CULTURED MUSSELS (*MYTILUS PLATENSIS D'ORB.*).**

---

*Héctor E. Zaixso<sup>1, 2</sup> y Zulma I. Lizarralde<sup>1</sup>*

**RESUMEN**

En este trabajo se estudia comparadamente el crecimiento y la pérdida de individuos de mejillones (*Mytilus platensis d'Orb.*) en cuerdas confeccionadas con las técnicas española y francesa de encordado para cultivos suspendidos. Los juveniles utilizados en la misma fueron obtenidos de colectores artificiales y las cuerdas de cultivo experimentales fueron suspendidas en el golfo Nuevo (Chubut, Argentina: 42° 46' S y 64° 59" W), en un sistema de «long-line» de media agua por un período de 15 meses (marzo de 1988 a junio de 1989). Los datos fueron estudiados a través de analisis de la covarianza y de tablas de contingencia a través de la prueba G. La longitud máxima promedio de animales, obtenida en los encordados armados según el método español fue significativamente mayor que el de los encordados franceses, a lo largo de todo el ciclo de cultivo. Al principio de la experiencia las pérdidas fueron significativamente mayores en los encordados españoles, se igualaron hacia el mes duodécimo de cultivo y finalmente fueron significativamente mayores en los encordados confeccionados con la técnica francesa. La biomasa húmeda de carne de mejillones por metro de cuerda de cultivo se incrementa en ambos métodos de encordado hasta el mes duodécimo y disminuye en el décimoquinto mes; esta biomasa es siempre mayor en los encordados españoles. La biomasa cosechable por metro de cuerda inicial de cría depende de las características del desdoble, siendo en la presente experiencia máxima en el duodécimo mes de cultivo y mayor en los encordados franceses.

*Palabras clave:* Mtilicultura, Patagonia.

**ABSTRACT**

Growth and losses of mussels (*Mytilus platensis d'Orb.*) in hanging cultivation with spanish and french netting methods are compared. The seed was obtained from artificial net collectors and the experimental ropes were suspended in the Golfo Nuevo (Chubut, Argentina: 64° 59" W y 42° 46' S), on a subsuperficial long-line system for a fifteen month period (March 1988 - June 1989).

---

<sup>1</sup>Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. <sup>2</sup>Universidad Nacional de la Patagonia S.J. Bosco. Facultad de Ciencias Naturales. Km 4, 9000 Comodoro Rivadavia, Chubut, Argentina.

Data were studied using analysis of covariance and contingency tables (G-test). The average length was significantly higher using the spanish method than in the french method. Losses were significantly higher at the beginning of the experience in the spanish method, in the 12th month there was no difference, and were significantly higher in the french method at the end of the experience. The meat weight by rope meter increases with both methods until the 12th month of cultivation and decreases in the 15th month; this weight is always higher in the spanish method. The harvestable biomass (by meter of initial rope) is a function of thinning out operations and it was maximal in the 12th month in ropes of the french method.

*Key words:* Mytiliculture, Patagonia.

· Fecha de recepción: 04-05-99

· Fecha de aceptación: 16-06-99

## INTRODUCCION

El cultivo del mejillón de la Patagonia (*Mytilus platensis d'Orb.*) es una actividad incipiente, estando la mayor parte de los estudios existentes dedicados al crecimiento de los animales (Zaixso et al. 1976; Trancart, 1978; Bertolotti et al., 1986; Zaixso & Lizarralde, 1994). Existen pocos antecedentes de comparaciones entre métodos de encordado, pudiéndose citar los trabajos de González (1973), Korringa (1976) y Zaixso & Bala (1993). González (1973) compara los sistemas francés y español de encordado en el área sur de Chile, bajo el punto de vista de su aplicabilidad y costos. Korringa (1976) analiza con detalle las técnicas y costos del cultivo de mejillones en España, Francia, Italia y Yugoslavia; estos dos últimos países utilizan técnicas de encordado semejantes a la denominada francesa. En Argentina, en una prueba de cinco meses de duración, se compararon en cuerdas de engorde armadas con los métodos español y francés de encordado, el crecimiento y pérdida de individuos de mejillón utilizando mejillones provenientes de bancos natu-

rales (Zaixso & Bala, 1993). En el presente trabajo se analizan el crecimiento, pérdida de individuos y producción de mejillón (*Mytilus platensis d'Orb.*) en un ciclo completo de cultivo (15 meses de duración), en cuerdas de cría y de engorde confeccionadas con ambos métodos de encordado y juveniles provenientes de colectores artificiales.

## MATERIALES Y METODOS

Los juveniles (semilla) utilizados en la presente experiencia fueron obtenidos a partir de colectores confeccionados con red anchovetera, dispuestos en el golfo San José (Chubut, Argentina) a finales de 1987. La semilla, de una longitud máxima promedio de 23,07 mm ( $s^2=22,05$ ;  $n=1250$ ), fue encordada en cuerdas de cría de un metro de largo, a una densidad de 2700 individuos por metro, empleando las técnicas española y francesa de encordado. En los encordados españoles la semilla fue unida a las cuerdas con el auxilio de una

venda especial de material sintético (nylon). En este método a medida que los animales crecen separan los finos hilos de la venda y salen al exterior, permaneciendo unidos entre sí y a la soga central por sus filamentos bisales; para evitar el deslizamiento y pérdida de los mejillones por el extremo de la cuerda, el peso de los animales se reparte a lo largo de la misma disponiendo palillos atravesados a distancias regulares (Zaixso & Diaz, 1993). En nuestra experiencia la separación entre palillos fue de 35 cm, empleándose un total de 4 palillos por encordado de 1 metro de largo.

En los encordados franceses, también de 1 metro de largo, la semilla se introdujo en una manga de algodón con un tamaño de malla de 5 mm; este tubo se recubrió externamente con una red de nylon, de 43,3 mm de abertura de malla y 2,3 mm de diámetro de hilo, la cual también se cerró en forma de tubo. La red interna de algodón tiene por objeto sujetar a los animales mientras estos se fijan entre sí; al cabo de unos días la malla interna se desintegra y los mejillones pueden salir a través de la malla externa, la cual a medida que los animales crecen queda en la parte central del encordado, actuando como la soga de los encordados españoles (Lucas, 1976; Zaixso & Bala, 1993). La extracción de mejillones de los colectores y su encordado implicaron unas 24 horas, durante las cuales los animales fueron mantenidos en piletones con suministro de agua de mar convenientemente aereada; durante este proceso los juveniles marcan una línea de detención del crecimiento; esta estría concéntrica de crecimiento claramente demarcada, fue utilizada posteriormente para la determinación de la longitud máxima inicial. Las cuerdas de cría (7 por cada método) fueron dispuestas en la zona de

bahía Nueva (golfo Nuevo, Chubut, Argentina, 42° 46' S y 64° 59" W) en el mes de marzo de 1988 en un «long-line» ubicado a media agua de manera tal que el extremo inferior de cada encordado se hallase a 1 metro del fondo y el extremo superior de los mismos se encontrara en marea baja a unos cinco metros de la superficie. La separación horizontal entre encordados en el «long-line» fue de 1,5 metros. En el mes de junio de 1988, a los tres meses de iniciado el cultivo, se efectuó el desdoble o raleo de las cuerdas de cría, operación mediante la cual se extrae el mejillón de las cuerdas de cría, se limpia y se distribuye en varias nuevas cuerdas denominadas de engorde. Para cada cuerda se mantuvo el método original, repartiéndolo los animales en encordados de engorde de 1 metro de largo, a una densidad de 900 individuos por metro. En el caso de los encordados franceses la red externa utilizada tenía 74,3 mm de abertura de malla y 2,2 mm de diámetro de hilo. La razón de desdoble, es decir el número de cuerdas obtenidas a partir de una cuerda de cría (Zaixso & Díaz, 1993) no fue igual para ambos métodos, debido a que el número de mejillones no fue igual en ambos métodos al final del período de cría, ya que se uniformizó el número de animales por metro en las cuerdas de engorde. Las cuerdas de engorde fueron dispuestas, con una separación de 1,5 m entre ellas, en el «long-line» antes descrito. Al final de la etapa de cría se mostraron los siete encordados disponibles por método. En la etapa de engorde se tomaron dos cuerdas por método desde el comienzo del engorde hasta junio de 1989, durante un lapso de 15 meses. Sobre los encordados muestreados se llevaron a cabo por fecha los siguientes análisis y cálculos: -Pérdida de individuos: la misma fue analizada

