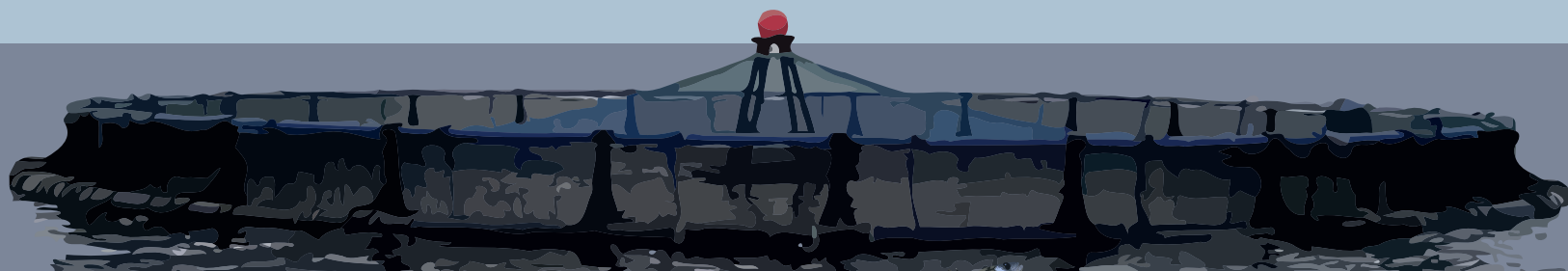
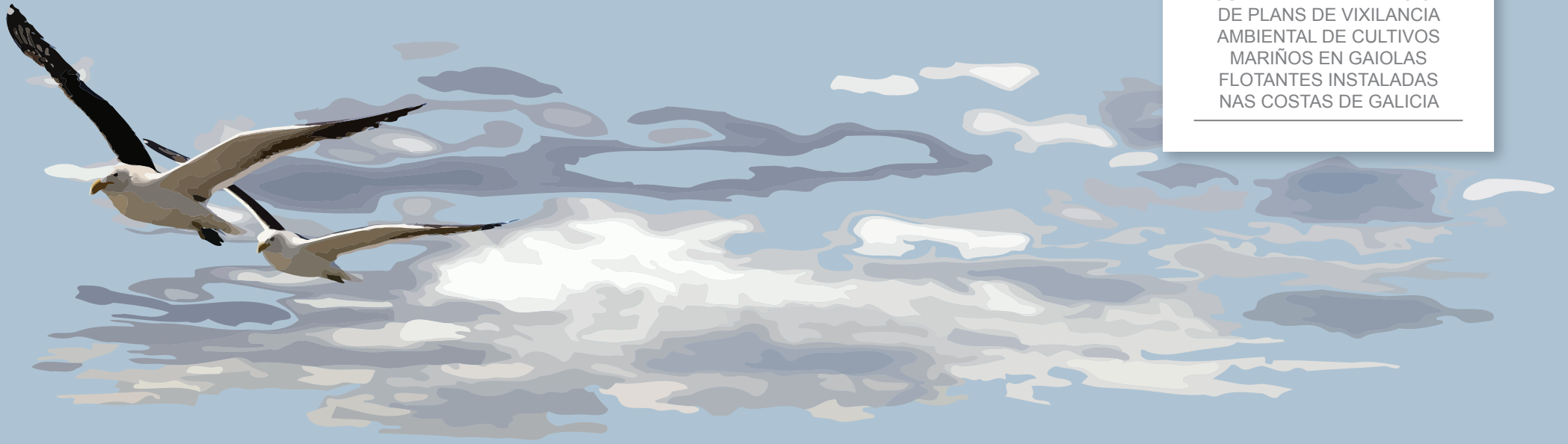


ESTRATEGIA GALEGA ACUICULTURA

GUÍA PARA A REALIZACIÓN
DE PLANS DE VIXILANCIA
AMBIENTAL DE CULTIVOS
MARIÑOS EN GAIOLAS
FLOTANTES INSTALADAS
NAS COSTAS DE GALICIA



XUNTA DE GALICIA

ESTRATEGIA GALEGA ACUICULTURA

GUÍA PARA A REALIZACIÓN
DE PLANS DE VIXILANCIA
AMBIENTAL DE CULTIVOS
MARIÑOS EN GAIOLAS
FLOTANTES INSTALADAS
NAS COSTAS DE GALICIA



DR. ALEJO CARBALLEIRA OCAÑA
DR. CARLOS BRAIS CARBALLEIRA BRAÑA

Ecotoxicoloxía. Área de Ecoloxía
Departamento de Bioloxía Funcional
Facultad de Bioloxía
Universidade de Santiago de Compostela

Xunta de Galicia
Consellería do Mar
Santiago de Compostela
2017



Edita: Xunta de Galicia. Consellería do Mar

Lugar: Santiago de Compostela

Año: 2017

Impresión: Tórculo Comunicación Gráfica, S. A.

ISBN: 978-84-453-5281-6

Depósito Legar: C 1887-2017

“
Por unha acuicultura responsable e medioambientalmente sostible na
nosa comunidade autónoma.”

Agradecementos

Queremos agradecer as achegas realizadas e a revisión do texto a todos os organismos participantes da Administración da Xunta de Galicia, así como aos seguintes investigadores:

Dr. Jesús Aboal Viñas

Grupo de Investigación en Ecotoxicoloxía (ECOTOX)
Área de Ecoloxía. Departamento de Bioloxía Funcional
Facultade de Bioloxía. Campus de Vida
Universidade de Santiago de Compostela

Dr. Ignacio Bárbara Criado

Grupo de Investigación en Bioloxía Costeira (BioCost)
Laboratorio de Algas Mariñas. Área de Botánica
Departamento de Bioloxía Animal, Bioloxía Vexetal e Ecoloxía
Facultade de Ciencias
Universidade da Coruña

Dr. Javier Cremades Ugarte

Grupo de Investigación en Bioloxía Costeira (BioCost)
Laboratorio de Algas Mariñas. Área de Botánica
Departamento de Bioloxía Animal, Bioloxía Vexetal e Ecoloxía
Facultade de Ciencias
Universidade da Coruña

Dra. Rosario de la Huz Serrano

Departamento de Ecoloxía e Bioloxía Animal
Campus do Mar
Universidade de Vigo

Dr. Mariano Lastra Valdor

Equipo de Ecoloxía e Zooloxía. Laboratorio de Ecoloxía Bentónica
Departamento de Ecoloxía e Bioloxía Animal
Facultade de Ciencias do Mar
Universidade de Vigo

Dr. José Mora Bermúdez

Departamento de Zooloxía
Facultade de Bioloxía
Universidade de Santiago de Compostela

Dr. Carlos Real Rodríguez

Grupo de Investigación en Ecotoxicoloxía (ECOTOX)
Área de Ecoloxía. Departamento de Bioloxía Funcional
Escola Politécnica Superior. Campus de Lugo
Universidade de Santiago de Compostela

Dr. Jesús Souza Troncoso

Equipo de Ecoloxía e Zooloxía
Laboratorio de Adaptacións de Animais Mariños
Departamento de Ecoloxía e Bioloxía Animal
Facultade de Ciencias do Mar
Universidade de Vigo

Índice

Acrónimos e palabras clave	15
Índice de figuras e táboas	17
Prólogo	19
Introdución	21
Xustificación, antecedentes e criterios metodolóxicos para a elaboración da proposta	27
Impactos ambientais potenciais da acuicultura mariña en gaiolas	35
Efectos sobre o medio.....	37
Efectos sobre a calidade da auga.....	37
Efectos sobre as características xeoquímicas do sedimento	38
Efectos sobre os organismos e as comunidades.....	40
Efectos sobre os produtores primarios	40
Efectos sobre as comunidades bentónicas	41
Efectos sobre os hábitats sensibles.....	43
Efectos sobre as poboacións de peixes e aves.....	44
Efectos dos compostos químicos manexados en maricultura	46
Importancia da selección do sitio e da xestión nos impactos ecolóxicos.....	49
Importancia da selección do sitio.....	49
Importancia da xestión.....	54
Compartimentos e zonas do medio que cómpre considerar nos plans de vixilancia ambiental	57
Identificación de compartimentos do medio	59
Establecemento da zona de efectos permitidos (ZEP)	59
Delimitación da área de influencia potencial	60
Perturbacións non desexadas	63

