

## INFLUENCIA DO CAMBIO CLIMÁTICO NO CULTIVO DE MEXILLÓN DAS RÍAS GALEGAS

X. A. Álvarez-Salgado<sup>1</sup>, M. J. Fernández-Reiriz<sup>1</sup>, U. Labarta<sup>1</sup>, R. Filgueira<sup>1</sup>,  
L. Peteiro<sup>1</sup>, F. G. Figueiras<sup>1</sup>, S. Piedracoba<sup>2</sup> e G. Rosón<sup>2</sup>

<sup>1</sup> CSIC Instituto de Investigacións Mariñas

Eduardo Cabello 6, 36208 Vigo.

Correo\_e: xsalgado@iim.csic.es

<sup>2</sup> Universidade de Vigo

Campus de Lagoas-Marcosende, 36200 Vigo.

### RESUMO

Neste traballo preséntanse posibles evidencias, directas ou indirectas, do cambio climático sobre o cultivo do mexillón *Mytilus galloprovincialis* en batea, que se realiza de forma extensiva nas rías galegas desde mediados do século XX. Os cambios detectados no réxime de ventos que sopran sobre a plataforma continental, cunha redución significativa da duración do período favorable ao afloramento nun 30% e da súa intensidade nun 45% nos últimos 40 anos, ten un efecto directo tanto sobre o crecemento deste organismo filtrador de material bioxénico en suspensión como sobre a recorrencia das proliferacións de microalgas nocivas, aspectos ambos que determinan o cultivo e comercialización desta especie en Galicia. Establecendo relacións paramétricas de indicadores de crecemento do mexillón cultivado nas rías galegas –como o tamaño (L), peso (W) e índice de condición (IC)– e dos días ao ano que as zonas de cultivo están pechadas á extracción por causa da acumulación de biotoxinas na carne de mexillón (D), con variables derivadas da velocidade do vento na plataforma continental galega, reconstrúese a evolución de L, W, IC e D nos pasados 40 anos. A maiores, preséntase unha escolma de estudos sobre os límites de tolerancia do xénero *Mytilus* á temperatura, salinidade e pH, variables ambientais sensibles ao cambio climático.

### SUMMARY

Possible evidence for the effects of climate change on the extensive culture of blue mussels in the Galician Rías are shown in this chapter. The significant reduction observed in the extension (by 30%) and intensity (by 45%) of the upwelling season over the last 40 years directly affects the growth rate of these suspension feeders as well as the occurrence of harmful microalgae in these ecosystems. Parametric relationships are established between mussel growth indicators –length (L), weight (W) and condition index (IC)– or the number of days per year that the mussel rafts are close to extraction because of the accumulation of harmful microalgae (D) with variables derived from coastal wind speed. L, W, IC and D are then reconstructed over the last 40 years. In addition, tolerance limits of the genus *Mytilus* to environmental variables sensitive to climate change (temperature, salinity and pH) are also presented.

### INTRODUCCIÓN

O cultivo extensivo do mexillón *Mytilus galloprovincialis* comezou en Galicia no ano 1945, cando Alfonso Ozores Saavedra, propietario de Viveiros del Rial, instalou na ría de Arousa a

primeira batea. Os esperanzadores resultados que obtivo fixeron que ao ano seguinte se fondearan 10 bateas no dique do porto de Vilagarcía de Arousa. En 1949 iniciáronse as fondeaduras na ría de Vigo, estendéndose en 1954 ás localidades de Cambados, O Grove e A Pobra do Caramiñal na ría de Arousa, a Bueu na ría de Pontevedra e a Redondela na ría de Vigo. En 1955 instaláronse bateas na ría de Ares-Betanzos e, finalmente, en 1956 chegaron á ría de Muros. Na actualidade hai 105 bateas en Ares-Betanzos, 118 en Muros-Noia, 2.292 en Arousa, 346 en Pontevedra e 478 en Vigo, distribuídas nas zonas amosadas na figura 1, que producen unhas 250.000 toneladas de mexillón, o 15% da produción mundial, creando 11.000 empregos directos (Labarta e col., 2004).

A potencialidade do mexillón para o cultivo radica, ademais de en ser un organismo sésil, na súa condición de filtrador, que lle permite explotar a materia orgánica en suspensión na columna de auga, principalmente fitoplancto, evitando os gastos relacionados coa súa alimentación. O aproveitamento enerxético que o mexillón é quen de facer ante os cambios no alimento dispoñible que ocorren nas rías determina o seu crecemento. No contexto das rías galegas a estimación da entrada de enerxía depende fundamentalmente da taxa de aclaramento, que é un indicador da cantidade de alimento retido por cada mexillón, e que presenta unha resposta relativamente estable en torno aos 4 litros por hora (Filgueira, 2007). A transformación da enerxía adquirida en novos tecidos pode avaliarse a través de indicadores como o tamaño (L), o peso (W) ou o chamado índice de condición (IC), porcentaxe relativa do contido en carne do animal. Todos estes indicadores están relacionados cos cambios das condicións ambientais (Blanton e cols., 1987; Pérez-Camacho e cols., 1995; Babarro e cols., 2000; Peteiro e cols., 2006), que á súa vez veñen determinadas pola frecuencia e intensidade dos episodios de afloramento costeiro e polas achegas de auga continental ás rías (capítulo 14). As rías galegas constitúen un marco idóneo para o cultivo de mexillón, xa que a interacción entre o afloramento costeiro e o patrón de circulación das rías ten como resultado a combinación de tempos de renovación relativamente curtos cunha elevada produción fitoplanctónica (Figueiras e cols., 2002). No capítulo 13 mostrouse que a duración do período en que dominan os ventos de compoñente norte, favorables ao afloramento, se reduciron nun 30% e a súa intensidade nun 45% nos últimos 40 anos. ¿Afectou este cambio no réxime de ventos ao crecemento dos mexillóns cultivados en batea e, polo tanto, á explotación e comercialización deste recurso?

As condicións hidrográficas e dinámicas tamén son a causa das proliferacións de microalgas nocivas, vulgarmente coñecidas como mareas vermellas (capítulo 16), que provocan o peche das zonas de cultivo á extracción do mexillón nas rías, coas conseguíntes repercusións económicas sobre o sector, que se cifraron nunhas perdas de 56 a 225 millóns de euros por ano entre 1989 e 1998 (ECOARM, 2003). En Galicia son frecuentes os episodios de DSP (*diarrheic shellfish poisoning*, toxina diarreica) causados polos dinoflaxelados *Dinophysis acuminata* e *D. acuta* (Reguera e cols., 2003). *D. acuminata*, aínda que en baixas concentracións, está sempre nas rías durante o período de afloramento, mentres que *D. acuta* aparece durante os episodios de afundimento que se dan en setembro e outubro, ao final do período de afloramento (Reguera e cols., 1995). Nasas condicións hidrográficas e dinámicas, típicas do final do verán e principio do outono, tamén prolifera o dinoflaxelado *Gymnodinium catenatum* (Fraga e cols., 1988; Figueiras e cols., 1994; Fermín e cols., 1996), especie produtora de PSP (*paralytic shellfish poisoning*, toxina paralizante). Os episodios de ASP (*amnesic shellfish poisoning*, toxina amnésica), producidos polas diatomeas do xénero *Pseudo-nitzschia*, son aínda pouco frecuentes nas augas costeiras de Galicia. Novamente, cabe preguntarse como afectou o cambio no réxime de ventos á frecuencia de peches dos polígonos de bateas por episodios de toxicidade.