a partir del conteo de animales en las cuerdas muestradas y mediante sendas pruebas de G ajustada con la corrección de Williams (Sokal & Rohlf, 1995). Las comparaciones estadísticas entre encordados de un mismo método pudieron llevarse a cabo para los encordados de tres (cría) y seis meses (tres de engorde), lapsos para los que se contaba con los números iniciales. -Variación de los porcentajes de pérdidas entre dos períodos sucesivos de la etapa de engorde: el mismo se estimó a través de un índice de pérdidas entre períodos, refiriendo el número de individuos encontrados en los encordados de cada uno de los métodos al final de un período, al número de individuos encontrado en los encordados del mismo método muestreados en el período anterior y expresándolo como porcentaje. Para cada método por separado se analizó la existencia de asociación entre los mencionados índices y los meses transcurridos en cultivo a través de una correlación de rangos de Kendall; la comparación entre los dos métodos se llevó a cabo mediante de una prueba de Wilcoxon de rangos señalados y pares igualados (Siegel, 1979). -Crecimiento de los mejillones: el mismo fue estudiado en una submuestra de 100 individuos por cada fecha y método, a los que se midió la longitud máxima al período considerado ( $L_p$ ) y la longitud máxima inicial ( $L_i$ ). Los valores obtenidos se examinaron a través de un análisis de la covarianza de las  $L_p$  en función de las  $L_i$ . Dichos análisis fueron llevados a cabo previa comprobación de la homogeneidad de varianzas mediante pruebas de log-anova (Sokal & Rohlf, 1995). -Cálculo de la biomasa cosechable: en cada fecha de muestreo y método de encordado, se obtuvieron a partir de una submuestra independiente de la anterior (50 individuos),

la longitud máxima y el peso húmedo individual de la carne (fresco y escurrido durante 5 minutos). El peso húmedo individual promedio de carne por tipo de encordado y fecha fue estimado a partir de regresiones (modelo multiplicativo) y su aplicación a las longitudes medias ajustadas obtenidas en el análisis de la covarianza; como el objetivo de estas regresiones es la predicción del peso en función del largo, se utilizaron los cálculos de un modelo I siguiendo la recomendación de Sokal & Rohlf (1995). La biomasa de carne por metro de cuerda se calculó como el producto del peso húmedo individual promedio de carne por el número de individuos por metro de cuerda, estimado este último a partir del promedio de los conteos de los individuos en los encordados. Dado que los errores de las diferentes estimaciones (número y peso) utilizadas no son independientes, no fue posible el cálculo de la propagación de errores, en consecuencia el valor obtenido es una aproximación que consideramos aceptable ya que los errores estándar de las medias ajustadas y de los pesos húmedos estimados por regresión son extremadamente bajos. Finalmente la biomasa cosechable de carne expresada a partir de un metro de cuerda de cría se ajustó multiplicando el valor obtenido por la razón de desdoble correspondiente.

## RESULTADOS

**Pérdida de individuos** Las pérdidas de mejillones son en un principio significativamente mayores ( $p < 0,0001$ ) en el método español, observándose al término de la etapa de cría un 21% de pérdidas en los encordados españoles y solo un 8% en los encordados franceses (Tabla 1).

## Método de encordado

	Español	Francés	G
<b>3 meses (7 cuerdas)</b>			
Individuos supervivientes	14976	17357	1247,91 (**)
Individuos desprendidos	3924	1543	
<b>6 meses (2 cuerdas)</b>			
Individuos supervivientes	1404	1692	201,58 (**)
Individuos desprendidos	396	108	
<b>9 meses (2 cuerdas)</b>			
Individuos supervivientes	1089	1306	58,95 (**)
Individuos desprendidos	711	494	
<b>12 meses (2 cuerdas)</b>			
Individuos supervivientes	762	796	1,31 (NS)
Individuos desprendidos	1038	1004	
<b>15 meses (2 cuerdas)</b>			
Individuos supervivientes	474	374	15,45 (**)
Individuos desprendidos	1326	1426	

**Tabla 1: Número de individuos sobrevivientes por fecha de muestreo y método de encordado (entre paréntesis: número muestreado de cuerdas de 1 m) y valor de la prueba G correspondiente (con corrección de Williams). (NS): no significativo; (\*\*):  $p < 0,0001$ .**

Number of survivors with different netting methods over time (sample number of 1 m ropes between brackets) and G-test corresponding values. (NS): non significant; (\*\*):  $p < 0,0001$ .

A los seis meses de cultivo se repite la situación, con pérdidas de 22 % y 6% para el método español y francés respectivamente, siendo las pérdidas ocurridas en el método español significativamente mayores ( $p < 0,0001$ ) que las del francés. A los nueve meses de cultivo, las pérdidas acumuladas (seis meses de la etapa de engor-

de) son del 40% y 27% para el método español y francés respectivamente, siendo las del método español significativamente mayores ( $p < 0,0001$ ). Las pérdidas en ambos métodos ya no presentan diferencias estadísticamente significativas en el mes 12 de cultivo (pérdidas acumuladas de nueve meses de engor-

de: 57% en promedio). En el decimoquinto mes de la experiencia las pérdidas acumuladas son significativamente mayores en los encordados franceses (79%), que en los españoles (74%) ( $p < 0,0001$ ). Al comparar las pérdidas ocurridas en el método español en la etapa de cría y la primera etapa de engorde no se encontraron diferencias significativas en los porcentajes de las mismas (21 y 22% respectivamente;  $G=1,51$ ). En el método francés en cambio fueron halladas diferencias altamente significativas ( $G=11,3$ ;  $p < 0,001$ ) entre las pérdidas en encordados de cría (8%) y los primeros meses de engorde (6%). La comparación del índice de pérdidas de cuerdas de engorde en períodos sucesivos mostró que en ambos métodos las pérdidas están correlacionadas positivamente ( $p < 0,05$ ) con el tiempo de cultivo, variando entre 22 al 38% en las cuer-

das españolas y del 6 al 53% en las cuerdas francesas. Una prueba de Wilcoxon entre métodos indicó que después de los seis meses de cultivo las pérdidas son mayores (con  $p=0,06$ ) en las cuerdas francesas que en las españolas.

### Crecimiento en largo

Los análisis de la covarianza de las longitudes máximas al final del período considerado en función de las longitudes máximas iniciales, indican que en ninguno de los casos analizados se encontraron diferencias significativas entre pendientes. Las diferencias entre medias ajustadas muestran que, para los tres, seis, nueve y doce meses de cultivo existen diferencias altamente significativas entre los métodos en el crecimiento obtenido ( $p < 0,001$ ); y que el crecimiento en los encordados españoles es mayor que el obtenido con el méto-

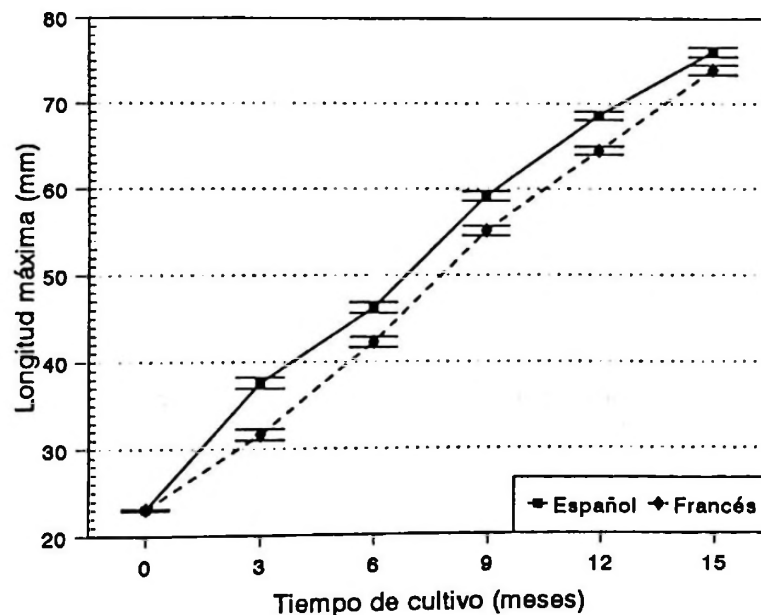


Figura 1: Longitud máxima promedio (ajustada por análisis de la covarianza) de mejillones por método de encordado y fecha de muestreo (cuerdas de cría y de engorde). Para cada media se indica el error estándar.  
 Figure 1: Mussel average lengths (adjusted by covariance analysis) and standard errors, with different netting methods over time (seed and half-grown ropes).



do francés (Fig. 1). A los quince meses de cultivo el crecimiento en los encordados españoles es significativamente mayor ( $p < 0,05$ ) que el crecimiento en los encordados franceses.