Perturbacións non desexadas no sistema peláxico	65
Perturbacións non desexadas no sistema bentónico	65
En xeral	65
En fondos de tipo detritico-sedimentario	65
En fondos rochosos inter e submareais	66
En fondos de maërl/rodólitos	66
En pradeiras de fanerógamas mariñas	66
Selección das variables indicadoras de impacto	67
Criterios para a selección das variables indicadoras	69
Variables da vixilancia sistemática	70
Variables de estado	70
Concepto de suficiencia taxonómica	70
Poboamento infaunal de poliquetos	72
Variables explicativas	74
Granulometría; fracción fina (FF) do sedimento	74
pH	74
Potencial de oxidación-redución (Eh)	75
Sinal isotópico do 15 N ($\delta^{15}\text{N}$)	75
Sulfuros libres totais (TFS)	76
Contido en materia orgánica (MO)	77
Priorización das variables explicativas	78
Fondos rochosos	80
Fondos rochosos intermareais	82
Formacións de Fucas	82
Cintos de caraxenófitos	82
Fondos rochosos submareais	82
Bosques de Laminariales	82
Fondos de maërl	84
Costas sedimentarias	85
Pradeiras de fanerógamas mariñas	86

Outros tipos de indicadores.....	87
Sistema peláxico	87
A columna de auga	87
Variables de vixilancia visual	88
Obxectivos de calidade.....	93
Deseño experimental	97
Xustificación do deseño proposto	99
Deseño da toma de mostras	101
Escala espacial.....	101
Modelo zonal.....	101
Modelo gradual.....	102
Estado cero.....	104
Escala temporal ou periodicidade.....	105
Interpretación dos resultados	106
Modelo gradual	106
Modelo zonal: contraste de hipótese	107
Normas de calidade ambiental (NCA).....	111
NCA para sistema bentónico.....	113
NCA para as variables de fondos detrítico-sedimentarios.....	113
Variable de estado	113
Variables explicativas.....	113
NCA para as variables de poboacións e comunidades sensibles ou de alto valor ecolóxico.....	115
Fondos de mañrl.....	116
Pradeiras de fanerógamas mariñas.....	116
Fondos rochosos	116
NCA para o sistema peláxico.....	117
NCA para substancias prioritarias e para outros contaminantes, así como substancias preferentes	117
Deseño adaptativo da monitorización.....	119
Niveis de impacto	121

Niveis de vixilancia	124
Nivel de vixilancia V.1.....	124
Fondos detrítico - sedimentarios.....	124
Fondos rochosos	124
Fondos de maërl.....	125
Pradeiras de fanerógamas.....	125
Sistema peláxico: columna de auga	125
Inspección visual: estado dos fondos e augas superficiais	126
Análise de contaminantes.....	126
Nivel de vixilancia V.2.....	126
Fondos detrítico-sedimentarios.....	126
Fondos rochosos	126
Fondos de maërl.....	127
Pradeiras de fanerógamas.....	127
Sistema peláxico: columna de auga	127
Inspección visual: estado dos fondos e augas superficiais	128
Análise de contaminantes.....	128
Nivel de vixilancia V.3.....	130
Fondos detrítico - sedimentarios.....	130
Fondos rochosos	130
Fondos de maërl.....	130
Pradeiras de fanerógamas.....	131
Sistema peláxico: columna de auga	131
Análise de contaminantes.....	131
Adaptabilidade.....	133
Adaptabilidade para as variables de fondos detrítico - sedimentarios	135
Adaptabilidade para as variables das comunidades sensibles e/ou de alto valor ecolóxico	136
Adaptabilidade para as variables do sistema peláxico.....	136
Referencias bibliográficas	139
Glosario.....	157

Anexos.....	167
ANEXO I.....	169
Normas nacionais e internacionais e lexislación de referencia.....	169
Normas nacionais e internacionais.....	169
Lexislación de referencia.....	169
Lexislación acuicultura.....	169
Avaliación do impacto ambiental de proxectos (lexislación estatal).....	170
Avaliación da incidencia ambiental de actividades (lexislación autonómica).....	170
Augas.....	170
Sanidade animal.....	170
ANEXO II.....	171
Metodoloxía de mostraxe e análise normalizada.....	171
Orde de presentación das fichas resumo.....	171
Sistema bentónico.....	171
Sistema peláxico.....	171
ANEXO III.....	172
Formularios tipo para a realización do PVA.....	172
Formularios para mostras de auga, de sedimento e biolóxicas.....	174
Identificación do plan de vixilancia ambiental.....	174
Observacións.....	175
Mostraxe de variables na columna de auga.....	176
Observacións da mostraxe (incidencias, datos que se van desbotar, etc.).....	178
Mostraxe de variables en sedimentos.....	179
Observacións da mostraxe (incidencias, datos que se van desbotar, etc.).....	181
Mostraxe de variables biolóxicas.....	182
Fondos de maerl: biomasa/tanatomasa (raspado de toda a comunidade).....	182
Observacións da mostraxe (incidencias, datos que se van desbotar, etc.).....	182
Fondo rochoso: Biomasa de macroalgas (raspado de todas as macroalgas).....	183
Observacións da mostraxe (incidencias, datos que se van desbotar, etc.).....	183

Pradeira de fanerógamas: densidade de feixes (núm.m ⁻²).....	184
Observacións da mostraxe (incidencias, datos que se van desbotar, etc.).....	184
Pradeira de fanerógamas: cobertura (mídese visualmente ao longo dun transecto lineal de ≈40 m estimando a porcentaxe de substrato ocupado por manchas de pradeira).....	185
Observacións da mostraxe (incidencias, datos que se van desbotar, etc.).....	185
ANEXO III.....	186
MOSTRAXE. Sistema Bentónico: Fondos de tipo detrítico-sedimentario. Variable de estado: Poboamento infaunal de poliquetos	186
ANÁLISE EN LABORATORIO. Sistema Bentónico: fondos de tipo detrítico-sedimentario. Variable de estado: poboamento infaunal de poliquetos	187
INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS. Sistema Bentónico: fondos de tipo detrítico-sedimentario. Variable de estado: poboamento infaunal de poliquetos.....	188
MOSTRAXE. Sistema Bentónico: fondos de tipo detrítico-sedimentario. Variable explicativa: granulometría (FF).....	189
ANÁLISE EN LABORATORIO. Sistema Bentónico: fondos de tipo detrítico-sedimentario. Variable explicativa: granulometría (FF).....	190
INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS. Sistema Bentónico: fondos de tipo detrítico-sedimentario. Variable explicativa: granulometría (FF).....	191
MOSTRAXE. Sistema Bentónico: Fondos de tipo detrítico-sedimentario. Variable explicativa: pH.....	192
ANÁLISE EN LABORATORIO. Sistema Bentónico: fondos de tipo detrítico-sedimentario. Variable explicativa: pH	193
INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS. Sistema Bentónico: fondos de tipo detrítico-sedimentario. Variable explicativa: pH.....	194
MOSTRAXE. Sistema Bentónico: fondos de Tipo detrítico-sedimentario. Variable explicativa: Eh	195
INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS. Sistema Bentónico: fondos de tipo detrítico-sedimentario. Variable explicativa: Eh	196
MOSTRAXE. Sistema Bentónico: fondos de tipo detrítico-sedimentario. Variable explicativa: sinal isotópico do ¹⁵ N	197
ANÁLISE EN LABORATORIO. Sistema Bentónico: fondos de tipo detrítico-sedimentario. Variable explicativa: sinal isotópico do ¹⁵ N.....	198
INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS. Sistema Bentónico: fondos de tipo detrítico-sedimentario. Variable explicativa: sinal isotópico do ¹⁵ N	199
MOSTRAXE. Sistema Bentónico: fondos de Tipo detrítico-sedimentario. Variable explicativa: sulfuros libres totais	200
ANÁLISE EN LABORATORIO. Sistema Bentónico: fondos de tipo detrítico-sedimentario. Variable explicativa: sulfuros libres totais	201
INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS. Sistema Bentónico: fondos de tipo detrítico-sedimentario. Variable explicativa: sulfuros libres totais.....	202
MOSTRAXE. Sistema Bentónico: fondos de tipo detrítico-sedimentario. Variable explicativa: materia orgánica (MO).....	203
ANÁLISE EN LABORATORIO. Sistema Bentónico: fondos de tipo detrítico-sedimentario. Variable explicativa: materia orgánica	204
INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS. Sistema Bentónico: fondos de tipo detrítico-sedimentario. Variable explicativa: contido en materia orgánica	205
MOSTRAXE. Sistema Bentónico: fondos rochosos. Variable de estado: biomasa de organismos formadores do hábitat	206
ANÁLISE EN LABORATORIO. Sistema Bentónico: fondos rochosos. Variable de estado: biomasa de organismos formadores do hábitat.....	207
INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS. Sistema Bentónico: fondos rochosos. Variable de estado: biomasa de organismos formadores do hábitat	208
MOSTRAXE. Sistema Bentónico: fondos de maërl. Variable de estado: biomasa/tanatomasa.....	209