Por último, os cambios nas condicións ambientais locais tamén poderían xerar que certas variables superen os límites de tolerancia do mexillón, é dicir, que excedan aquelas condicións baixo as que o mexillón leva a cabo as súas funcións vitais sen sufrir efectos adversos. Neste senso, ademais destes efectos directos, débense considerar os posibles efectos indirectos exercidos a través de



terceiros, ben sexa por cambios en especies relacionadas co mexillón ou ben por alteracións indirectas doutras variables do medio. Tendo en conta os diferentes escenarios propostos polo Panel Intergubernamental para o Cambio Climático, as variables ambientais relevantes neste caso son a salinidade, a temperatura e o pH. Unha revisión bibliográfica dos límites de tolerancia do xénero *Mytilus* a estas variables ambientais resultará de grande utilidade para a avaliación dos posibles impactos de cambio climático sobre o cultivo de mexillón en escenarios futuros (**capítulo 31**).

De acordo co exposto nos parágrafos anteriores, neste traballo avaliaranse os efectos do cambio climático sobre o cultivo de mexillón en batea, centrándonos en tres aspectos relevantes neste contexto: i) o alimento dispoñible na columna de auga para o seu crecemento; ii) a incidencia de proliferacións de microalgas nocivas que impiden a extracción de moluscos das bateas distorsionando a súa comercialización; e iii) os límites de tolerancia dos mexillóns á salinidade, temperatura e pH das augas nas que se cultivan, variables que teñen cambiado e cambiarán en resposta ao cambio climático.

## MÉTODOS

### *Transporte de Ekman en 43° N 11° W*

Como se explicou no capítulo 13, cando na plataforma continental fronte ás Rías Baixas sopran ventos de compoñente Norte, a camada de Ekman desprázase cara ao océano aberto, producindo afloramento costeiro. Pola contra, ventos de compoñente sur producen o efecto contrario: a camada de Ekman desprázase cara á costa, producindo afundimento (Wooster e cols., 1976, Bakun e Nelson 1991). O volume de auga desprazado fronte ás Rías Baixas, coñecido como transporte de Ekman ( $-Q_x$ ), pódese estimar a partir da velocidade e dirección do vento. Para realizar este traballo, contamos coa serie diaria de valores de  $-Q_x$  estimado en 43°N 11°W desde 1966 a 2006. O ciclo estacional medio de  $-Q_x$  para o período 1966-2006, así como os ciclos estacionais por trienios solapados (1966-1968, 1967-1969, 1968-1970, e así sucesivamente ata o trienio 2004-2006) que empregamos aquí, tomáronse igualmente do capítulo 13.

### *Indicadores de crecemento do mexillón: talle, peso e índice de condición*

Pérez-Camacho e cols. (1995) demostraron que o crecemento do mexillón *Mytilus galloprovincialis* en batea na fase de preengorde, é dicir, entre os 2 e os 5 cm de lonxitude, depende da cantidade acumulada de materia orgánica en suspensión que filtran. Estes autores obtiveron relacións paramétricas entre o crecemento, tanto en talle (L) como en peso (W), da semente de mexillóns acondicionada en batea coa concentración de clorofila e a velocidade da columna de auga a través das bateas das que pendían eses mexillóns en distintos puntos da ría de Arousa. A concentración de clorofila era quen de explicar o 33% da variabilidade do talle e o 19% da do peso, mentres que a velocidade da corrente explicaba o 66% da variabilidade do talle e o 79% da do peso. En calquera caso, as dúas variables xuntas explican o 99% da variabilidade do talle e o 98% da do peso. As ecuacións obtidas por Pérez-Camacho e cols. (1995) para o segmento central da ría de Arousa foron as seguintes:

$$\Delta L = -0,073 + 0,057 \times Chl + 0,0596 \times V \quad (1)$$

$$\Delta W = \exp (-4,51 + 0,287 \times Chl + 0,366 \times V) \quad (2)$$

Onde  $\Delta L$  e  $\Delta W$  son os incrementos de talla (en mm/d) e peso (en g/d) de mexillón en función da concentración media de clorofila (en mg/m<sup>3</sup>) e da velocidade media da corrente a través das bateas (en cm/s).

O índice de condición (IC), ou rendemento en carne, indícanos a porcentaxe de carne respecto do peso total do mexillón, e úsase para determinar a calidade do produto que se pon no mercado. Blanton e cols. (1987) atoparon unha correlación lineal positiva moi significativa ( $R^2 = 0,66$ ;  $n = 10$ ;  $P < 0,001$ ) entre o valor medio de  $-Q_x$  de abril a setembro e a calidade dos mexillóns recollidos ese ano para o período 1971-1981. Desgrazadamente, estes autores non explican como se calculou o índice que usan no seu traballo, que, con seguridade, non é o IC empregado polas empresas extractoras para a súa valoración comercial. En calquera caso, co obxecto de corroborar ou refutar a hipótese de Blanton e cols. (1987), recolléronse datos de IC dos mexillóns extraídos na ría de Ares-Betanzos pola empresa PROINSA, S.A. entre os anos 1999 e 2006.

## *Peches das áreas de cultivo de mexillón nas Rías Baixas desde 1998 ata 2006*

A Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos agrupa os parques de cultivo de bivalvos en batea en tres áreas na ría de Muros-Noia, 9 áreas na ría de Arousa, 3 áreas na de Pontevedra e 5 áreas na de Vigo (figura 1). O criterio seguido polas autoridades para pechar unha determinada área á extracción de bivalvos está baseado na proba oficial do bioensaio do rato (Decreto 116/1995, do 31 de marzo, polo que se regula o control das biotoxinas en moluscos bivalvos e outros organismos procedentes da pesca, o marisqueo e a acuicultura; DOG 08/05/1995), encargado ao Instituto Tecnolóxico para o Control do Medio Mariño (INTECMAR). No período 1998-2006, o bioensaio de rato executouse en 3 puntos de control das 3 áreas de cultivo de mexillón da ría de Muros, 24 puntos nas 9 áreas da ría de Arousa, 8 puntos nas 3 áreas da de Pontevedra e 10 puntos nas 5 áreas da de Vigo.

Neste traballo, as distintas áreas de cultivo de cada ría agrupáronse segundo o número de días ao ano que estiveron pechadas á extracción (táboa 1) no período 1998-2006. O criterio usado foi o seguinte: dúas áreas,  $i$  e  $j$ , pertencían ao mesmo grupo cando  $|m_i - m_j| / \sqrt{\sigma_i^2 + \sigma_j^2} < 1$ , onde  $m_i$  e  $m_j$  son o número medio de días ao ano que as áreas  $i$  e  $j$  estiveron pechadas á extracción entre 1998 e 2006; e  $\sigma_i$  e  $\sigma_j$  son as súas respectivas desviacións estándar. Pola contra, se  $|m_i - m_j| / \sqrt{\sigma_i^2 + \sigma_j^2} \geq 1$ , as áreas  $i$  e  $j$  non pertencían ao mesmo grupo. Como resultado desta análise, as 3 áreas de cultivo da ría de Muros-Noia pertencen ao mesmo grupo. O mesmo ocorre na ría de Pontevedra. Pola contra, nas rías de Arousa e Vigo diferéncianse dous grupos, un na parte exterior e outro na parte interior de ambas as rías. Polo tanto, fixéronse 6 grupos: Muros-Noia (1), Arousa interior (2), Arousa exterior (3), Pontevedra (4), Vigo interior (5) e Vigo exterior (6); (figura 1).



Táboa 1. Número de días ao ano que as diferentes áreas de cultivo de mexillón en batea estiveron pechadas á extracción entre os anos 1998 e 2006. Véxase figura 1 para localizar as áreas de cultivo.