### Biomasa cosechable por período

El peso húmedo promedio de la carne aumenta en ambos métodos hasta el mes 15 (Fig. 2). Los incrementos son aproximadamente semejantes a lo largo de todo el ciclo, si bien los valores correspondientes al método español son siempre más altos, reflejando las diferencias existentes entre las Lp. El peso total por metro de cuerda presenta una discontinuidad entre cuerdas de cría y engorde, debida al desdoble. En las cuerdas de engorde, el peso de carne por metro de cuerda, aumenta en ambos métodos de encordado hasta el mes 12 de cultivo, tendiendo a igualarse en los me-

ses noveno y duodécimo del cultivo; hacia el mes 15 de cultivo el peso disminuye en ambos métodos de encordado, siendo esta disminución mayor en el método francés (Fig. 3). El máximo peso de carne por metro de cuerda, obtenido en el mes 12 es de 3,56 Kg para los encordados españoles y de 3,51 Kg para los encordados franceses. En el cálculo de la biomasa cosechable (referido al período considerado y por metro de cuerda inicial de cría), entra en consideración la razón de desdoble aplicada a las cuerdas de cría. La razón de desdoble fue diferente para cada método de encordado (2,38 para los encordados españoles y 2,76 para los franceses) debido a que los números de animales remanentes al final del período de cría fueron distintos en ambos métodos, mientras que la etapa de engorde se comenzó con números igualados de animales. Dado que la

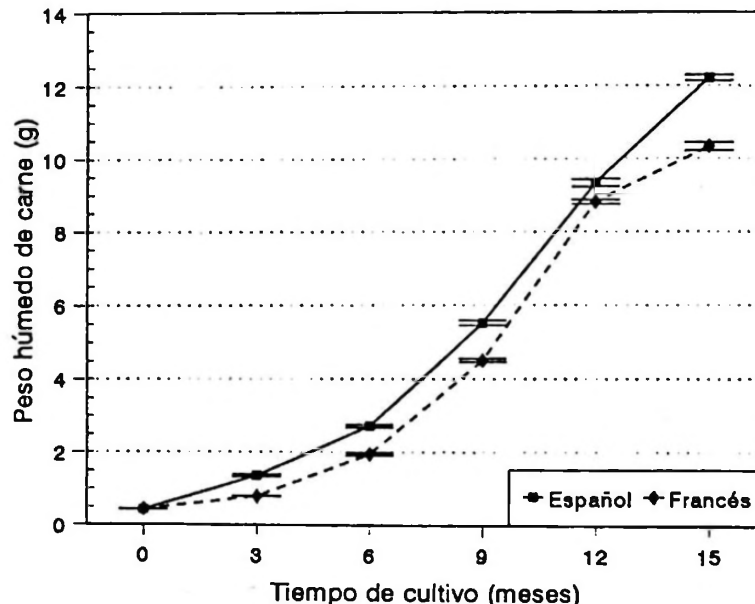


Figura 2: Peso húmedo de carne promedio por método de encordado y fecha de muestreo (cuerdas de cría y de engorde). Se indican los errores estándar del peso estimado a partir de los largos medios ajustados por covarianza. Figure 2: Average meat wet weight with different netting methods over time (seed and half-grown ropes). Weigh standard errors, estimated by adjusted average lengths.

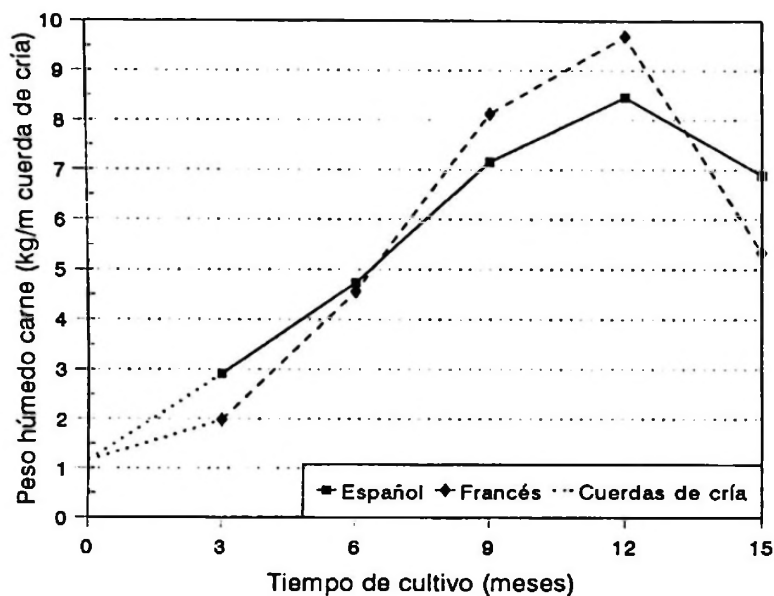


Figura 3: Peso húmedo de carne por metro de cuerda, por método de encordado y fecha de muestreo (cuerdas de cría y de engorde). Figure 3: Average meat wet weight (by rope meter) with different netting methods over time (seed and half-grown ropes).

razón de desdoble aplicada al método francés fue mayor, el peso de carne por metro inicial de cuerda en el mismo se iguala con la del método español en el sexto mes de cultivo y se hace mayor que éste para los meses noveno y duodécimo del ciclo. El máximo para ambos métodos se ubica en el duodécimo mes de cultivo: 9,69 Kg y 8,46 Kg para los encordados franceses y españoles respectivamente. Hacia el decimoquinto

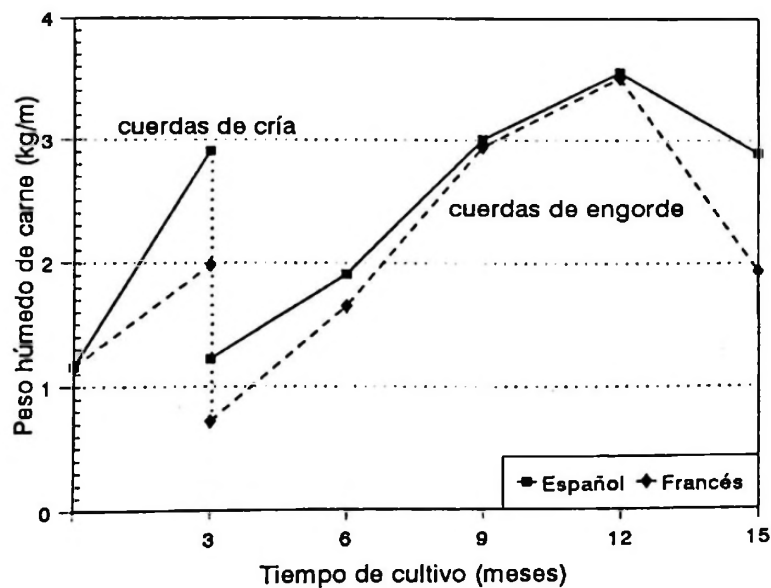


Figura 4: Peso húmedo de carne por metro inicial de cuerda de cría, por método de encordado y fecha de muestreo. Figure 4: Average meat wet weight (by initial-seed rope meter) with different netting methods over time.

mes de cultivo la biomasa cosechable vuelve a ser menor para el método francés.