ANÁLISE EN LABORATORIO. Sistema Bentónico: fondos de maërl. Variable de estado: biomasa/tanatomasa	210
INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS. Sistema Bentónico: fondos de maërl. Variable de estado: biomasa/tanatomasa.....	211
MOSTRAXE. Sistema Bentónico: pradeira de fanerógamas mariñas. Variable de estado: densidade de feixes	212
INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS. Sistema Bentónico: pradeira de fanerógamas mariñas. Variable de estado: densidade	213
MOSTRAXE. Sistema Peláxico. Variable de estado: clorofila-a.....	214
INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS. Sistema Peláxico. Variable de estado: clorofila-a.....	215
MOSTRAXE. Sistema Peláxico. Variable explicativa: temperatura	216
INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS. Sistema Peláxico. Variable explicativa: temperatura.....	217
MOSTRAXE. Sistema Peláxico. Variable explicativa: salinidade	218
INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS. Sistema Peláxico. Variable explicativa: salinidade	219
MOSTRAXE. Sistema Peláxico. Variable explicativa: turbidez.....	220
INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS. Sistema Peláxico. Variable explicativa: turbidez	221
MOSTRAXE. Sistema Peláxico. Variable explicativa: osíxeno disolto	222
INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS. Sistema Peláxico. Variable explicativa: osíxeno disolto	223

Acrónimos e palabras clave

BACI:	Before-After-Control-Impact. Deseño experimental óptimo para estudos ambientais que considera a mostraxe antes e despois de comezar un impacto, tendo en conta localidades control	IMO:	Organización marítima internacional (<i>International Maritime Organization</i>)
CCAA:	Comunidade Autónoma	IMTA:	Sistemas multitróficos integrados (<i>Integrated Multi-Trophic Aquaculture</i>)
Chla:	Clorofila-a	IUCN:	Unión Internacional para a conservación da natureza (<i>International Union for Conservation of Nature</i>)
COT:	Carbono orgánico total	Xacumar:	Xunta nacional asesora de cultivos mariños. Ministerio de Agricultura, Alimentación e Medio Ambiente
$\delta^{15}\text{N}$:	Sinal isotópico do ^{15}N	MDS:	Escalado multidimensional
DDT:	Pesticida organoclorado, dicloro difenil tricloroetano	MO:	Contido en materia orgánica
DOS:	Demanda de osíxeno do sedimento	MOM:	Sistema noruegués de vixilancia ambiental das piscifactorías mariñas (<i>Modelling-Ongrowing fish farms-Monitoring</i>)
DPSIR:	Forzas motrices (D), presións (P), estado (S), impacto (I), resposta (R)	N:	Número de réplicas ou mostrax independentes tomadas nun mesmo punto de mostraxe
e.g.:	<i>Exempli gratia</i> (por exemplo)	NCA:	Norma de calidade ambiental
Eh:	Potencial de redución-oxidación (redox)	NF:	Nivel de fondo ou de referencia dun contaminante en organismos ou no medio
AIA:	Avaliación de impacto ambiental	NTU:	Unidade de turbidez nefelométrica (<i>Nefelometric Turbidity Unit</i>). Especificamente detallan unha técnica analítica baseada na dispersión da luz por partículas en suspensión no seo dunha disolución, medindo o feixe de luz na dirección que forma un ángulo recto (90°). Utilizan formazina como patrón de referencia, aínda que existen outras suspensións de polímeros como patrón máis estable, dispoñibles no mercado, e recoñécense como unha alternativa aceptable
EsIA:	Estudo de impacto ambiental		
FAD:	Dispositivos de agregación de peixes (<i>Fish Aggregation Devices</i>)		
FAO:	Food and Agriculture Organization of the United Nations		
FC:	Factor de contaminación		
FF:	Fracción fina do sedimento		
H₀:	Hipótese nula		
ICES:	International Council for the Exploration of the Sea		
i.e.:	<i>Isto é</i> (en esencia, noutras palabras)		

PAH: Hidrocarburos aromáticos policíclicos (*Polycyclic Aromatic Hydrocarbons*)

PCB: Bifenilos policlorados (*PolyChlorinated Biphenyls*)

PnD: Perturbación non desexada

PVA: Plan de vixilancia ambiental

S: Factor sitio ou punto de mostraxe dentro de cada zona (Z)

T: Factor tempo ou campañas de mostraxe

TBT: Tri-butil estaño (*Tri-Butyl Tin*)

TFS: Sulfuros libres totais (H₂S, HS⁻ e S₂) (*Total free sulphides*)

XUGA: Xunta de Galicia

Z: Factor zona. Distingue as distintas zonas (A, B e C) ou distancias do gradiente que se contemplan no deseño experimental do PVA

ZEP: Zona de efectos permitidos

Zona A: Zona que recibe as modificacións do cultivo de forma directa. Localízase dentro da ZEP debaixo das unidades de cultivo ou nas súas proximidades. Os seus límites coinciden coa concesión administrativa

Zona B: Zona periférica da ZEP. Cinto a 50 m arredor dos límites da concesión administrativa dunha instalación de cultivos mariños

Zona C: Zona de referencia ou control para o establecemento da variabilidade natural, fronte á que se comparan as zonas A e B

Índice de figuras e táboas

Figuras

Figura 1. Esquema do protocolo dun plan de vixilancia ambiental continuo das piscifactorías mariñas en gaiolas	24	Figura 10. Esquema dun prototipo de bateamedusa® instalado recentemente na ría de Muros-Noia	54
Figura 2. Impactos ecolóxicos potenciais da acuicultura mariña en gaiolas derivados da estrutura	31	Figura 11. Niveis de organización, integración e complexidade dos sistemas biolóxicos	70
Figura 3. Impactos ecolóxicos potenciais da acuicultura mariña en gaiolas derivados do cultivo	32	Figura 12. Combinación pH-Eh e a súa relación coa concentración de sulfuros libres totais (TFS) en sedimento.....	78
Figura 4. Esquema da proposta metodolóxica para a realización dos plans de vixilancia ambiental (PVA) dos cultivos mariños en gaiolas flotantes	33	Figura 13. Localización dos transectos para a inspección visual ou mediante rexistros videográficos do leito mariño. As frechas indican a dirección da corrente predominante ou a dirección da mostraxe en cada unha das zonas.....	88
Figura 5. Riscos potenciais ambientais asociados a unha gaiola mariña.....	37	Figura 14. Deseños BACI (<i>Before-After Control-Impact</i>): A/ Temporal con nivel de referencia baixo impacto agudo ou crónico e B/ Gradiente de perturbación. Os deseños constan de dous diagramas: o superior mostra a estrutura xeral do estudo ou o caso particular; e o inferior mostra como se dispoñerían os resultados se houberse alteración	100
Figura 6. Relacións entre procesos bioxeoquímicos en sedimentos mariños	39	Figura 15. Esquema representativo da zonación proposta para os PVA recollida na guía do Ministerio.....	101
Figura 7. Áreas mariñas e dereitos xurisdicionais internacionais	51	Figura 16. Deseño de mostraxe do modelo zonal (A) e do modelo gradual (B).....	102
Figura 8. Variación da profundidade máxima do bolso coa profundidade da auga	52		
Figura 9. Exemplos de instalacións experimentais capaces de soportar condicións de mar extremas.....	53		

Figura 17. Información deducida do modelo zonal (A) e do modelo gradual (B) sobre a evolución do impacto.....	103
Figura 18. Diferentes opcións de deseño da malla para a caracterización do estado cero. A malla céntrase na instalación se a dispersión fose isotrópica (A); localización da malla nunha situación anisotrópica (B) e moi anisotrópica (C).....	104
Figura 19. Exemplos de relocalización da malla utilizada para a caracterización do estado cero a medida que se obtén información co PVA: desprazamento (A), transformación (B) e redución ou ampliación (C).....	105

Táboas

Táboa 1. Criterios xerais das tres categorías de actividades en maricultura segundo a FAO	50
Táboa 2. Factores ambientais que limitan a selección do sitio para o desenvolvemento da piscicultura en gaiola (INFREMER, 2003).....	52
Táboa 3. Resumo de variables indicadoras	91
Táboa 4. Características de cada deseño de malla (ver figura 18).....	104
Táboa 5. Resumo do nivel de vixilancia V.1.....	123
Táboa 6. Resumo do nivel de vixilancia V.2.....	129
Táboa 7. Resumo do nivel de vixilancia V.3.....	132

Prólogo

Cando un responsable político se enfrenta a un proceso decisorio ten que ter en conta sempre un obxectivo e unha situación de partida. Para tal fin, faise primordial contar cunha folla de ruta que defina un modelo e unha estrutura de accións para conformar a aplicación práctica dese deseño. Esta fórmula de traballo simplifica o proceso e axuda na consecución de maior eficacia e eficiencia na actuación o que, en decisións públicas, ten moito que ver con beneficios para a sociedade e economía na aplicación de medidas.