Ría	Área	Ano								
		1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Arousa	1.1. Ribeira	18	76	47	51	67	79	71	160	62
	1.2. Ribeira	22	69	44	52	71	83	77	166	57
	2.1. A Pobra	22	5	34	26	46	69	46	150	56
	2.2. A Pobra	21	5	18	3	39	21	0	79	11
	3.1. A Pobra	21	30	17	3	28	23	0	48	0
	3.2. A Pobra	21	17	26	3	26	41	0	125	16
	3.3. A Pobra	22	35	23	3	39	48	0	116	11
	4.1. A Pobra	22	31	30	7	53	65	28	144	13
	4.2. A Pobra	25	5	19	7	46	70	19	98	19
	4.3. A Pobra	7	6	0	3	46	0	0	64	13
	5.1. Vilagarcía	25	38	8	3	45	45	9	98	11
	5.2. Vilagarcía	7	17	39	4	58	57	2	126	13
	6.1. Cambados	34	62	9	3	41	7	0	69	5
	6.2. Cambados	21	65	42	12	60	68	41	155	17
	6.3. Cambados	27	83	37	24	61	84	55	165	45
	7.1. Cambados	21	82	50	40	88	97	73	173	68
	7.2. Cambados	16	42	46	48	82	109	80	186	65
	8.1. Cambados	21	55	13	3	50	45	0	138	0
	8.2. O Grove	27	6	90	15	77	50	12	147	18
	8.3. O Grove	38	94	0	0	43	0	0	65	11
	9.1. O Grove	96	138	39	51	125	109	115	181	118
	9.2. O Grove	36	107	81	109	157	134	173	257	159
	9.3. O Grove	74	139	123	47	115	97	117	185	112
	9.4. O Grove	140	122	79	104	141	139	173	255	145
Muros-Noia	1 Muros	97	105	192	129	159	162	169	245	156
	2 Muros	72	88	164	85	123	125	75	213	125
	3 Noia	39	164	119	51	121	109	60	181	125
Pontevedra	1.1. Cangas	199	141	183	117	168	208	286	270	174
	1.2. Cangas	180	160	249	138	175	222	275	285	189
	2.1. Bueu	184	174	278	124	160	271	304	266	167
	2.2. Bueu	184	187	249	129	170	261	292	260	173
	2.3. Bueu	157	133	278	151	169	271	290	274	168
	3.1. Portonovo	183	151	107	89	141	212	148	197	98
	3.2. Portonovo	163	158	151	91	152	223	208	219	123
	3.3. Portonovo	14	73	164	88	142	218	225	238	126
Vigo	1.1. Cangas	179	123	193	144	170	209	272	281	187
	1.2. Cangas	193	122	139	121	178	204	276	267	173
	1.3. Cangas	98	24	149	112	171	202	265	263	180
	2.1. Cangas	105	24	63	68	78	112	128	197	78
	2.2. Cangas	60	4	52	53	84	112	160	187	74
	3.1. Cangas	47	4	41	47	60	90	79	128	32
	3.2. Redondela	30	4	26	36	61	83	37	62	18
	4.1. Redondela	36	4	26	15	116	78	10	55	0
	4.2. Redondela	38	4	23	15	98	78	0	74	6
	5.1. Redondela	86	22	24	30	116	133	47	124	21
	5.2. Vigo	184	131	77	45	57	98	113	134	39

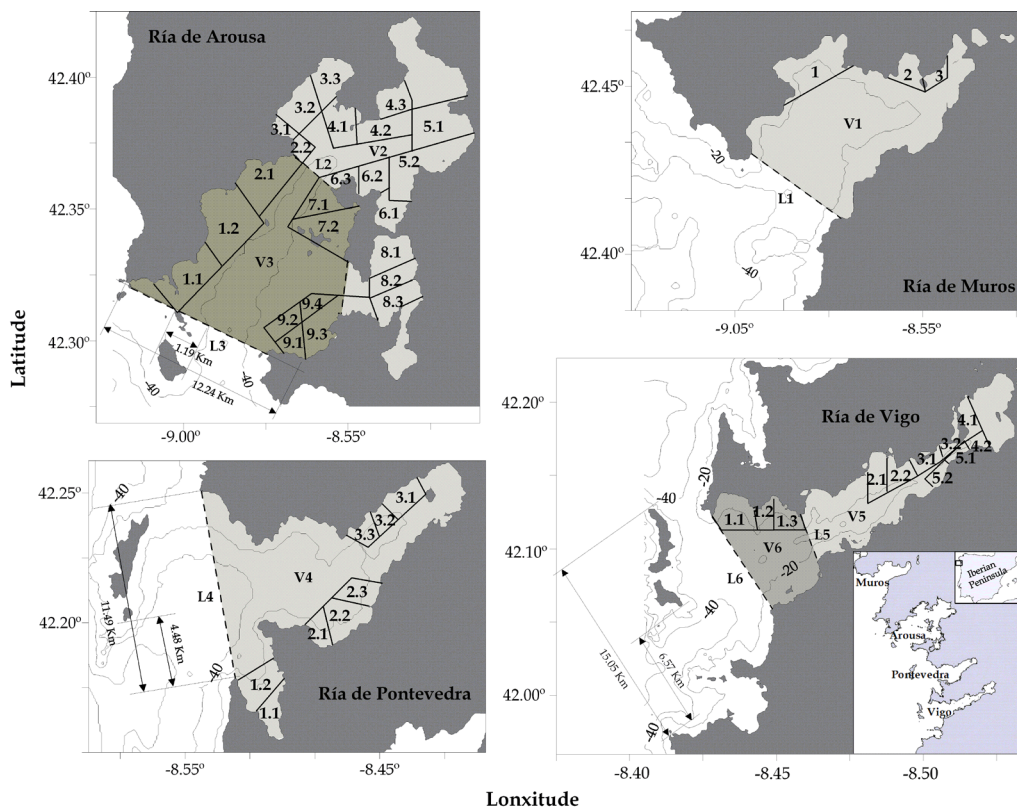


Figura 1. Mapa das Rías Baixas que mostra a posición das áreas de cultivo de mexillón en batea e os volumes (V) e lonxitudes (L) definidos neste traballo. V1, L1: ría de Muros-Noia; V2, L2: ría de Arousa (interior); V3, L3: ría de Arousa (exterior); V4, L4: ría de Pontevedra; V5, L5: ría de Vigo (interior); V6, L6: ría de Vigo (exterior). Véxase a táboa 1 para identificar as áreas de cultivo.

## RESULTADOS E DISCUSIÓN

### Condições ambientais e crecemento do mexillón en batea

Tendo en conta a Ec. (1) e a Ec. (2), pódese estimar o crecemento en talle e peso, respectivamente, do mexillón cultivado en batea na ría de Arousa, en función da concentración de clorofila e a velocidade da corrente. Demostrouse no capítulo 15 que a produción neta (PN) da ría de Arousa non se viu especialmente afectada pola caída da intensidade do vento: só diminuíu un 4% por década nos últimos 40 anos. Usando os datos do traballo de Pérez e cols. (2000), resulta que na ría de Arousa existe unha relación lineal significativa entre a concentración de clorofila (Chl) e a produción neta (PN):  $\text{Chl} (\pm 0,9) = 2,5 (\pm 0,2) + 1,1 (\pm 0,2) \times 10^{-3} \times \text{PN}$  ( $R^2 = 0,60$ ,  $n = 36$ ,  $P < 0,001$ ). Polo tanto, a caída da intensidade do vento tampouco afectou á concentración de clorofila. No entanto, esta caída si que tivo un efecto directo sobre a velocidade das correntes residuais (capítulo 14). No caso do segmento central da ría de Arousa (líña L2 na figura 1), o 67% da variabilidade observada na velocidade residual (V, en cm/s) depende linealmente do transporte de Ekman ( $-Q_x$ , en  $\text{m}^2/\text{s}$ ) e das achegas continentais ( $Q_R$ , en  $\text{m}^3/\text{s}$ ), segundo a Ec. (3):

$$V = 7,2(\pm 0,8) \times (-Q_x) + 0,08(\pm 0,03) \times Q_R \quad (3)$$



O transporte de Ekman é responsable do 87% da variabilidade explicada, e as achegas continentais, do 13% restante. Así, tendo en conta que a variable que máis inflúe no crecemento do mexillón é a velocidade da corrente e que esta depende fundamentalmente do transporte de Ekman, pódese reconstruír a posible evolución temporal que o crecemento medio en lonxitude e masa do mexillón experimentou no período favorable ao afloramento entre 1966 e 2006 (figura 2). Para obter esta figura, fixouse a concentración de clorofila en  $3,1 \text{ mg/m}^3$  e as achegas continentais en  $25 \text{ m}^3/\text{s}$ . A figura 2 indícanos que o crecemento do mexillón cultivado en batea se tería ralentizado un 20% nos pasados 40 anos, de xeito que na actualidade tardaría un mes máis en alcanzar o tamaño de desdobre que na década de 1960.