## DISCUSION

En el presente trabajo se comparan las pérdidas de individuos y el crecimiento en largo de *Mytilus platensis* cultivados durante un lapso de quince meses usando los métodos español y francés de encordado. Los resultados obtenidos indican que:

La pérdida de animales durante el período de cría es mayor en los encordados españoles. En el período de engorde la pérdida acumulada es mayor en los encordados españoles hasta el noveno mes, se iguala para ambos métodos en el mes doce y finalmente es mayor en los encordados franceses en el mes quince. ii. El crecimiento en longitud es siempre mayor en los encordados españoles. iii. La estimación de la biomasa de carne por metro de encordado indica que ésta es mayor en las cuerdas españolas. iv. Cuando se considera la razón de desdoble en la estimación de la biomasa cosechable de carne por metro de encordado inicial, se obtiene que en el momento en que esta es máxima (noveno y duodécimo meses del ciclo), los encordados franceses dan mejores resultados que los españoles.

El efecto positivo de la pérdida de individuos sobre el crecimiento de los mejillones fue mencionado por Zaixso et al. (1978) a propósito de las experiencias de cultivo llevadas a cabo en Puerto Deseado (Santa Cruz, Argentina); a mayor número de individuos perdidos, la competencia por el alimento dismi-

nuye en las cuerdas permitiendo un mejor crecimiento de los individuos restantes; constituyendo el aumento del crecimiento por raleo de ejemplares uno de los fundamentos, en el cultivo de mejillones en Galicia, de la práctica del desdoble sobre las cuerdas de cría (Korringa, 1976; Figueras, 1979; Zaixso & Díaz, 1993). Zaixso & Bala (1993), comparando los métodos español y francés de encordado, no encuentran diferencias en la pérdida de animales al final de un período de engorde de cinco meses, pero encuentran en cambio diferencias significativas entre los métodos en el incremento en largo de las valvas, las que en ese caso serían independientes del efecto de raleo. González (1973) señala que en el método español de encordado hay una mayor pérdida de animales que en el francés durante las operaciones de encordado o durante la manipulación o extracción de las cuerdas del agua, dado que comúnmente se pierde semilla a través de la venda de encordado español. Las diferencias encontradas en este trabajo respecto de la pérdida de animales, se adecúan parcialmente a las observaciones hechas en los mencionados estudios. Tanto en el período de cría, como en la etapa inicial del período de engorde (contrastables estadísticamente), las pérdidas son mayores en los encordados españoles que en los franceses; sin embargo estos desprendimientos no provienen, como sugiere González (1973) de la pérdida de los animales a través de las vendas durante el encordado, manipulaciones varias o transporte hasta el mar, ya que estos aspectos estuvieron cuidadosamente controlados en nuestra prueba, sino que tiene lugar una vez que las cuerdas de cultivo se hallan instaladas en el

agua. Estando los encordados en el agua, algunos de los animales comienzan a fijarse entre ellos o a las sogas o redes. Una parte de ellos permanece suelta o se vuelve a desprender; esta fracción atraviesa las redes o vendas y se reacomoda de una manera tal que facilita la alimentación y el crecimiento, con el extremo posterior de las valvas hacia la parte exterior del conglomerado. En adición, los animales ubicados en la parte externa del encordado, pueden movilizarse sobre éste con la ayuda del pie, para luego fijarse en otro sitio. Pruebas llevadas a cabo en laboratorio con diferentes especies de mitílidos indican que el proceso de fijación-desprendimiento-movilización es sumamente dinámico y continuo, particularmente en los individuos juveniles (Zaixso et al., 1978; Bruzone, 1982; Hernández & Becerra, 1997). Andreu (1960 y 1976) señala que la migración de los individuos en las cuerdas de cultivo responde a las condiciones luminosas a las cuales estos se encontraban habituados antes de las operaciones (encordado y desdoble) que dieron lugar al cambio. Nuestras observaciones respaldan este punto de vista dado que se ha constatado en repetidas oportunidades la migración de individuos hacia el extremo superior de los encordados, circunstancia que es particularmente obvia cuando, como en nuestra experiencia, se llevó a cabo el conteo de individuos por segmento de encordado. Se ha observado por otra parte en las cuerdas dispuestas en el mar, que los mejillones de los encordados españoles, tienden a atravesar las vendas antes que los individuos de los encordados franceses atravesen sus redes. En estas circunstancias es posible que en los encordados españoles los

mejillones salgan al exterior sin haberse acostumbrado a las nuevas condiciones lumínicas y tiendan a movilizarse más, aumentando su probabilidad de desprendimiento de los encordados. Heritage (1983) señala que el desprendimiento de mejillones en cultivo es mayor en primavera y verano, relacionándolo con el rápido incremento de talla y peso de los mismos. Hernández & Becerra (1997) indican la existencia en *Aulacomya* atra de una relación curvilínea entre la fuerza de fijación bisal y la talla de los animales, con un máximo que dependería del peso de los individuos y sugieren que la pérdida de fuerza de adhesión a partir de un cierto tamaño es el motivo del desprendimiento de los ejemplares más grandes en los encordados de cultivo. En nuestra experiencia el índice de pérdidas aumenta en forma constante a partir del sexto mes, en tanto la tasa de crecimiento del cuerpo es uniforme, lo que sugiere que, al menos parte de los desprendimientos observados podrían deberse al incremento de la talla de los animales; por otra parte, al no evidenciarse cambios en el aumento del índice de pérdidas para las tallas mayores, no puede confirmarse para mejillón la existencia de un máximo en la capacidad de fijación relacionado con la talla. González (1973) señala que los encordados franceses, son más estructurados que los españoles, o sea que el conjunto de mejillones, redes y filamentos bisales es más resistente y permite la manipulación de cuerdas con menores desprendimientos. Del análisis de los índices de pérdidas entre períodos sucesivos se desprende que las pérdidas en la etapa de engorde son más importantes en los encordados franceses que en los espa-

ñoles a partir del sexto mes de cultivo; esto posiblemente se deba a los palillos de madera propios de este último método, los que ayudan a sostener el conjunto de mejillones repartiéndolo su peso sobre tramos cortos de la sogá; este aspecto ha sido indicado entre otros por Figueras (1979), Mariño et al. (1982) y Zaixso & Díaz (1993). Zaixso y Lizarralde (1994) analizando los efectos del tamaño de malla en encordados franceses encuentran que la menor pérdida de individuos por la mayor retención de individuos dentro de los tubos de red de menor tamaño de malla podría relacionarse con el menor crecimiento observado en los mismos. Una mayor retención estaría en ese caso, relacionada también con la posibilidad de lesiones en el borde de los lóbulos del manto y una mayor tasa de individuos con crecimiento deficiente. Ya sea por una menor competición por el alimento en los encordados españoles debida a la mayor pérdida inicial de individuos, o por la retención demorada de los animales en los encordados franceses, o por ambas razones, el crecimiento en los encordados españoles es mayor que el obtenido en los franceses. Las diferencias de tamaño entre métodos observadas durante el período de engorde se originaron en el período de cría, siendo semejantes los incrementos de longitud para ambos métodos durante todo el período de engorde. Hacia el final del período de cultivo se verificó un aumento en las pérdidas en el método francés, el cual podría relacionarse con la correspondiente disminución de la diferencia en longitudes con el método español. Respecto de la producción de carne resulta interesante constatar que, en sistemas de cultivo con modalidad de desdoble como el usado,

la biomasa cosechable expresada por metro de cuerda inicial (cuerdas de cría) puede ser superior a la biomasa expresada como biomasa de carne por metro de cuerda. Esto se debe a que la primera forma de expresión incluye en su cálculo a la razón de desdoble empleada en el armado de las cuerdas de engorde. En consecuencia este valor constituye un indicador de la producción final en un long-line o batea que implique desdoble. En otros trabajos, como el de Zaixso & Bala (1983), el análisis se refiere exclusivamente al período de engorde o a cultivos sin modalidad de desdoble, por lo que es válido referir los resultados directamente a metro de cuerda. Los efectos del desdoble sobre la producción debido al aumento del crecimiento y de la supervivencia han sido señalados repetidamente (Korringa, 1976; Mason, 1976; Zaixso & Díaz, 1983, Ceccherelli & Barboni, 1983); pero su efecto más importante y obvio sobre la producción lo constituye la multiplicación de cuerdas por desdoble. A partir de los resultados obtenidos en el presente trabajo un cálculo aproximado llevado a cabo sobre 200 cuerdas iniciales de cría de 8 m de largo sobre 12 meses de cultivo (correspondiente a 476 cuerdas de engorde en el método español y 552 en el francés) da por resultado una biomasa cosechable de 15,7 Tm para el método francés y de 13,5 Tm para el método español. La conveniencia económica y facilidad de implementación de los métodos de encordado estudiados ha sido considerada en González (1973) y reseñada en Zaixso & Bala (1993); estos últimos consideran que, en líneas generales ambos métodos tienen un costo semejante con variaciones menores debidas al país y a los materia-

les utilizados, y que la rapidez en la confección de las cuerdas depende fundamentalmente de la práctica adquirida por los encordadores. Actualmente el método de encordado español practicado en Galicia, pese a su aparente complejidad, se halla semimecanizado, facilitando el armado de cuerdas (Zaixso, obs. pers.). Consideramos que es interesante, por sus implicaciones prácticas, profundizar el estudio de las condiciones iniciales en los encordados de cultivo, particularmente en lo que se refiere a los factores que influyen en la movilización de los mejillones; en los potenciales daños ocasionados por las redes y en el desarrollo de mejoras para la sustentación de los aglomerados de individuos.