Isto é o que a Consellería do Mar expuxo coa elaboración e aprobación da Estratexia Galega da Acuicultura. Entre os seus contidos teríamos esa determinación da situación de partida e os obxectivos aos que aspiramos. Entre estes figura implícito un básico e fundamental: que Galicia siga sendo líder en produción acuícola e que o siga facendo como exemplo de boas prácticas e respecto e sustentabilidade ambiental, social e económica.

Neste espírito de sustentabilidade temos que manter en avance parello e paralelo eses tres aspectos: no social, integrando os usos anteriores cos novos desenvolvementos produtivos; no económico, facendo da expansión nos mercados un punto de avance e no ambiental, tendo como referencia o mantemento do bo estado do contorno no que producimos.

Esta guía que agora ten nas mans é un exemplo práctico e experimentado disto último. Galicia quere ser punteira na protección e sustentabilidade ambiental da acuicultura e raiar e superar ao modelo que os países de maior desenvolvemento acuícola teñen neste ámbito na súa produción. En moitos casos xa o somos, coma na perfecta harmonía e retroalimentación mutua do modelo de mitilicultura e da pesca de baixura ou na compatibilidade entre unha das maiores piscifactorías de Europa e a primeira Reserva de Interese Pesqueiro da costa atlántica da Península Ibérica, sita en Lira.

Pero queremos que ese bo exemplo de respecto e protección do medio se plasme sempre, en todas e cada unha das experiencias e actividades produtivas que se desenvolvan na nosa costa, e especialmente na piscicultura, que xa ten deixado exemplos de produtividade e respecto e integración cos usos pesqueiros e marisqueiros preexistentes.

Para iso se elaborou esta guía e para iso se fixo cun modelo de acreditado éxito e firmeza: a da tripla hélice. Nestas páxinas entróncanse as labores dos científicos, tanto a actual da Universidade coma da labor previa do Colexio de Biólogos, a do sector, que pon total transparencia nas súas actividades, e a da administración, que vela porque esa actividade sexa exercida de forma respectuosa e de futuro.

Esta guía reflicte esa tripla hélice e canalízase a través do traballo e dedicación de dous investigadores de prestixio na materia, Alejo Carballeira Ocaña e Carlos Brais Carballeira Braña, tendo o referendo doutros oito. Suman entre todos eles un coñecemento experto do noso medio e das liñas que debemos seguir para exercer esta actividade de cultivos mariños en gaiolas flotantes en condicións de sustentabilidade e respecto pleno ao medio.

Queremos seguir a liña avanzada que nos leve aos máximos estándares de protección e control, e podemos facelo grazas a esta guía e aos seus contidos. Galicia quere e debe ser punteira nesta materia para seguir garantindo que o noso mar e a nosa costa seguen sendo un lugar privilexiado en termos ambientais e un punto de orixe de produtos do mar de calidade. Temos o rumbo correcto. Sigámolo.

ROSA QUINTANA CARBALLO
Conselleira do Mar

Introducción

Foto. Dr. Javier Cremades Ugarte



No ano 2013 a Xunta Nacional Asesora de Cultivos Mariños (Xacumar), do Ministerio de Agricultura, Alimentación e Medio Ambiente, fixo pública unha guía titulada: *Proposta metodolóxica para a realización dos plans de vixilancia ambiental dos cultivos mariños en gaiolas flotantes*, que foi elaborada por Aguado et al. (2013). No prólogo da devandita proposta dise que: *... o fito principal foi deseñar un plan de vixilancia ambiental (PVA) utilizando indicadores e normas de calidade ambiental sinxelos, efectivos, fiables, dinámicos, en relación á evolución do medio e estandarizados para todo o territorio nacional*. A elaboración da devandita proposta baseouse en boa medida nos resultados do proxecto de investigación titulado: “Selección de indicadores, determinación de valores de referencia, deseño de programas e protocolos de métodos e medidas para estudos ambientais en acuicultura mariña (2008-2011)”, financiado por Xacumar dentro do Plan nacional de cultivos mariños. Temos que sinalar que na realización do citado proxecto Xacumar participou a Consellería do Mar (XUNTA) en colaboración co grupo de investigación en Ecotoxicoloxía da Universidade de Santiago de Compostela; non obstante os experimentos desenvolvéronse en granxas instaladas en mar aberto nas costas españolas do mar Mediterráneo e das Illas Canarias. Neste sentido, despois de realizar un amplo estudo sobre o impacto da acuicultura sobre o medio bentónico, Kalantzi e Karakassis (2006) concluíron que “as complexas interaccións entre as variables dificultan o establecemento dun estándar de calidade ambiental a escala béntica válido para todo tipo de sedimentos, profundidades e rexións xeográficas”, ao que hai que engadir a consideración do réxime hidrolóxico, tamaño da granxa e o seu manexo. Tamén outros investigadores, con experiencia no campo da acuicultura en España, sinalan que moitos PVA non se encontran suficientemente adaptados ás peculiaridades de cada instalación e consideran que deberían ser claros e exclusivos ou axeitados para cada caso (Macías et al., 2005; Martí et al., 2005). Isto tampouco debe desembocar na esixencia de numerosos ou complicados controis, totalmente desproporcionados cunha pléiade de variables que en boa medida son redundantes ou que non achegan información relevante (Sánchez-Mata- e Mora, 2000). Underwood (1997) formulou a seguinte cuestión: Que é mellor, recoller moitas variables ou só unhas poucas pero que sexan bos descritores (incluíndo deseños experimentais)?

Da revisión bibliográfica realizada deduce que o máis popular é recoller moitas variables pero sen estar incluída dentro dunha hipótese racional. As diferenzas nas variables ambientais sinalan a influencia humana, pero iso non supón automaticamente alteracións con consecuencias ecolóxicas ou custos ambientais significativos. É dicir, as variables deben ser descritores de procesos ecolóxicos e non soamente meros descritores de situacións locais. Un PVA debe subministrar a información suficiente para avaliar a marcha ambiental. Debe de conseguir informar anticipadamente da capacidade que ten o medio natural de asimilar os impactos, o cal se pode realizar cun número reducido de variables escollidas, e soamente a medida que as dúbidas ou os problemas vaian xurdindo nalgunha instalación, será o momento de solicitar información adicional de xeito temporal ou permanente.

A información requirida nun PVA debe de respectar o Principio de proporcionalidade, é dicir:

- Debe de estar en relación coa importancia da explotación proxectada e coas incidencias previsibles sobre o ambiente.
- As prescricións deben estar xustificadas á vista das posibles incidencias e que non sexan de execución imposible dende o punto de vista técnico e económico.
- Hanse de fixar as diferentes análises que se van realizar, intensidade e periodicidade de cada unha delas.
- Débense considerar os medios financeiros, técnicos e persoais que son necesarios para a súa aplicación, posto que o PVA é soportado polo promotor (autovixilancia), aínda que debe ser efectuado por persoal acreditado.

En consecuencia, era necesario verificar a validez da proposta estatal do PVA antes de ser aplicado ao caso de Galicia, porque tanto o deseño da mostraxe coma as variables seleccionadas e os seus valores críticos foron deducidos dos resultados encontrados en granxas instaladas en mar aberto

os límites establecidos na lexislación aplicable, o órgano substantivo pro-
poñerá as medidas correctoras precisas.