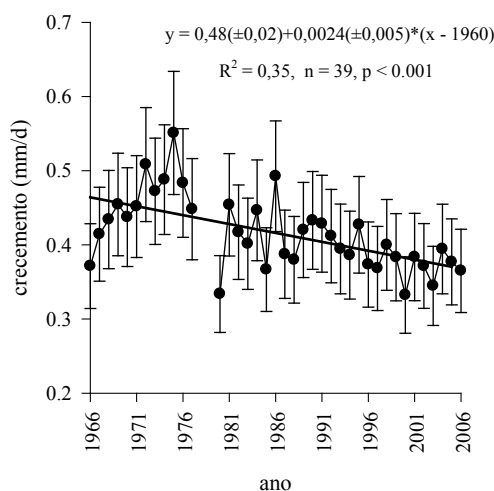


Figura 2. Reconstrución da evolución temporal do crecemento medio diario (en mm/d) dos mexillóns cultivados nas bateas do segmento central da ría de Arousa durante o período favorable ao afloramento entre 1966 e 2006 (a partir das Ecs. 1 e 3).

Ao respecto do IC, analizáronse os valores medios para o mes de outubro na ría de Ares-Betanzos entre 1999 e 2006, na procura de relacións cos valores medios do transporte de Ekman e das achegas continentais no mesmo período definido por Blanton e cols. (1987): de abril a setembro (táboa 2). Nótase que neste caso os valores do transporte de Ekman se rotaron  $30^\circ$  cara ao leste para que resultase perpendicular á liña de costa da ría de Ares-Betanzos. En canto ás achegas continentais, utilizáronse os caudais do río Mandeo, por ser o que inflúe máis directamente nos polígonos de bateas desta ría.

Excluindo o ano 2003, que presentou un comportamento anómalo, a combinación lineal do transporte de Ekman e o caudal do río Mandeo medidos sobre o período abril-setembro explica un 85% da variabilidade observada no IC medio do mes de outubro ( $R^2 = 0,85$ ;  $n = 7$ ;  $P < 0,02$ ) segundo a Ec (4):

$$\text{IC} = 18(\pm 2) + 20(\pm 5) \times (-Q_{\text{trans}}) + 0,9(\pm 0,3) \times Q_R \quad (4)$$

onde  $(-Q_{\text{trans}})$  é o transporte de Ekman rotado  $30^\circ$  cara ao leste (en  $\text{m}^2/\text{s}$ ) e  $Q_R$  o caudal do río Mandeo (en  $\text{m}^3/\text{s}$ ). O transporte de Ekman é responsable do 61% da variabilidade explicada, e as achegas continentais, do 39% restante. O incremento de ambas as variables inflúe positivamente no



IC. Estes resultados concordan coa hipótese formulada por Blanton e cols. (1987) en canto a que o IC mostra unha correlación lineal positiva significativa coa intensidade dos ventos perpendiculares á costa durante o período favorable ao afloramento. Ademais, as achegas continentais e o transporte de Ekman son tamén as variables ambientais que condicionan en maior medida a velocidade residual de corrente na ría de Arousa (Ec. 3), que á súa vez explica a maior parte da variabilidade observada no crecemento do mexillón en batea (Ecs. 1 e 2).

Táboa 2. Valor medio do índice de condición (IC) dos mexillóns recollidos na ría de Ares-Betanzos no mes de outubro e valor medio de transporte de Ekman ( $-Q_{trans}$ ) e do caudal do río Mandeo ( $Q_R$ ) nos meses de abril a setembro dos anos 1999 e 2006.

	IC	$-Q_{trans}$	$Q_R$
	(%)	( $m^2/s$ )	( $m^3/s$ )
1999	$19,6 \pm 3,5$	-288,7	10,6
2000	$25,2 \pm 2,8$	-206,8	11,5
2001	$27,5 \pm 3,4$	91,7	9,1
2002	$24,2 \pm 3,2$	51,3	5,7
2003	$29,0 \pm 3,2$	0,4	3,7
2004	$24,6 \pm 3,4$	68,5	4,9
2005	$25,1 \pm 2,7$	120,5	5,3
2006	$26,9 \pm 4,6$	180,4	5,4

## Proliferações de microalgas nocivas

No capítulo 13 móstrase que houbo un descenso significativo do valor medio estacional de  $-Q_x$  nos últimos 40 anos a consecuencia dun progresivo i) retardo no inicio do período de afloramento, ii) adianto do inicio do período de afundimento, iii) descenso da intensidade de afloramento e iv) incremento da intensidade de afundimento. Así, o período de afloramento acurtouse  $85 \pm 22$  días, un 30%, nos últimos 40 anos, e a intensidade de afloramento reduciuse nun 45%. Este cambio no réxime de ventos ten unha influencia directa no recrutamento de especies comerciais con ciclos de vida adaptados á estacionalidade do afloramento costeiro do noroeste da península Ibérica, como é o caso da sardiña *Sardina pilchardus* (capítulo 20) ou do polbo *Octopus vulgaris* (capítulo 21). Barth e cols. (2007) demostraron recentemente as consecuencias dun retardo dun mes na transición primaveral cara á estación favorable ao afloramento no sistema de afloramento do norte de California sobre o baixo recrutamento do mexillón de roca. Neste sentido, a estación de afloramento en Galicia tense retrasado  $27 \pm 15$  días nos últimos 40 anos.

No caso das proliferacións de microalgas nocivas, é ben coñecido que a sucesión de fitoplancto nas Rías Baixas evoluciona desde a supremacía de grandes diatomeas na primavera, cando a columna de auga está pouco estratificada, cara a unha crecente importancia relativa dos dinoflaxelados ao final de verán, cando a estratificación é máis intensa (capítulo 16). Esta evolución estacional vese alterada polos episodios de afloramento que se suceden ao longo do verán, que, se son de intensidade suficiente, poden reiniciar a sucesión de fitoplancto cara á dominancia das diatomeas. Ademais, a dinámica do sistema rías-plataforma promove a segregación espacial entre diatomeas e dinoflaxelados, sendo as diatomeas máis abundantes na parte interior das rías, onde o afloramento é máis intenso. Os estados máis avanzados da sucesión fitoplanctónica, caracterizados pola maior





importancia relativa dos dinoflaxelados, atópanse normalmente na parte exterior das rías, onde a columna de auga está máis estratificada. Os episodios de afloramento e relaxación modifican esta estrutura ao longo do eixe lonxitudinal das Rías Baixas (Tilstone e cols., 1994; 2000). Polo tanto, o afloramento favorece a circulación residual positiva nas rías (capítulo 14) e o transporte dos dinoflaxelados cara á plataforma, quedando as diatomeas nas rías. Pola contra, durante episodios de relaxación, os dinoflaxelados son transportados cara ao interior das rías. Polo tanto, a circulación residual determina a composición do fitoplancto nas Rías Baixas durante o período favorable ao afloramento. Posto que os dinoflaxelados son compoñentes habituais da comunidade de fitoplancto das Rías Baixas (capítulo 16), un descenso do valor medio estacional de  $-Q_x$ , tanto porque i) os episodios de afloramento sexan menos intensos e/ou frecuentes como porque ii) ocorran máis episodios de afundimento moderado, favorecería a selección destas especies. Como se describe na introdución, no caso i) seleccionaríase *D. acuminata* e no caso ii) *D. acuta* ou *G. catenatum*. Estas especies toman vantaxe da súa capacidade natatoria para realizar migracións verticais (Villarino e cols., 1995) e así obter os sales nutrientes que necesitan na nitracina (Fraga e cols., 1992; Álvarez-Salgado e cols., 1998) ou manterse na zona fótica contrarrestando a gravidade que as fai sedimentar en condicións de relaxación ou a velocidade vertical cara ao fondo imposta polas condicións de afundimento costeiro (Figueiras e cols., 1995; Fermín e cols., 1996).