#### AGRADECIMIENTOS

Se agradece la valiosa ayuda de campo prestada por los técnicos Miguel A. Díaz y Hugo García, sin cuyo concurso este trabajo no hubiera sido posible. Se agradece asimismo a la Dra. Alicia Boraso por la lectura crítica del original y por sus acertadas sugerencias y a los revisores anónimos del manuscrito por sus valiosas acotaciones.

#### LITERATURA CITADA

- ANDREU, B. 1960. Ensayos sobre el efecto de la luz en el ritmo de crecimiento del mejillón (*Mytilus edulis*) en la ría de Vigo. Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural (Biología) 58:217-236.
- ANDREU, B. 1976. El cultivo del mejillón en Europa. II. Aspectos biológicos y ecológicos; enemigos y parásitos. En: Seminarios de Biología Marinha 47: 23-35. J. E. Lunetta y M. Gempel (ed.). Anais de Academia brasileira de Ciências.
- BERTOLOTTI, M. S., M. L. LASTA & E. A. ZAMPATTI, 1986. Cultivo experimental de mejillón (*Mytilus edulis platensis*): Características biológicas, técnicas y análisis económico de la actividad. La industria cárnica latinoamericana: 42-54.
- BRUZONE, J. H. 1982. Funciones del pie en MYTILUS EDULIS CHILENSIS (Hupé). Physis (Buenos Aires), Secc. A, 41 (100): 51-61.
- CECCHERELLI, V. U. & A. BARBONI, 1983. Growth, survival and yield of MYTILUS GALLOPROVINCIALIS Lamk. on fixed suspended culture in a bay of the Po River Delta. Aquaculture 34: 101-114.
- FIGUERAS, A. 1979. Cultivo del mejillón, *Mytilus edulis*, y posibilidades para su expansión. En: Advances in aquaculture: 361-371. T. Pillay y W. Dill (ed.) FAO Technical Conference on Aquaculture, Kyoto, Japón, 1976.
- GONZÁLEZ, L. M. 1973. Comparación entre el sistema español de encordar mitílicos y el sistema francés, actualmente en experimentación. Instituto de Fomento Pesquero, Chile, Circular 82, 10 pp.
- HERITAGE, G. D. 1983. A blue mussel, (*Mytilus edulis Linnaeus*), culture pilot project in South coastal British Columbia. Canadian Technical Report

Fisheries and Aquatic Sciences, 1174, vii + 27 pp.

HERNÁNDEZ, C. & R. BECERRA, 1997. Primeros antecedentes sobre fuerza del biso y capacidad de desplazamiento en cholga *Aulacomya ater* (Molina, 1782) (Mollusca, Mytilidae). Revista de Biología Marina y Oceanografía (Chile), 32 (1): 1-10.

KORRINGA, P. 1976. Farming marine organisms low in the food chain. A multidisciplinary approach to edible seaweed, mussel and clam production. Elsevier Scient. Publ. Co. Amsterdam, 264 pp.

LUCAS, A. 1976. La mytiliculture. En: Oceanographie biologique appliquee: 245-247. P. Bougis (Ed.) Masson et Cie. Eds., París.

MARIÑO, J., A. PÉREZ & A. ROMÁN. 1982. El cultivo del mejillón (*Mytilus edulis* L.) en la ría de Arosa. Boletín Instituto Español de Oceanografía 7: 297-308.

MASON, J. 1976. Cultivation. En: Marine mussels: their ecology and physiology: 385-410. B. L. Bayne (ed.) Cambridge University Press, London.

SIEGEL, S. 1979. Estadística no paramétrica aplicada a las ciencias de la conducta. Ed. Trillas, México, 346 pp.

SOKAL, R. R. & F. J. RHOLF, 1995. Biometry, the principles and practice of statistics in biological research. Third Edition. W. H. Freeman & Co., New York, 887 pp.

TRANCART, M. 1978. Biologie et possibilites d'exploitation de *Mytilus platensis* d'Orb. dans le golfe San José, Penninsule Valdés, Argentine. These de Doctorat 3eme Cicle, Oceanologie, Univ. Aix Marseille II, 86 pp.

ZAIKSO, H. E. & L. O. BALA, 1993. Crecimiento de mejillones cultivados en encordados franceses y españoles. Naturalia patagónica, Ciencias Biológicas 1: 8-21.

ZAIKSO, H. E. & M. A. DIAZ, 1993. El cultivo del mejillón según la tecnología española y su adaptabilidad a aguas argentinas. Naturalia patagónica, Reportes Técnicos 1, 121 pp.

ZAIKSO, H. E. & Z. I. LIZARRALDE, 1994. Efecto del tamaño de malla sobre el crecimiento y sobrevivencia del mejillón (*Mytilus platensis* d'Orb.) en cultivos con encordados franceses. Biología Pesquera 23: 49-57.

ZAIKSO, H. E., R. ELIAS & J. H. BRUZONE, 1978. Algunos factores que afectan la formación de filamentos bisales en *Aulacomya ater ater* (Molina). Physis (Buenos Aires), Secc. A, 38 (95): 19-30.

ZAIKSO, H. E., C. T. PASTOR & J. H. VINUESA, 1976. Observaciones preliminares sobre el crecimiento de *Mytilus edulis chilensis* Hupé en condiciones de cultivo. Centro de Investigaciones de Biología Marina, Buenos Aires, Contribución Técnica 25, 12 pp.





**USO DE UN RANGO DE CAPTURAS LÍMITES PARA DETERMINAR CAPTURAS TOTALES PERMISIBLES.****USING A RANGE OF CAPTURE LIMITS TO DETERMINE TOTAL ALLOWABLE CATCHES.**

---

*Luis Cubillos S., Aquiles Sepúlveda O., Aldo Hernández R. y Leonardo Miranda A.*

**RESUMEN**

Con el objeto de determinar capturas totales permisibles (CTP), se propone el uso de un rango de capturas definido entre valores mínimos y máximos aceptables. El límite superior ( $Y_{max}$ ) debe fijarse sobre la base de criterios biológicos, mientras que criterios sociales y económicos deben ser considerado para fijar el límite inferior ( $Y_{min}$ ). El enfoque que se propone con el uso de un rango de capturas límites es determinar explícitamente cual es el nivel de captura recomendable según la incertidumbre en la estimación de una CTP, que esté dentro del rango, y que tenga un riesgo dado (probabilidad) de no superar  $Y_{max}$  y un nivel de riesgo calculado que la CTP sea menor que  $Y_{min}$ . De esta manera, cuando la incertidumbre en la estimación de la CTP tiende a ser mayor, la nueva CTP -basada en un nivel de riesgo mínimo aceptado (e.g. 10%) que la CTP actual excederá  $Y_{max}$ -, tenderá a ser más baja y más cercana a  $Y_{min}$ , produciendo un mayor riesgo para la pesquería. Las ventajas del uso de un rango de capturas límites son promover metodologías de evaluación más precisas y exactas para minimizar los riesgos para la pesquería (límite inferior). En otras palabras, para minimizar la presión política, económica y social por aumentar las cuotas anuales de captura.

*Palabras clave:* Puntos de referencia límites y blancos, manejo de pesquerías, capturas totales permisibles.