Esta guía pretende ser unha axuda á debida planificación da piscicultura
mariña e unha ferramenta para que esta actividade poida ser sostible co me-
dio minimizando as posibles perturbacións. Para iso subminístranse criterios
que poden ser utilizados de xeito obxectivo á hora de avaliar a adecuación
do sitio dun cultivo actual ou futuro. É necesario destacar que unha boa
selección do sitio acompañada dunha xestión responsable é a maior garan-
tía de sostibilidade desta actividade. A guía recolle dende unha perspectiva
xeral os efectos potenciais desta actividade pero facendo especial fincapé
no tipo de hábitats que se encontran nas nosas costas. Indícase de xeito
pormenorizado como levar adiante un PVA dende o como, onde e cando
deben ser tomadas as mostras do medio e organismos, que parámetros son
necesarios determinar e como interpretar os resultados obtidos.

“Gustaríanos que esta guía puidese contribuír
a dar solidez á evidencia de que a acuicultura
mariña é unha fonte sostible de produción de
alimentos seguros e saudables e de xeración
de emprego e riqueza nas comunidades cos-
teiras como Galicia.”

Xustificación, antecedentes e criterios metodolóxicos para a elaboración da proposta

Foto. Dr. Javier Cremades Ugarte



A piscicultura mariña pode ter un grande interese en termos de ocupación e utilización do espazo, de estabilización e de prosperidade da poboación, e dunha mellor utilización dos recursos renovables. Ao ser unha actividade en situación de concorrencia polos recursos naturais, ha de ser competente fronte a outros produtores do sector e fronte a outras actividades que se desenvolven no litoral. É unha actividade que necesita dispoñer dunha boa calidade do medio pero tamén ha de ser respectuosa con el para garantir a súa sostibilidade. Ademais, para ser sostible, debe ser economicamente viable e socialmente aceptable. Isto supón realizar un esforzo en utilizar as mellores técnicas dispoñibles de produción e de xestión ambiental. Non obstante, en xeral, a acuicultura é unha actividade pouco ou mal coñecida, sendo común observar actitudes na poboación en contra de calquera nova instalación na proximidade do seu territorio, por ser considerada *a priori* unha actividade degradante do medio. Por iso, é esencial integrar a piscicultura entre as actividades importantes e lexítimas nas estratexias de desenvolvemento, a planificación e a xestión do litoral.

De aí xorde a necesidade dun control ambiental da actividade que garanta o mantemento dunhas condicións óptimas para a crianza das especies, a funcionalidade do medio receptor, sen detrimento dos servizos que o ecosistema proporciona ao resto dos usuarios do dominio público, e sen poñer en risco a sostibilidade da actividade. A ferramenta administrativa para o control ambiental das actividades produtivas, entre as que se encontra a acuicultura mariña en gaiolas flotantes, é o Plan de vixilancia ambiental (PVA). O devandito PVA deséñase nunha fase previa do EsIA e ponse en marcha cando comeza a produción. Ambos os dous pasos, EsIA e PVA, dentro do procedemento administrativo de Avaliación de impacto ambiental (AIA), encóntranse intimamente relacionados, sendo unha continuación do outro no tempo que dura a actividade. Os EsIA teñen como finalidade prognosticar e valorar a incidencia dunha determinada actividade no seu contorno e os PVA comprobar que os devanditos prognósticos se cumpren. Por conseguinte, ambos os dous estudos retroaliméntanse, no sentido que o PVA vai permitir corrixir deficiencias de futuros EsIA e realizar predicións máis axustadas, cuxas novas formulacións van permitir a elaboración do PVA que achegue información máis precisa e exacta sobre o impacto ambiental desta activi-

dade. En definitiva, un correcto deseño e execución do PVA permite afondar no coñecemento sobre as interaccións entre as actividades produtivas e o medio, á vez que incrementan a eficiencia doutras ferramentas predictivas como son os EsIA.

Un PVA básico debería ser sinxelo na súa execución, estatisticamente robusto no seu dimensionamento e tratamento de datos, dinámico en relación á evolución do medio e estandarizado en canto aos métodos analíticos e de obtención de mostras. Iso non é impedimento para que as administracións competentes deban comprobar que as empresas ou entidades que executen os PVA reúnen as competencias axeitadas para iso. Neste sentido, as empresas ou entidades deberían acreditar as súas capacidades de mostraxe e de análise dos parámetros biolóxicos, físicos ou químicos correspondentes. Deberían aplicar prácticas de xestión de calidade conforme as normas aceptadas internacionalmente. Deberían promover procedementos de intercalibrado e de formación co fin de asegurarse que os diferentes PVA sexan comparables utilizando métodos de análises considerados neste documento ou seguindo a guía descrita por normalización internacional. Cando sexa posible deberían utilizar a análise de materiais de referencia dispoñibles que sexan representativos das mostras recollidas cos niveis axeitados de concentración en relación coas normas de calidade analítica pertinentes.

A proposta baséase nos seguintes criterios metodolóxicos:

- Modelo conceptual tipo DPSIR: identificación de forzas motrices (D), presións (P), estado (S), impacto (I) e resposta (R). O desenvolvemento deste modelo conceptual permite ter unha visión holística e multidimensional das relacións causa-efecto no contexto das interaccións da acuicultura mariña en gaiolas flotantes e o medio natural. Actúa como marco de referencia. Nas figuras 2 e 3 resúmense as principais interaccións que dan lugar aos impactos ambientais potenciais que se describen no apartado seguinte.
- Profunda revisión bibliográfica e documental que inclúe os EsIA e PVA e auditorías ambientais das instalacións de cultivos mariños en gaiolas.

las flotantes instaladas nas CCAA, outros protocolos de PVA nacionais e estranxeiros, entre os que destacan os realizados en Murcia, Escocia e Noruega, proxectos de investigación nacionais (IPSIAM) e internacionais (MERAMED, MedVeg, ECASA), directivas nacionais, internacionais e rexionais, e literatura científica específica. Esta revisión permite identificar os acertos, as ferramentas dispoñibles e a definición dunha estratexia. Para esta adaptación do PVA estatal completouse a información cos estudos realizados en Galicia, recollidos no informe interno realizado por Carballeira (2013a).

- No estudo piloto desenvolvido en 10 granxas mariñas distribuídas por todo o litoral español no contexto do proxecto Xacumar "Selección de

indicadores, determinación de valores de referencia, deseño de programas e protocolos de métodos e medidas para estudos ambientais en acuicultura mariña" (2008-2010). Este estudo permitiu avaliar en diferentes circunstancias as ferramentas e estratexias identificadas previamente. Posteriormente, no informe realizado por Carballeira (op. cit.) compróbase a súa validez ao caso de Galicia.

Na figura 4 móstrase o esquema vertebral elaborado a partir da información obtida do desenvolvemento dos puntos anteriores. Os distintos capítulos en que se divide esta guía conforman a proposta, e desenvólvense a continuación.