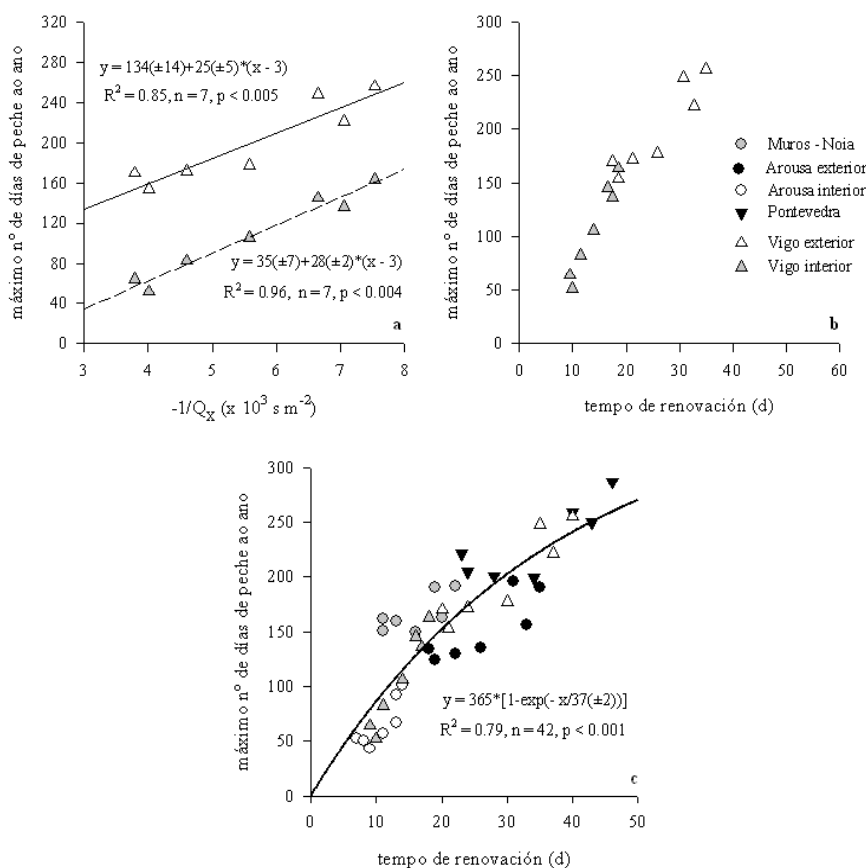


Figura 3. Relación entre o máximo número de días ao ano que as zonas de cultivo de mexillón están pechadas á extracción de moluscos bivalvos e (a)  $-1/Q_x$  nas zonas exterior e interior da ría de Vigo; (b) o tempo de renovación das zonas exterior e interior da ría de Vigo; e (c) o tempo de renovación das seis zonas definidas nas Rías Baixas.

O inverso do transporte de Ekman,  $-1/Q_x$  (en  $s\ m^{-2}$ ) pódese usar como unha primeira aproximación ao tempo de renovación das Rías Baixas (capítulo 14). Neste sentido, o valor medio de  $-1/Q_x$  na plataforma continental fronte ás Rías Baixas durante o período favorable ao afloramento duplicouse nos últimos 40 anos. É salientable o feito de que entre 1998 e 2006 o valor de  $-1/Q_x$  se incrementase desde 3,8 ata 7,5  $s\ m^{-2}$ , a unha taxa do 10% anual. Polo tanto, este período resulta especialmente útil para comprobar a influencia que o tempo de renovación das Rías Baixas ten sobre a frecuencia de episodios de proliferación de microalgas nocivas.

Táboa 3. Características xeométricas das zonas de cultivo de mexillón definidas nas catro Rías Baixas. V: volume da zona de cultivo (en  $10^9\ m^3$ ); L: lonxitude da sección transversal da ría que limita o volume estudado pola parte externa (en  $10^3\ m$ ). As zonas, lonxitudes e volumes amósanse na figura 1.

Ría	L (x $10^3\ m$ )			V (x $10^9\ m^3$ )		V/L (x $10^6\ m^2$ )
	ID	medida	corrixida	ID	medida	
Muros-Noia	L1	5,69	5,69	V1	1,41	0,25
Arousa (interior)	L2	6,72	6,72	V2	1,11	0,17
Arousa (exterior)	L3	9,55	8,62*	V2+V3	3,49	0,40
Pontevedra	L4	11,49	4,48†	V4	2,35	0,52
Vigo (interior)	L5	2,50	2,50	V5	0,53	0,21
Vigo (exterior)	L6	7,62	3,32‡	V5+V6	1, 52	0,46

\* L3 corrixíuse para ter en conta o bloqueo do intercambio entre a ría de Arousa e a plataforma continental por causa da illa de Sálvora. Aplicouse unha redución do 10%, que é a razón entre a anchura da illa (1,19 km) e a anchura total da boca da ría de Arousa (12,24 Km).

† L4 corrixíuse para ter en conta o bloqueo do intercambio entre a ría de Pontevedra e a plataforma continental por causa das illas de Ons e Onza. A redución do 61% que se aplicou é a razón entre a anchura da boca sur (4,48 km) en comparación coa anchura total da boca da ría de Pontevedra (11,49 km).

‡ L6 corrixíuse para ter en conta o bloqueo do intercambio entre a ría de Vigo e a plataforma continental adxacente por causa das illas Cíes. A redución do 56% que se aplicou é a razón entre a anchura da boca sur (6,57 km) en comparación coa anchura total da boca da ría de Vigo (15,05 km).

A figura 3a mostra o máximo número de días ao ano que as zonas de cultivo de moluscos bivalvos en batea do interior e o exterior da ría de Vigo estiveron pechadas á extracción entre 1998 e 2006 fronte a  $-1/QX$ . O mesmo que no caso dos datos de  $-QX$ , aos datos do número de días de peche por ano aplicóuselle unha media por trienios solapados. Tanto na parte externa como na interna da ría de Vigo observouse unha correlación positiva moi significativa ( $P < 0,001$ ) entre o número de días que as zonas de cultivo en batea estiveron pechados á extracción e  $-1/QX$ , con  $R^2 = 0,85$  para a zona interior e  $R^2 = 0,96$  para a zona exterior. A mesma tendencia observouse na ría de Pontevedra ( $R^2 = 0,68$ ,  $P < 0,02$ ), na zona interior ( $R^2 = 0,70$ ,  $P < 0,02$ ) e exterior ( $R^2 = 0,70$ ,  $P < 0,02$ ) da ría de Arousa e na ría de Muros-Noia ( $R^2 = 0,51$ ,  $P < 0,07$ ). Observáronse diferenzas significativas no número de días que as bateas estiveron pechadas nas seis zonas definidas nas catro Rías Baixas, sendo a de Pontevedra (pechada  $227 \pm 57$  días por ano entre 1998 e 2006) e a parte exterior da de Vigo ( $198 \pm 53$  días por ano) as que máis pecharon e a zona exterior da ría de Arousa a que menos ( $89 \pm 43$  días por ano) (táboa 1). A abscisa da figura 3a pódese transformar en tempos de renovación reais ( $\tau$ ) multiplicando  $-1/QX$  polo volume da zona estudada (V) e dividindo pola lonxitude da sección transversal da ría que limita o volume estudado pola parte externa (L; capítulo 14):