**ABSTRACT**

In order to determine total allowable catch (TAC), the use of a range of catches defined between acceptable minimum and maximum values is proposed. The upper limit of the range should be fixed using biological criteria, while social and economic criteria should be considered to fix the lower limit of catch. New values of TAC can be estimated using an acceptable level of risk (chosen by managers), expressed as a probability that the upper limit will be exceeded, and a given level of uncertainty of the current estimate of TAC (e.g. expressed as its coefficient of variation). In addition, the level of risk that TAC will be lower than the inferior limit of catch can be calculated (risk for the fishery). In this way, when the uncertainty in the estimation of TAC tends to be larger, the new TAC estimates, based on a given minimum level of risk (e.g. 10%) that current TAC will exceed the upper limit, will tend to be lower and closer to the lower limit of the range yielding a larger level of risk for the fishery. The advantages of the use of a

range of catch limits is promote better precision and accuracy in the results of stock assessment methodologies in order to minimize the risk for the fishery (lower limit). In other words, to minimize the political, economic and social pressure to increase annual quotas.

*Key words:* Targets reference points, Limit reference points, fishery management, total allowable catches.

· Fecha de recepción: 04-05-99

· Fecha de aceptación: 05-08-99

## INTRODUCCIÓN

En el análisis de muchas pesquerías, los objetivos biológicos de manejo se han desarrollado para guiar científicamente la explotación de un stock a un nivel recomendable: un punto biológico de referencia blanco (PRB). Para fijar dicho nivel recomendable, se deben analizar adecuadamente los criterios biológicos, los datos disponibles y la metodología de evaluación que se utilizará para cuantificar los indicadores de la situación del stock. Sin embargo, muchas veces la estimación de los indicadores de la situación del stock y la estimación de los puntos de referencia blanco puede ser muy imprecisa, con el consiguiente riesgo de superar el nivel recomendado de explotación. Sólo recientemente se ha puesto una mayor atención a los puntos de referencia límites (PRL), que definen una situación no deseable para la pesquería o el recurso, tal como las cantidades asociadas al máximo rendimiento sostenido (ver Caddy & Mahon, 1995; García, 1997; Rosenberg & Restrepo, 1997).

Usualmente, en el análisis de muchas pesquerías las decisiones de manejo se basan en los siguientes aspectos: (a) diagnóstico de la situación del recurso, donde se emplean modelos de evaluación que utilizan información biológica y pesquera (captura por edad, fecundidad, pesos promedio, mortalidad natural, biomasa estimada por cruceros

de evaluación, esfuerzo de pesca, etc.); (b) comparación de la situación actual con estados óptimos proyectados a partir del modelo de evaluación utilizado; (c) proyección de corto y mediano plazo de las variables que serán controladas para alcanzar dicho óptimo. A su vez, debido a que el esfuerzo de pesca es difícil de regular directamente, usualmente la explotación se controla indirectamente a través de cuotas anuales de captura, ya que esta variable se puede vigilar con mayor precisión que otras dentro del ciclo anual.

Una cuota de captura usualmente se basa en capturas totales permisibles (CTP), estimadas bajo criterios de explotación biológicamente aceptables. Actualmente, es cada vez más habitual realizar un análisis de riesgo de la CTP estimada sobre la base de un PRB (Restrepo et al., 1992; Powers & Restrepo, 1993). Bajo esta modalidad, un criterio muy utilizado es adoptar la CTP asociada a un nivel del 10% de riesgo, con el objeto de tener una chance de sólo 10 en 100 de alcanzar el nivel de explotación recomendado. Este argumento supone implícitamente que no hay ninguna chance de que la captura intentada se ajuste exactamente al nivel de cuota recomendado, pudiéndose superar o no la cuota establecida. Por otra parte, criterios como el descrito no toman

en cuenta los riesgos para la pesquería y para el stock. En efecto, puede ocurrir que la cuota recomendada sea demasiado baja con el consiguiente efecto social y económico, lo que podría poner en riesgo la viabilidad de la actividad pesquera en todos sus aspectos. Asimismo, y a pesar que la CTP se basa en un nivel recomendable de explotación, su magnitud también podría ser alta y atentar contra la biomasa del stock (Megrey et al., 1993).

En este trabajo, nosotros analizamos el uso de un rango de capturas límites para determinar capturas totales permisibles, tratando de minimizar el riesgo para el stock y cuantificar el riesgo para la pesquería. Los límites del rango de capturas deben ser fijados en base a estos dos tipos de riesgo existente en la explotación de un recurso pesquero: (a) riesgo para el stock, que es la probabilidad de que el tamaño poblacional disminuya por debajo de niveles que permitan mantener el reclutamiento en un nivel promedio y sustentable; y (b), riesgo para la pesquería, que es la probabilidad de que las capturas disminuyan por debajo de niveles que permitan mantener la actividad pesquera. Estos dos tipos de riesgo son importantes, el primero está presente en todo análisis biológico de la situación del recurso, mientras que el segundo tiene que ver con aspectos sociales y económicos derivados de la explotación comercial del recurso.

El objetivo del uso de un rango de capturas límites para una pesquería dada es resguardar que las CTPs y, por ende, los niveles de cuota que se recomienden contengan una cantidad mínima de riesgo para el stock y una cantidad conocida para la pesquería, suponiendo que la mayor incertidumbre estará en las estimaciones de CTP basada en puntos de referencia blanco.

## MATERIALES Y METODOS

Se sigue y utiliza el enfoque de Caddy & McGarvey (1996), quienes ofrecen una metodología para utilizar simultáneamente los conceptos de puntos de referencia blanco y puntos de referencia límites. Detrás del enfoque, se supone que se ha logrado algún acuerdo sobre los límites máximos y mínimos de captura a los que podría estar sujeto un recurso pesquero dado, el cual nosotros denominaremos  $Y_{max}$  e  $Y_{min}$ , respectivamente. El nivel máximo de captura fija el límite superior del rango y debería ser una cantidad límite que no ponga en riesgo al tamaño del stock, probablemente fijado como un punto de referencia límite o zona roja. Criterios biológicos se deben considerar para su estimación. A su vez, debe establecerse algún límite inferior que no ponga en riesgo a la pesquería. Este nivel inferior,  $Y_{min}$ , fija el límite inferior del rango y debe ser entendido como el nivel de captura minimum minimorum que podría permitir la viabilidad de la pesquería. Criterios sociales y económicos deberán ser considerados en su estimación.

Estos límites deben ser considerados como referencias exactas (sin varianza). De esta manera, la problemática estará centrada simplemente en la incertidumbre de estimación de las capturas totales permisibles (CTP).

El enfoque que se propone con el uso de un rango de capturas límites es determinar explícitamente cuál es el nivel de captura recomendable dada la incertidumbre en la estimación de una CTP dada, que esté dentro del rango y que tenga un riesgo dado (probabilidad) que no sea mayor a  $Y_{max}$  y un nivel de riesgo calculado que la CTP no sea inferior a  $Y_{min}$ . Se supone los siguientes aspectos para un recurso pesquero hipotético:

a) El rango de capturas está dado por  $Y_{min} = 1800$  e  $Y_{max} = 3000$  ton, los cuales son límites sin varianza,

b) La incertidumbre en la CTP es descrita por una distribución normal con media CTP<sub>prom</sub> y desviación estándar conocida ( $\sigma$ ),

c) La incertidumbre en la CTP, alrededor de CTP<sub>prom</sub>, es conocida y representada por la desviación estándar o el coeficiente de variación ( $CV = \sigma / CTP_{prom}$ ),

d) El ente administrador tiene acordado un cierto nivel de riesgo (probabilidad) de no exceder el límite superior del rango, i.e. la probabilidad de que el valor de CTP sea mayor que Y<sub>max</sub> ( $P1: CTP > Y_{max}$ ); y,

e) La probabilidad que la CTP determinada sea menor que Y<sub>min</sub> ( $P2: CTP < Y_{min}$ ) puede ser calculada.

En el punto (d), se asume la probabilidad que la CTP ha sido subestimada y que realmente

podría ser mayor que Y<sub>max</sub>, mientras que en el punto (e), se asume la probabilidad que la CTP ha sido sobreestimada y realmente es menor que Y<sub>min</sub>.