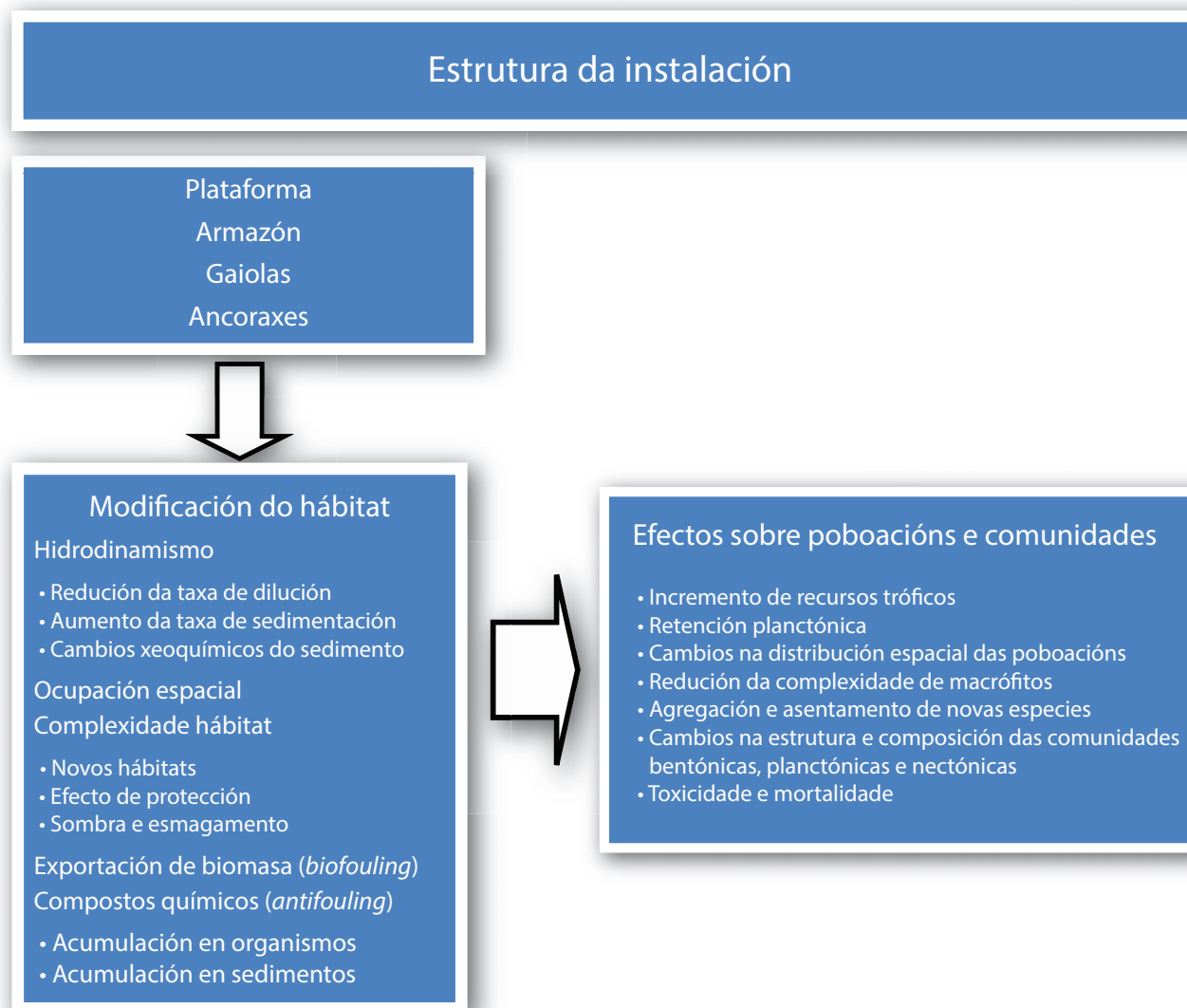


Figura 2. Impactos ecolóxicos potenciais da acuicultura mariña en gaiolas derivados da estrutura

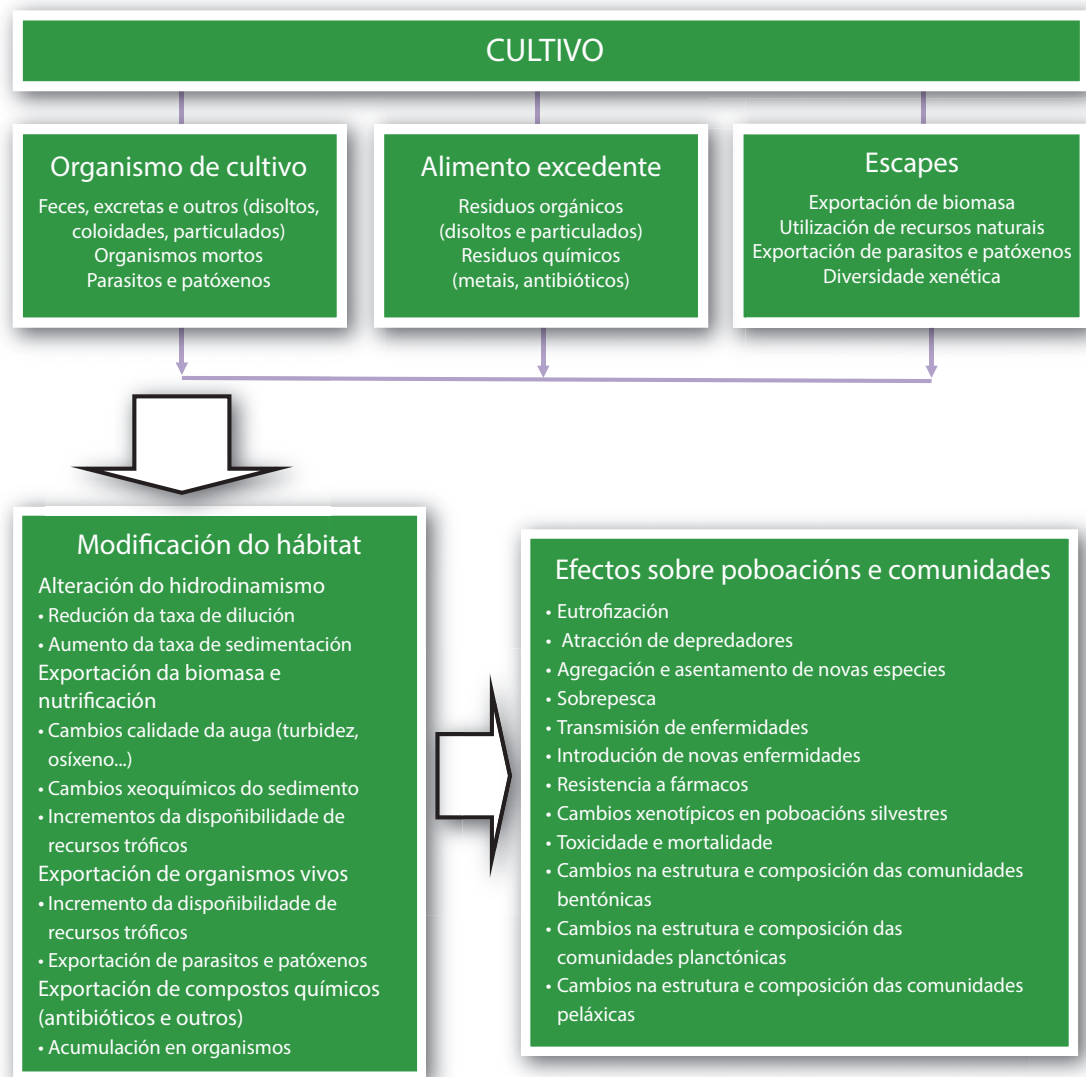


Figura 3. Impactos ecolóxicos potenciais da acuicultura mariña en gaiolas derivados do cultivo