$$\tau = -\frac{1}{Q_x} \cdot \frac{V}{L} \quad (5)$$

As lonxitudes e volumes estimáronse a partir de cartas náuticas do Instituto Hidrográfico da Mariña previamente dixitalizadas usando o programa SURFER 8 de Golden Software. A figura 3b amosa o número de días que están pechados os parques de cultivo en batea das zonas exterior e interior da ría de Vigo unha vez introducidos na Ec. (5) os valores específicos de V e L para cada zona de cada ría (figura 1, táboa 3). Aplicando estas mesmas ideas ás outras rías, obtemos a distribución da figura 3c, que se axustou á ecuación:

$$D = 365 \cdot 1 - \exp\left(-\frac{\tau}{c_1}\right) \quad (6)$$

Onde D é o máximo número de días ao ano que as zonas de cultivo en batea están pechadas á extracción de bivalvos e  $c_1$ ,  $37 \pm 2$  días é o coeficiente de regresión da Ec. (6) ( $R^2 = 0,79$ ;  $n = 42$ ;  $P < 0,001$ ). De acordo con esta ecuación, as bateas dunha determinada zona están pechadas á extracción un máximo do 50% e o 75% dos días do ano cando o tempo de renovación está por riba de  $25 \pm 1$  e  $50 \pm 3$  días, respectivamente.

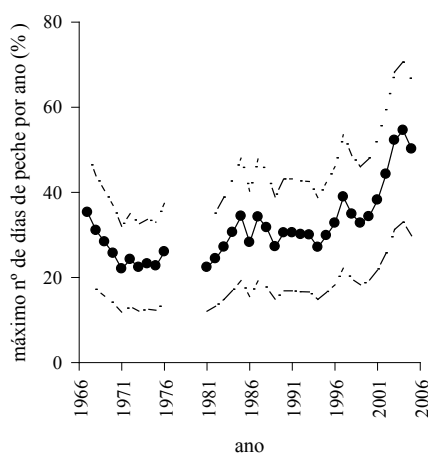


Figura 4. Reconstrución da porción do ano que, de media, deberían ter estado pechadas as Rías Baixas á extracción de moluscos bivalvos cultivados en batea entre o ano 1966 e o 2000 a partir da Ec. (6). As liñas discontinuas marcan os límites superior, que corresponde á ría de Pontevedra, e inferior, que corresponde á zona interior da ría de Arousa.

Segundo a Ec. (6), na figura 4 reconstrúese o histórico dos días ao ano que as Rías Baixas deberían ter estado pechados desde 1966 ata 2006 se se aplicase a metodoloxía de control ambiental e sanitario empregada no período 1998 a 2006. Nótese que, posto que os datos de peches de polígonos de bateas non están segregados en función das especies que provocan os peches, a relación obtida explicaríase sempre que os peches se debesen ás toxinas DSP ou PSP. Pola contra,

os peches por toxina ASP, debidos ás diatomeas do xénero *Pseudo-nitzschia* non son compatibles co modelo proposto. Non obstante, a incidencia dos peches de polígonos de mexillón por ASP é de orde menor en comparación cos peches por PSP e, sobre todo, por DSP. Ademais, se o afloramento continúa a diminuír, a súa incidencia será aínda menos relevante.

## *Tolerancia do xénero Mytilus á salinidade, temperatura e pH*

Os estudos dos límites de tolerancia do xénero *Mytilus* con respecto ás condicións ambientais lévanse a cabo desde mediados dos anos sesenta do século XX. O deseño dos experimentos perseguía obxectivos relacionados co estudo da súa forma de vida, coa interacción con outros organismos e, fundamentalmente, coa distribución das diferentes especies na faixa litoral. Deste xeito, a maior parte da bibliografía que podemos atopar está fóra de contexto da situación que nos deparará o cambio climático. No entanto, esta situación está a cambiar de xeito paulatino e os obxectivos dos traballos sobre os límites de tolerancia do xénero *Mytilus* están a incorporar de xeito explícito os escenarios propostos polo Panel Intergubernamental para o Cambio Climático (Pörtner e cols., 2004; Helmuth e cols., 2006).

Os cambios de salinidade afectan tanto ao crecemento como á supervivencia do mexillón. Bøhle (1972) observou un descenso progresivo da taxa de crecemento a medida que descendía a salinidade do medio, sen atopar mortalidade significativa ata valores de 18‰. Estes resultados foron corroborados por Westerbom e cols. (2002), os cales observaron un descenso significativo da taxa de crecemento de dúas poboacións de *Mytilus edulis* ante un descenso da salinidade de 1,5‰. Ademais, os mexillóns expostos á menor salinidade tamén alcanzaban un menor talle máximo. O mexillón adulto é capaz de adaptarse a cambios na salinidade sen sufrir efectos letais. Porén, isto non acontece coas súas larvas, as cales son moito máis sensibles ás variacións da salinidade. Deste xeito, Qiu e cols. (2002) observaron unha supervivencia do 90% dos adultos de *M. edulis* e *M. trossulus* recollidos en Magdalene Island (Canadá) expostos a unha salinidade do 25‰, mentres que a viabilidade das súas larvas, entendida como a porcentaxe de larvas que metamorfoseaban con éxito, reduciuse ata un 30-42%. As condicións necesarias para que se complete o ciclo reprodutivo son máis exixentes se consideramos a fase de ovo, xa que, segundo Saranchova e Flyachinskaya (2001), a viabilidade dos ovos durante a primeira semana require un rango de salinidade do 20 ao 28‰ para poboacións de *M. edulis* do Mar Branco. Existen moi poucos estudos que fagan referencia a *M. galloprovincialis*, establecendo His e cols. (1989) un óptimo de 35‰ para o desenvolvemento larvario desta especie. O rango de salinidade baixo o cal se completa con éxito o ciclo larvario presenta diferenzas moi acusadas entre os distintos estudos. Isto podería estar relacionado coas condicións ás cales estiveron expostos os proxenitores, cuestión que aprecia Wallis (1975) para o efecto que exerce a temperatura.

Para os organismos ectotermos (aqueles que manteñen a temperatura do seu corpo absorbendo calor do medio) como o mexillón, o incremento de temperatura pode causar estrés desde dous puntos de vista. Por unha parte, pode provocar desnaturalización das proteínas e alteración na expresión de determinadas proteínas (González-Riopedre e cols., 2007) e, por outra, pode causar problemas de anoxia debido a un incremento da taxa de respiración. Segundo o observado por Wallis (1975), a historia previa á que foi exposto un individuo inflúe en gran medida na resposta que terá ese individuo ante cambios na temperatura. Deste xeito, Read e cols. (1967) estableceron que a temperatura máxima que permite a presenza de *M. edulis* recollido en Gloucester (Massachusetts, EE.UU.) se sitúa en torno a 27 °C, mentres que na costa leste de Australia esta temperatura se eleva ata os 28,2 °C, segundo Wallis (1975). Estas diferenzas tamén se observan no caso da viabilidade larvaria; así, His e cols. (1989) establecen un óptimo para *M. galloprovincialis* de 20-25 °C, mentres



que a 30 °C a mortalidade alcanzou o 100%. Hrs-Brenko (1981) proporciona valores similares para o caso de *M. edulis*, mentres que Bayne (1965) restrinxe o óptimo a un rango de 18-20 °C para esta mesma especie. Por outra parte, tamén se debe considerar a interacción entre o efecto da temperatura e da salinidade, xa que ambas as variables poden exercer un efecto crítico no caso de que a outra se achegue aos límites de tolerancia (Hrs-Brenko e Calabrese 1969).