De acuerdo con estos supuestos, es posible estimar una nueva magnitud de CTP<sub>prom</sub>. El nuevo valor de CTP<sub>prom</sub> puede ser diferente del nivel de CTP<sub>prom</sub> calculado a partir del nivel recomendable de explotación, ya que estará referido a los límites del rango, a la incertidumbre de su estimación (CV) y al nivel de probabilidad dado de no exceder Y<sub>max</sub>. Con el objeto de lograr la nueva estimación de CTP<sub>prom</sub>, se utilizó la aproximación a la solución de la ecuación normal dada por Abramowitz & Stegun (1970 fide Caddy & McGarvey, 1996), i.e.,

1)...

$$CTP_{prom} = \frac{Y_{max}}{1 + CV \left( t - \frac{2,30753 + 0,27061t}{1 + 0,99229t + 0,04481t^2} \right)}$$

donde:

$$t = \left( \ln \left[ \frac{1}{\{P(CTP > Y_{max})\}^2} \right] \right)^{1/2}$$

En esta ecuación, CTP<sub>prom</sub> es dependiente del coeficiente de variación (CV) y del valor dado de probabilidad,  $P(CTP > Y_{max})$ . Esta solución ofrece tres dígitos significativos. En consecuencia, se utiliza Y<sub>max</sub> como referencia para determinar el nuevo valor de CTP<sub>prom</sub>, y a partir de éste se determina  $P(CTP < Y_{min})$ . Bajo este esquema puede ocurrir lo siguiente:

a)  $P(CTP < Y_{min}) > P(CTP > Y_{max})$ , donde el riesgo para la pesquería es mayor que el ries-

go para el stock,

b)  $P(CTP < Y_{min}) = P(CTP > Y_{max})$ , donde la CTP fijada tendrá igual riesgo para la pesquería y para el stock, y

c)  $P(CTP < Y_{min}) < P(CTP > Y_{max})$ , donde el riesgo para el stock es mayor que el riesgo para la pesquería.

Estos tres casos son discutidos en relación con niveles de riesgo adoptados para el stock y las consecuencias para la pesquería y la evaluación de stock.

**RESULTADOS**

Bajo la ecuación normal, la probabilidad que un valor de CTP exceda el límite superior de captura ( $Y_{max}$ ), en relación con la CTP promedio ( $CTP_{prom}$ ), queda definida por:

Dado que en la Ecuación (2), la probabilidad se cuantifica para todos los valores alternativos e igualmente probables de CTP ( $Y_{max}$ , y ya que es menos probable conocer el valor absoluto de la desviación estándar que como una fracción de  $CTP_{prom}$ , el coeficiente de variación

2)...

$$P(CTP > Y_{max}) = \int_{CTP=Y_{max}}^{\infty} (1/\sqrt{2\pi}\sigma) \exp(-(CTP - CTP_{prom})^2 / 2\sigma^2)$$

P1:	CV( $CTP_{prom}$ )					
$CTP > Y_{max}$	0.05	0.1	0.2	0.3	0.4	0.5
30%	2924	2851	2717	2594	2482	2379
20%	2879	2768	2569	2397	2246	2113
15%	2852	2719	2486	2290	2122	1977
10%	2820	2660	2388	2168	1984	1829
5%	2772	2576	2258	2009	1810	1646
P2: $CTP < Y_{min}$						
30%	0%	0%	5%	15%	25%	31%
20%	0%	0%	7%	20%	31%	38%
15%	0%	0%	8%	24%	35%	43%
10%	0%	0%	11%	29%	41%	49%
5%	0%	0%	16%	36%	49%	57%

**Tabla 1.** Estimaciones de capturas totales permisibles ( $CTP_{prom}$ ) en relación con un nivel dado de incertidumbre ( $CV(CTP_{prom})$ ) y de riesgo ( P1:  $CTP > Y_{max}$ ) de que la CTP exceda el límite superior de capturas ( $Y_{max}=3000$  ton), y estimación del riesgo (P2:  $CTP < Y_{min}$ ) de que la CTP sea menor al límite inferior de capturas ( $Y_{min}=1800$  ton).

Estimates of total allowable catch ( $CTP_{prom}$ ) in relation to the coefficient of variation of CTP ( $CV(CTP_{prom})$ ) and to the risk ( P1:  $CTP > Y_{max}$ ) that current CTP exceeds the upper limit of catch ( $Y_{max}=3000$  ton), and estimates of the risk (P2:  $CTP < Y_{min}$ ) that current CTP does not achieve the lower limit of catch ( $Y_{min}=1800$  ton).

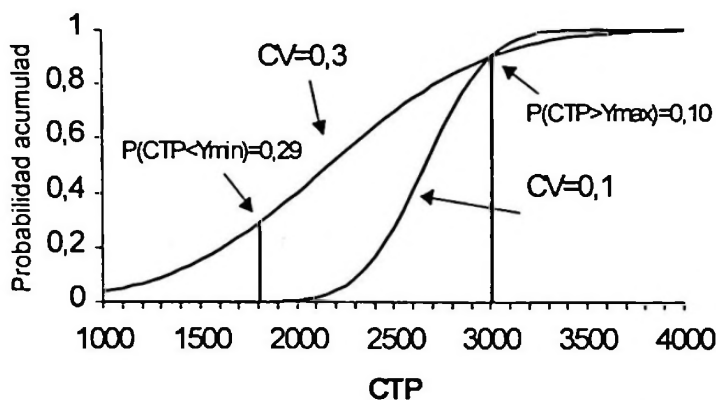


Figura 1. Curvas de riesgo asociadas con la estimación de CTPprom utilizando un CV = 0,10 y 0,30 para la incertidumbre de estimación de CTP, un nivel de riesgo de 10% para el stock ( $P(CTP > Y_{max})$ ) y riesgos calculados para la pesquería ( $P(CTP < Y_{min})$ ) (Tabla 1).

Risk curves related to the estimates of CTPprom, obtained by using a CV = 0.10 and 0.30 and a risk of 10% for  $P(CTP > Y_{max})$ . A computed risk for the fishery ( $P(CTP < Y_{min})$ ) is shown (see Table 1).

( $=CV(CTP_{prom})$ ) se puede utilizar para reemplazar ( en la Ecuación (2) y resolver para CTPprom. Así, el nuevo valor de CTPprom es sólo función de la probabilidad  $P(CTP > Y_{max})$  y el coeficiente de variación CV, tal como queda definido en la Ecuación (1) utilizada al efecto.

Una vez estimado el nuevo valor de CTPprom, sobre la base de  $Y_{max}$ ,  $P(CTP > Y_{max})$  y CV, se debe calcular la probabilidad para  $Y_{min}$ , la cual en términos de la ecuación normal, se define por:

Esta probabilidad debe ser cuantificada una vez estimado CTPprom, con el objeto de cuantificar los riesgos para la pesquería, en función del nuevo valor de CTPprom y su nivel de incertidumbre ( $=CV(CTP_{prom})$ ). En el caso del recurso hipotético, en la Tabla 1 se muestran los nuevos valores de CTPprom para niveles dados de probabilidad de 5, 10, 15, 20 y 30% de superar  $Y_{max}$  y valores de CV de 5, 10, 20, 30, 40 y 50% como niveles de incertidumbre asociados con la estimación de CTPprom. A su vez,

3)...

$$P(CTP < Y_{min}) = \int_{-\infty}^{CTP=Y_{min}} (1/\sqrt{2\pi}\sigma) \exp(-(CTP - CTP_{prom})^2 / 2\sigma^2)$$

dado los nuevos valores de CTPprom, se utilizó la Ecuación (3) para calcular la probabilidad de que cada nuevo valor de CTPprom sea inferior a  $Y_{min}$ . La Figura 1, ilustra los resultados según  $P(CTP > Y_{max})=0,10$  para dos valores de CV y el riesgo calculado para la pesquería.

## DISCUSIÓN

Si la incertidumbre en la estimación de las capturas totales permisibles es alta, la captura intentada podría ser mayor o menor que esta referencia. En este contexto, el uso de un punto de referencia blanco no resguarda por

sí mismo que el nivel de explotación recomendado sea alcanzado. Pequeñas perturbaciones, accidentales o no, producirán desviaciones positivas o negativas alrededor del nivel de captura intentado. De esta manera, el uso de un nivel de referencia límite (sin varianza) permite determinar de mejor manera un nuevo valor de CTP en función de su propia incertidumbre y del nivel de riesgo acordado de no superar el límite superior (Caddy & Mahon, 1995; Caddy & McGarvey, 1996).