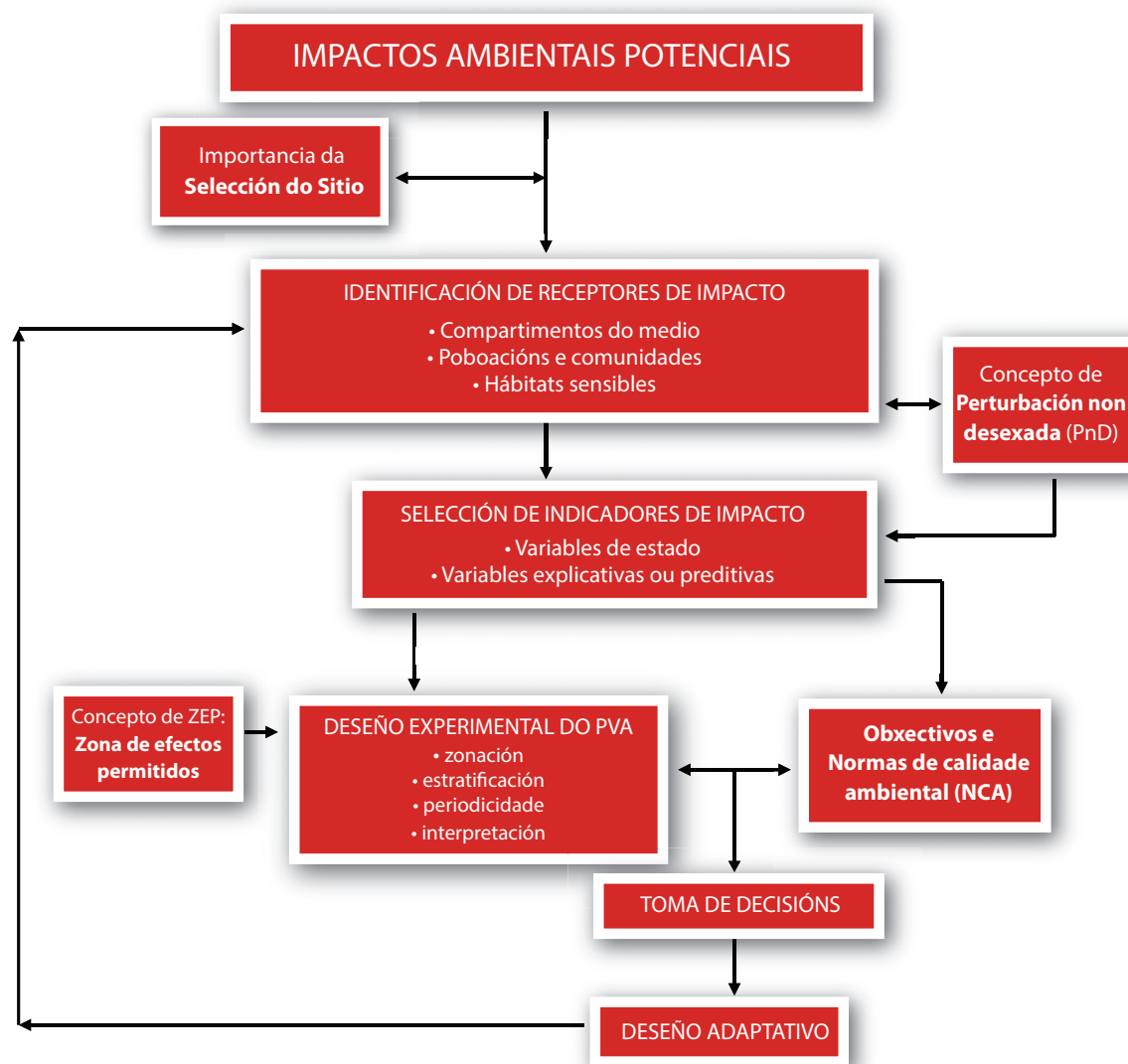


Figura 4. Esquema da proposta metodolóxica para a realización dos plans de vixilancia ambiental (PVA) dos cultivos mariños en gaiolas flotantes

**Impactos
ambientais
potenciais da
acuicultura mariña
en gaiolas**

Tomado de Aguado et al. 2013



As piscifactorías mariñas liberan residuos orgánicos (disoltsos ou particulados) e outros compostos químicos que poden afectar a calidade da auga, as características xeoquímicas do sedimento e a vida mariña (figura 5). Pero o tipo e grao dos impactos que poida exercer unha granxa dependerán en boa medida da selección do sitio para a súa instalación, de tal forma que a carga instalada estea en consonancia coa capacidade asimilativa do medio receptor, todo iso apoiado nunha boa xestión.

Efectos sobre o medio

Efectos sobre a calidade da auga

O estudo dos efectos potenciais da acuicultura sobre a calidade da auga céntrase no aumento da concentración de nutrientes (nitrificación), sobre todo de nitróxeno, por ser o primeiro factor limitante da produción primaria no medio mariño, da concentración de lípidos, da turbidez e na redución do osíxeno dispoñible. Habitualmente estes efectos non adoitan observarse máis alá de 30 m de distancia ás gaiolas na dirección dominante da corrente, e practicamente non son detectados de xeito significativo dentro ou no ámbito das granxas instaladas en mar aberto. Pola contra, a calidade da auga pode verse alterada dentro e arredor das granxas instaladas na costa en hábitats con fluxo hídrico reducido. A localización das granxas en zonas dispersivas, é dicir, con bo hidrodinamismo, profundidade, flutuación mareal e forza de coriolis, unido a melloras na formulación dos pensos e de eficientes sistemas de alimentación, permiten reducir significativamente a carga de nutrientes e manter unha boa calidade da auga (Belle e Nash, 2009; Holmer, 2010; Olsen et al., 2008).

Os niveis de osíxeno en disolución non son afectados polas piscifactorías mariñas, permanecendo sempre por enriba do limiar dos 6 mg/L. As reducións observadas son inferiores a 0.5 mg/L e soamente en casos extremos se chegaron a rexistrar reducións de 2 mg/L (Nash, 2003; Sarà, 2007).

O aumento da turbidez da auga debida a restos de alimento e de feces non adoita representar ningún problema nas granxas en mar aberto, pero é

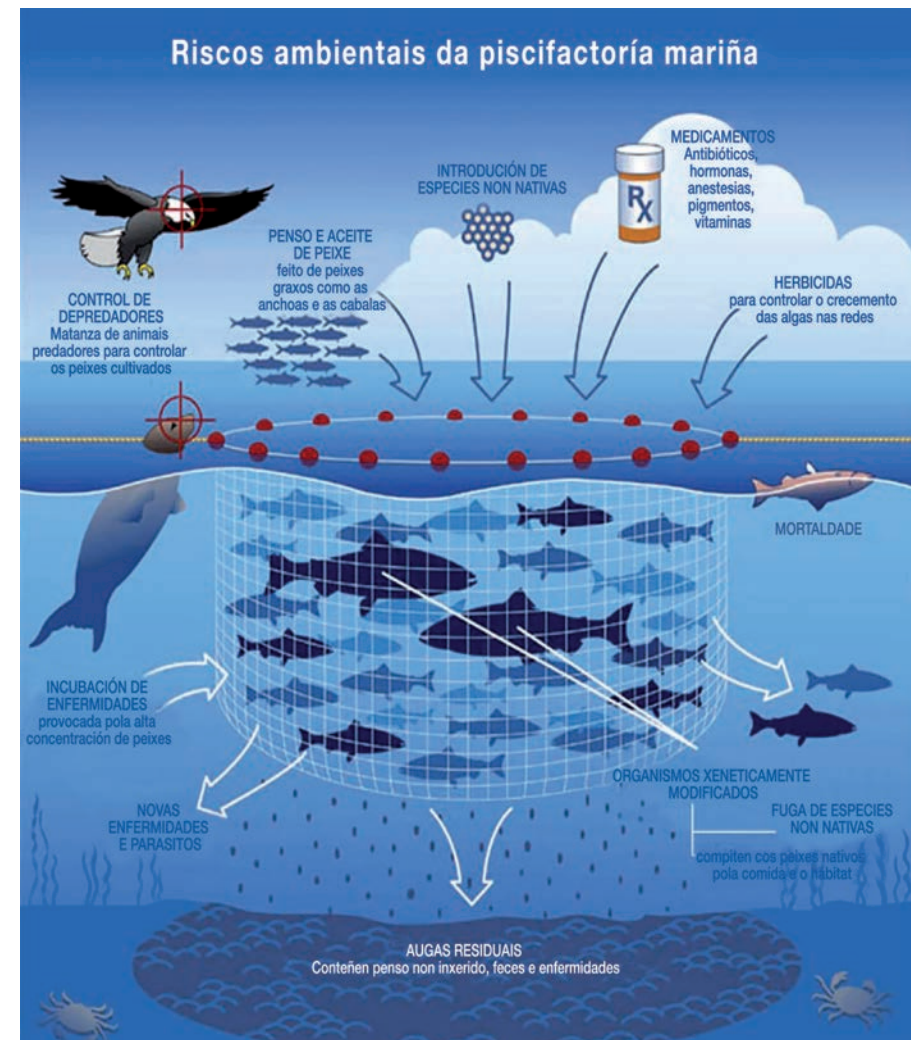


Figura 5. Riscos potenciais ambientais asociados a unha gaiola mariña (Tomado de [www.http://faada.org](http://faada.org))

especialmente perigosa en granxas instaladas preto de hábitats sensibles como: pradeiras de fanerógamas, fondos coralinos ou de maërl (Hargrave, 2003; IUCN, 2007; Ruiz et al., 2001).