Con respecto ao efecto que exerce o pH, existen unha serie de autores que nos últimos anos trataron de establecer o efecto da acidificación do océano, causado polo incremento de CO<sub>2</sub> na atmosfera (capítulo 15), sobre organismos mariños que dependen do equilibrio do sistema do ácido carbónico para sobrevivir. Neste senso, son moitos os efectos exercidos polo cambio de pH na fisioloxía dos animais, o cal ten unha repercusión directa tanto a nivel do organismo como a nivel do ecosistema (figura 5).

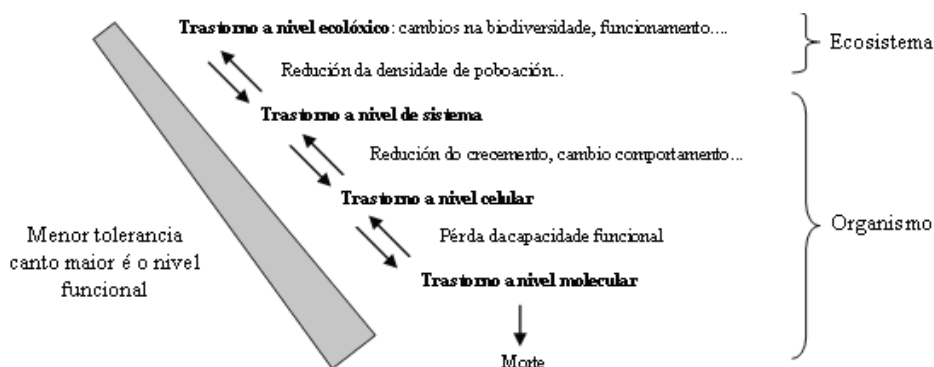


Figura 5. Alteracións xerárquicas causadas polo incremento do contido de CO<sub>2</sub> (a partir de Pörtner e cols., 2004).

No caso particular do xénero *Mytilus*, Bamber (1990) observou unha diminución do crecemento da cuncha de *M. edulis* co descenso do pH, alcanzando unha mortalidade dos individuos a pH 6,6, aínda que a pH inferiores a 7 xa se apreciaban efectos subletais como o cesamento do crecemento, cesamento da actividade filtradora e disolución de cuncha. En xeral, os valores de pH aos cales se observan efectos sobre o individuo son bastante parellos comparados coa variabilidade observada para a salinidade e a temperatura. Así, Michaelidis e cols. (2005) observan disolución da cuncha e redución do crecemento en *M. galloprovincialis* a pH de 7,3. Berge e cols. (2006) establecen este límite a un pH de 7,1 para *M. edulis*. Gazeau e cols. (2007) establecen a disolución da cuncha e a redución do crecemento a un pH de 7,5 para *M. edulis*. Os mesmos autores discuten sobre a variabilidade dos valores de pH atopados nos diferentes estudos e adxudican as diferenzas a pequenos cambios no deseño experimental, así como a metodoloxía empregada. A disolución da cuncha a pH baixos podería incrementar o nivel de bicarbonatos no espazo intervalvar e compensar así o equilibrio ácido-base (Lindirger e cols., 1984; Michaelidis e cols., 2007). No entanto, aínda que non se observe mortalidade en exposicións breves, unha exposición crónica podería afectar ata os niveis máis baixos de organización e causar un descenso do metabolismo, do crecemento e incluso efectos letais nas poboacións (Berge e cols., 2006; Michaelidis e cols., 2007). Por outra banda, o pH é unha das variables que pode exercer efectos significativos sobre o mexillón a través doutras especies, especialmente aquelas de natureza bacteriana. Por exemplo, Babarro e de Zwaan (2002) observaron que baixo condicións anóxicas, baixa salinidade e baixo pH, *M. edulis* incrementaba a súa supervivencia en contra do esperado, o cal estaba causado polas condicións adversas ás que estaban sometidas as bacterias causantes de necrose no tecido vivo do mexillón.

## CONCLUSIÓNS

Neste traballo preséntanse relacións paramétricas significativas entre o tallo, o peso e o índice de condición dos mexillóns cultivados nas bateas das rías galegas e variables ambientais como a velocidade do vento que sopra na plataforma continental e o caudal dos ríos que verten nas rías. Igualmente, tamén se presenta unha relación paramétrica significativa entre estas variables ambientais e o número de días ao ano que as zonas de cultivo están pechadas a extracción por causa da acumulación de biotoxinas na carne de mexillón. Segundo estas relacións, a redución observada na duración do período favorable ao afloramento e da súa intensidade apuntan a un descenso da taxa de crecemento e da calidade dos mexillóns cultivados en batea, así como a un aumento da presenza de microalgas nocivas nos últimos 40 anos.

No referente aos límites de tolerancia á salinidade, temperatura e pH, o efecto dos cambios destas variables sobre o mexillón depende en gran medida da historia previa a que foi sometido o individuo. Ademais, os estudos débense levar a cabo considerando o ecosistema particular a que está sometida a poboación, xa que noutro caso a extrapolación dos resultados pode dar lugar a erro. Non obstante, en liñas xerais, e de acordo co Panel Intergobernamental para o Cambio Climático, os escenarios futuros en termos destas variables implican cambios significativos sobre o mexillón, especialmente sobre a súa fase larvaria (**capítulo 31**).

## AGRADECEMENTOS

Este estudo foi financiado parcialmente pola Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible da Xunta de Galicia (Programa CLIGAL) e polo contrato-proxecto CSIC-PROINSA, Código CSIC 20061089, PGIDIT06RMA018E. O noso agradecemento a PROINSA, en particular a Dolores Fernández Vázquez, e a OPMEGA (M. Franco) pola súas achegas e a Alhambra Martínez Cubillo pola súa colaboración.

## BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez-Salgado X. A., Figueiras F. G., Villarino M. L. and Pazos Y. (1998). Hydrodynamics and chemical conditions for the incipient development of a red-tide assemblage in an estuarine upwelling ecosystem. *Marine Biology*, **130**, 509-519.
- Babarro J. M. F., Fernández-Reiriz M. J. and Labarta U. (2000). Growth of seed mussel (*Mytilus galloprovincialis* LMK): effects of environment parameters and seed origin. *Journal of Shellfish Research*, **19**, 187-193.
- Babarro J. M. F. and De Zwaan A. (2002). Influence of abiotic factors on bacterial proliferation and anoxic survival of the sea mussel *Mytilus edulis* L. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **273**, 33-49.
- Bakun A. and Nelson C. (1991). The seasonal cycle of wind stress curl in subtropical eastern boundary current regions. *Journal of Physical Oceanography*, **21**, 1815-1834.
- Bamber R. N. (1990). The effects of acidic seawater on three species of lamellibranch mollusk. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **143**, 181-191.