La diferencia en el enfoque es que mientras la captura intentada (CTP) está basada en un nivel óptimo de explotación de acuerdo con los objetivos de manejo, el límite superior absoluto de captura está asociado con el límite de la zona roja que pone en peligro al stock. Por lo tanto, el límite superior se basa en criterios biológicos y las CTP deberían ser inferiores a dicho límite máximo. ¿Qué tan inferiores de la zona roja deberían ser las CTP?, tan bajas como sea necesario para mantener una baja probabilidad de superar el límite superior en función de la incertidumbre existente en la determinación de cualquier CTP. Sin embargo, si la incertidumbre es alta, las CTP podrían ser muy bajas, razón por la cual es necesario fijar un límite inferior de captura que no ponga en riesgo a la actividad pesquera en todos sus aspectos.

En nuestro ejemplo hipotético, si el ente administrador adopta un nivel de riesgo del 10% de que la CTP no supere el límite máximo de captura, y las CTP están siendo estimadas con un coeficiente de variación del 20%, la CTP determinada para el ejemplo hipotético es de 2388 ton; pero con un nivel de riesgo calculado de 11% de que las capturas podrían ser menores que el límite inferior (Tabla 1). En otras palabras, existe un 90% de probabilidad de que dicha CTP no supere el límite superior de 3000 ton resguardando el riesgo para el stock. Sin embargo, existe un 11% de ries-

go para la pesquería de no alcanzar el límite inferior de 1800 ton.

Si la incertidumbre es mayor y se desea mantener un bajo riesgo para el stock, la CTP estimada estará más cerca del límite inferior del rango, con un mayor riesgo para la pesquería. Cuando la incertidumbre de estimación de CTP es menor, digamos asociada a un  $CV < 10\%$ , entonces en el ejemplo dado no existirán riesgos para la pesquería. Este solo hecho debería favorecer el desarrollo de la investigación orientada a la búsqueda de modelos de evaluación más exactos y precisos, ya que bajo la aplicación de dichos modelos las CTP serán menos inciertas, y por lo tanto los riesgos para la pesquería serán siempre menores a los riesgos para el stock, i.e.,  $P(CTP < Y_{min}) \ll P(CTP > Y_{max})$ . Por otra parte, cuando las CTP son más inciertas ( $CV > 30\%$ ), para un nivel bajo de riesgo para el stock (e.g., 10%), los riesgos para la pesquería podrían ser mayores a dicho nivel mínimo aceptable para el stock, i.e.,  $P(CTP < Y_{min}) \gg P(CTP > Y_{max})$ . En consecuencia, el uso de un rango de capturas límites tiene la ventaja de promover la utilización de metodologías de evaluación y de estimación de CTPs más precisas para evitar riesgos potencialmente altos para la pesquería. Además, el uso de un rango de capturas límites permite asegurar que las CTPs determinadas anualmente queden dentro de dicho rango, con una probabilidad mínima acordada (e.g., 10%) de poner en riesgo al stock y una probabilidad calculada de poner en riesgo a la pesquería. Usualmente, en el asesoramiento científico, sólo criterios biológicos se consideran para la estimación de las CTPs. Si a la recomendación de una CTP se le agrega el riesgo que podría tener la industria o los pescadores, entonces la presión política, económica y social por aumentar las cuotas recomendadas podría minimizarse evitando conflictos entre los usuarios del recurso y el ente

administrador.

Se podrá argumentar que en una pesquería sobredimensionada, fijar un límite inferior no tiene sentido ya que la probabilidad de superar el límite inferior será siempre mayor que de no alcanzarlo. Esto es probablemente cierto, razón por la cual la adopción del uso de un rango de capturas límites debe tratar de ser implementado antes que problemas asociados con la sobrecapitalización y la sobreexplotación ocurran. En efecto, se supone que el estado de sobreexplotación ocurre debido a que las modalidades o la intensidad de explotación actual supera los límites asociados con la zona roja y que el grado de agotamiento del recurso determina acciones de manejo diferentes a lo propuesto en este trabajo (i.e., régimen de pesquería en recuperación). Por lo tanto, el enfoque del uso de un rango de capturas límites debería implementarse antes que ocurran problemas de sobreexplotación. El Código para la conducta de una pesca responsable de la FAO sugiere que cada nación debería determinar puntos de referencia blancos para cada stock y también puntos de referencia límites. Las definiciones de sobreexplotación biológica deberían estar asociadas con los puntos de referencia límites, tal como el máximo rendimiento sostenido. La discusión que debe emerger, por lo tanto, es cómo fijar dichos puntos de referencia límites para cada stock y cómo mejorar la precisión y exactitud de las metodologías de evaluación para minimizar la incertidumbre en las variables control.

## LITERATURA CITADA

ABRAMOWITZ, M. & I.A. STEGUN. 1970. Handbook of mathematical functions. Dover, New York.

CADDY, J.F. & R. MAHON. 1995. Reference points for fisheries management. FAO Fisheries Technical Paper 347: 83 p.

CADDY, J.F. & R. MCGARVEY. 1996. Targets or limit for management of fisheries?. North American Journal of Fisheries Management 16:479-487.

GARCÍA, S.M. 1997. The precautionary approach to fisheries and its implications for fishery research, technology and management: an updated review. In: Precautionary approach to fisheries, Part 2: Scientific papers, FAO Fisheries Technical Paper 350, Part 2, p. 1-76.

MEGREY, B.A., A.N. HOLLOWED & R.T. BALDWIN. 1993. Sensitivity of optimum harvest strategy estimates to alternative definitions of risk. ICES C.M. 1993/D:38, Statistical Committee, 14 p.

POWERS, J.E. & V.R. RESTREPO. 1993. Evaluation of stock assessment research for Gulf of Mexico king mackerel: benefits and costs of management. North American Journal of Fisheries Management, 13:15-26.

RESTREPO, V.R., J.M. HOENING, J.E. POWERS, J.W. BAIRD & S.C. Turner. 1992. A simple simulation approach to risk and cost analysis, with applications to swordfish and cod fisheries. Fish. Bull. U.S., 90:736-748.

ROSENBERG, A.A. & V.R. RESTREPO. 1997. Precautionary management reference points and management strategies. In: Precautionary approach to fisheries, Part 2: Scientific papers, FAO Fisheries Technical Paper 350, Part 2, p. 129-158.





# Biología Pesquera

UNIVERSIDAD CATOLICA  
DE LA SANTISIMA CONCEPCION



INDICE N° 27

1 9 9 8

**Pastor de Ward, C.T.**

Comparison of carbon and nitrogen content in natural and *Aulacomya atra* (Molina) biodeposits. *Comparación del contenido de carbono y nitrógeno en biodepositos naturales de Aulacomya atra (Molina)* ..... 3 - 18

**Ciocco, N.F. y M.A. Monsalve**

La vieira tehuelche, *Aequipecten tehuelchus* (D'Orb., 1846), del Golfo San José (Argentina): captación de postlarvas durante el colapso de la pesquería. *The tehuelche scallop, Aequipecten tehuelchus (D'Orb., 1846), from San José Gulf (Argentina): spats settlement during the collapse of the fishery* ..... 19 - 30

**Lizarralde, Z.I.**

Variaciones mensuales en el asentamiento de semilla de cholga (*Aulacomya atra atra* Molina) sobre colectores artificiales en el Golfo San José, Argentina. *Monthly changes in mussel spat (Aulacomya atra atra Molina) settlement on artificial collectors in the San José Gulf, Argentina* ..... 31 - 38

**Zaixso, H.E. y Z.I. Lizarralde**

Efecto del método de encordado sobre el crecimiento y la pérdida de mejillones (*Mytilus platensis* D'Orb.) en cultivos suspendidos. *Effect of spanish and french netting methods on growth and losses of suspended cultured mussels (Mytilus platensis D'Orb.)* ..... 39 - 52

**Cubillos, L., A. Sepúlveda, A. Hernández y L. Miranda**

Uso de un rango de capturas límites para determinar capturas totales permisibles. *Using a range of capture limits to determine total allowable catches*..... 53 - 60