- Barth J.A., Menge B. A., Lubchenco J., Chan F., Bane J. M., Kirincich A. R., McManus M. A., Nielsen K. J., Pierce S. D. and Washburn L. (2007). Delayed upwelling alters nearshore coastal ocean ecosystems in the northern California current. *Proceeding of the National Academy of Science*, **104**, 3719-3724.
- Bayne B. L. (1965). Growth and the delay of metamorphosis of the larvae of *Mytilus edulis* (L.). *Ophelia*, **2**, 1-47.
- Berge J. A., Bjerkeng B., Pettersen O., Schaanning M. T. and Øxnevad S. (2006). Effects of increased sea water concentrations of CO<sub>2</sub> on growth of the bivalve *Mytilus edulis* L. *Chemosphere*, **62**, 681-687.
- Blanton J. O., Tenore K. R., Castillejo F., Atkinson L. P., Schwing, F. B. and Lavin, A. (1987). The relationship of upwelling to mussel production in the rías on the western coast of Spain. *Journal of Marine Research*, **45**, 487-511.
- Bøhle B. (1972). Effects of adaptation of reduced salinity on filtration activity and growth of mussels (*Mytilus edulis* L.). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **10**, 41-47.
- ECOHARM (2003). Scatasta, S., Stolte, W., Granéli, E., Weikard, H. P. and van Ierland, E. *Harmful algal blooms in European marine water: socio-economic analysis of selected cases studies*. Third deliverable for the EU-funded project ECOHARM.
- Fermín E. G., Figueiras F. G., Arbones B. and Villarino M. L. (1996). Short-time scale development of a *Gymnodinium catenatum* population in the Ría de Vigo (NW Spain). *Journal of Phycology*, **32**, 212-221.
- Figueiras F. G., Jones K. J., Mosquera A. M., Álvarez-Salgado X. A., Edwards A. and MacDougall N. (1994). Red tide assemblage formation in an estuarine upwelling ecosystem: Ría de Vigo. *Journal of Plankton Research*, **16**, 857-878.
- Figueiras F. G., Wyatt T., Álvarez-Salgado X. A. and Jenkinson I. (1995). Advection, diffusion, and patch development of red tide organisms in the Rías Baixas. In: *Harmful Marine Algal Blooms*, P. Lassus, G. Arzul, E. Erard, P. Gentin and C. Marcaillou (eds.), Technique et Documentation-Lavoisier, Intercept Ltd., pp. 579-584.
- Filgueira R. (2007). Comportamento alimentario del mejillón *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819) en las condiciones tróficas de las Rías Gallegas. Tese de doutoramento, Universidade de Vigo, 151 pp.
- Fraga F., Pérez F. F., Figueiras F. G. and Ríos A. F. (1992). Stoichiometric variations of N, P, C and O<sub>2</sub> during a *Gymnodinium catenatum* red tide and their interpretation. *Marine Ecology Progress Series*, **87**, 123-134.
- Fraga S., Anderson D. M., Bravo I., Reguera B., Steidinger K. A. and Yentsch C. M. (1988). Influence of upwelling relaxation on dinoflagellates and shellfish toxicity in Ría de Vigo, Spain. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **27**, 349-361.
- Gazeau F., Quiblier C., Jansen J. M., Gatusso J. P., Middelburg J. J. and Heip C. R. (2007). Impact of elevated CO<sub>2</sub> on shellfish calcification. *Geophysical Research Letters*, **34**, doi: 10.1029/2006GL028554.



- GEOHAB (2005). *Global Ecology and oceanography of Harmful Algal Blooms*. GEOHAB Core Research Project: HABs in Upwelling Systems. G. Pitcher, T. Moita, V. Trainer, R. Kudela, F.G Figueiras and T. Probyn (eds.), IOC and SCOR, Paris and Baltimore, 82pp.
- González-Riopedre M., Novás A., Dobaño E., Ramos-Martínez J. J. and Barcia R. (2007). Effect of thermal stress protein expression in the mussel *Mytilus galloprovincialis* Lmk. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part B*, **147**, 531-540.
- Helmuth B., Broitman B. R., Blanchette C. A., Gilman S., Halpin P., Harley C. D. G., O'Donnell M. J., Hofmann G. E., Menge B. and Strickland D. (2006). Mosaic patterns of thermal stress in the rocky intertidal zone: implications for climate change. *Ecological Monographs*, **76**(4), 461-479.
- His E., Robert R. and Dinot A. (1989). Combined effects of temperature and salinity on fed and starved larvae of the Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis* and the Japanese oyster *Crassostrea gigas*. *Marine Biology*, **100**, 455-463.
- Hrs-Brenko M. (1981). The growth and survival of larvae of several bivalve species at high temperature and the practicability of their culture in heated effluent waters. *Ichthyologia (Yugoslavia)*, **13**, 29-37.
- Hrs-Brenko M. and Calabrese A. (1969). The combined effects of salinity and temperature on larvae of the mussel *Mytilus edulis*. *Marine Biology*, **4**, 224-226.
- Labarta U., Fernández-Reiriz M. J., Pérez Camacho A. y Pérez Corbacho E. (2004). *Bateiros, mar, mejillón. Una perspectiva bioeconómica*. Centro de Investigación Económica y Financiera. Fundación Caixa Galicia, Santiago de Compostela, 262 pp.
- Lindinger M. I., Lauren D. J. and McDonald D. G. (1984). Acid-base balance in the sea mussel, *Mytilus edulis*. III. Effects of environmental hypercapnia on intra- and extracellular acid-base balance. *Marine Biology Letters*, **5**, 371-381.
- Michaelidis B., Ouzounis C., Paleras A. and Pörtner H. O. (2005). Effects of long-term moderate hypercapnia on acid-base balance and growth rate in marine mussels *Mytilus galloprovincialis*. *Marine Ecology Progress Series*, **293**, 109-118.
- Pérez-Camacho A., Labarta U. and Beiras R. (1995). Growth of mussels (*Mytilus edulis galloprovincialis*) on cultivation rafts: influence of seed source, cultivation site and phytoplankton availability. *Aquaculture*, **138**, 349-362.
- Peteiro L., Babarro J. M. F., Labarta U. and Fernández-Reiriz M. J. (2006). Growth of *Mytilus galloprovincialis* after the Prestige oil spill. *ICES Journal of Marine Sciences*, **63**, 1005-1013.
- Pörtner H. O., Langenbuch M. and Reipschläger A. (2004). Biological implications of elevated CO<sub>2</sub> concentrations: lessons from animal physiology and Earth history. *Journal of Oceanography*, **60**, 705-718.
- Qiu J. W., Tremblay R. and Bourget E. (2002). Ontogenic changes in hyposaline tolerance in the mussels *Mytilus edulis* and *M. trossulus*: implications for distribution. *Marine Ecology Progress Series*, **228**, 143-152.
- Read K. R. H. and Cumming K. B. (1967). Thermal tolerance of the bivalve molluscs *Modiolus modiolus* L., *Mytilus edulis* L. and *Brachidontes demissus* Dillwyn. *Comparative Biochemistry and Physiology*, **22**, 149-155.



- Reguera B., Bravo I. and Fraga S. (1995). Autoecology and some life history stages of *Dinophysis acuta* Ehrenberg. *Journal of Plankton Research*, **17**, 999-1015.
- Reguera B., Garcés E., Bravo I., Pazos Y. and Ramilo I. (2003). In situ division rates of several species of *Dinophysis* estimated by a postmitotic index. *Marine Ecology Progress Series*, **249**, 117-131.
- Saranchova O. L. and Flyachinskaya L. P. (2001). The influence of salinity on early ontogeny of the mussel *Mytilus edulis* and the starfish *Asterias rubens* from the White Sea. *Russian Journal of Marine Biology*, **27**(2), 87-93.
- Tilstone G. H., Figueiras F. G. and Fraga F. (1994). Upwelling-downwelling sequences in the generation of red tides in a coastal upwelling system. *Marine Ecology Progress Series*, **112**, 241-253.
- Tilstone G. H., Míguez B. M., Figueiras F. G. and Fermín E. G. (2000). Diatom dynamics in a coastal ecosystem affected by upwelling: coupling between species succession, circulation and biogeochemical processes. *Marine Ecology Progress Series*, **205**, 23-41.
- Villarino M. L., Figueiras F. G., Jones K. J., Álvarez-Salgado X. A., Richard J. and Edwards A. (1995). Evidence of in situ diel vertical migration of a red-tide microplankton species in Ría de Vigo (NW Spain). *Marine Biology*, **123**, 607-617.
- Wallis R. L. (1975). Thermal tolerance of *Mytilus edulis* of Eastern Australia. *Marine Biology*, **30**, 183-191.
- Weterbom M., Kilpi M. and Mustonen O. (2002). Blue mussels, *Mytilus edulis*, at the edge of the range: population structure, growth and biomass along a salinity gradient in the north-eastern Baltic Sea. *Marine Biology*, **140**, 991-999.
- Wooster W. S., Bakun A. and McLain D. R. (1976). The seasonal upwelling cycle along the eastern boundary of the North Atlantic. *Journal of Marine Research*, **34**, 131-140.