Efectos sobre as características xeoquímicas do sedimento

É normal que no sedimento baixo as gaiolas e o seu contorno se produza certa acumulación de materia orgánica (MO), debido fundamentalmente ao exceso de alimento e os residuos dos peixes, principalmente ao final do período de crecemento máximo. Isto pode alterar os procesos de descomposición e asimilación de nutrientes, pero en xeral este impacto xeoquímico non supera os 100 m das gaiolas en ambientes dispersivos. A materia orgánica pode cambiar as condicións de oxidación-redución (potencial redox, Eh) do sedimento. Como o Eh depende da cantidade de osíxeno en disolución cando esta é >2 mg/L, os sedimentos tenden a ter valores de $Eh > 100$ mV; en condicións de hipoxia (0-2 mg/L de osíxeno), o Eh flutúa entre 100 e -150 mV; e baixo condicións anóxicas (0 mg/L de osíxeno), os valores de Eh son inferiores a -150 mV. As reaccións redox están correlacionadas co pH, de modo que en condicións normais de osixenación (normóxicas) o pH tende a estar ao redor de 8, en condicións de hipoxia o pH redúcese a valores próximos a 7 e baixo condicións moi reducidas (anóxicas) baixa ata 5. Se as condicións de anoxia persisten redúcese a velocidade de descomposición das bacterias aeróbicas e acumúlase máis MO na superficie do sedimento. Nesta situación pódese observar burbullo de gas metano. O metano é relativamente pouco tóxico pero as burbullas tamén poden transportar sulfuro de hidróxeno producido polas condicións anaeróbicas, que é fortemente tóxico para os organismos mariños.

Os procesos bioxeoquímicos dependen en boa medida das características hidrodinámicas da zona e do tipo de sedimento que se encontra baixo as gaiolas (Hargrave, 2003; Holmer et al., 2005; Wildish et al., 2004). Os sedimentos de sitios depositivos caracterízanse pola dominancia das fraccións finas (limos/arxilas) e son ricos en MO, mentres que nos erosivos ou dispersivos domina a fracción grosa (areas) e son pobres en MO. Aínda que tamén

é necesario ter en conta a presenza doutros minerais, fundamentalmente Fe, que poden xogar un papel fundamental nos procesos bioxeoquímicos (Valdemarsen et al., 2009; Valdemarsen et al., 2010).

A comparación entre parámetros do sedimento e medidas de diversidade biolóxica do bentos permite acoutar as condicións do impacto xeoquímico (Hansen et al., 2001). Hargrave et al. (2008b) estudaron as principais interaccións que se producen entre os procesos biolóxicos e os procesos xeoquímicos que poden ser medidos nos sedimentos para avaliar o grao de enriquecemento (figura 6). En xeral, o potencial redox da capa superficial, en combinación co pH ou a súa descontinuidade vertical (*redox discontinuity layer*), e a concentración de sulfuros, son indicadores consistentes do grao de enriquecemento orgánico dos sedimentos, e por iso estes parámetros adoitan ser priorizados nas propostas de monitorización. Actualmente, aínda que soamente foron postas a punto localmente, estanse a aplicar técnicas de análise de imaxes e acústicas que facilitan a avaliación espacial do enriquecemento orgánico no ámbito das granxas (Holmer et al., 2002; Holmer et al., 2005; Wildish et al., 2004; Wildish et al., 2003).

Un dos principais aspectos en vixilancia ambiental é coñecer a extensión do impacto que pode ser xerado por unha determinada actividade. Comprobouse que os valores de Eh e pH tenden a diminuír significativamente, respecto ao control, ata 20 m de distancia das gaiolas durante o ciclo de produción (Carroll et al., 2003). A partir dos datos rexistrados en numerosas granxas norueguesas e dende unha perspectiva probabilística concluíuse que a determinación de Eh-pH é unha ferramenta realista, económica e válida en moitos tipos de substratos para avaliar as condicións de enriquecemento do sedimento e que na maioría das granxas o impacto se limita aos 100 m das gaiolas (Schaanning e Hansen, 2005). Ademais, os valores de $Eh > -100$ mV e de $pH > 7,1$ representan condicións aceptables do sedimento (Schaanning e Hansen, 2005). En augas máis cálidas do Mediterráneo encóntranse situacións similares pero limitan a zona de impacto a 50 m (Porrello et al., 2003). Pola contra, detectouse claramente a influencia das granxas ata 300 m de distancia mediante a análise de isótopos estables de nitróxeno ($\delta^{15}N$), dependendo da distribución de nutrientes, do grao de resuspensión do sedi-

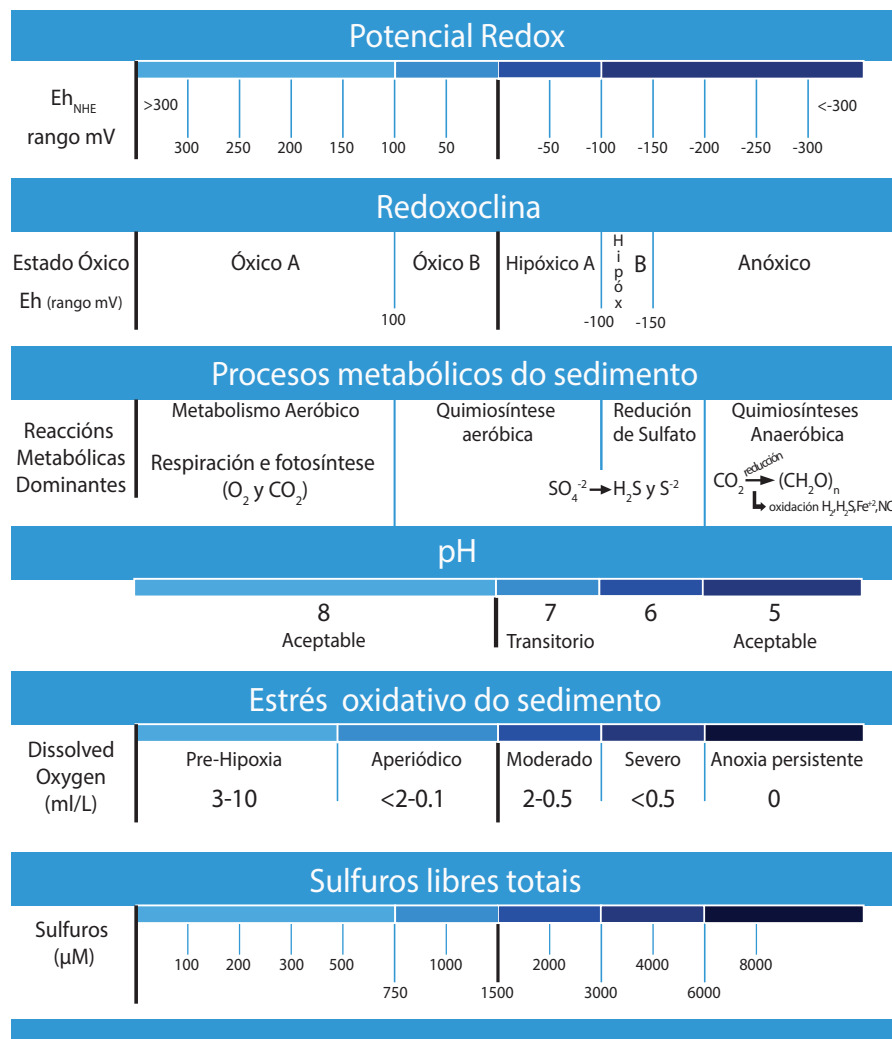


Figura 6. Relacións entre procesos bioxeoquímicos en sedimentos mariños (Tomado de Hargrave et al., 2008b)

mento e do alimento liberado das gaiolas (Sarà et al., 2004). Por outro lado, encontráronse patróns consistentes de variación das condicións xeoquímicas do sedimento coa distancia e as características das granxas e que a profundidade da auga favorece a dispersión dos residuos e mellora a calidade do sedimento, sendo o maior determinante da extensión e severidade do impacto. A profundidade do impacto usualmente límitase aos 40-70 m das granxas (Giles, 2008; Kalantzi e Karakassis, 2006).

“A acumulación de materia orgánica no sedimento –por exceso de produción fronte á capacidade dispersiva do medio– incrementa a actividade biolóxica, diminúe o osíxeno, crea condicións redutoras e aumenta a formación de sulfuros e a presenza de gas metano. En xeral, estes impactos límitanse aos 100 m de distancia das gaiolas en condicións de mar aberto que facilitan a dispersión dos residuos e reducen en boa medida a probabilidade de impacto ecolóxico respecto ás granxas instaladas preto da costa, en localizacións de menor profundidade e hidrodinamismo.

Pero para reducir os efectos sobre as características xeoquímicas do sedimento, ademais dunha boa selección do sitio, é necesario realizar unha boa xestión da granxa (e.g. instalar un sistema de alimentación eficiente).



Efectos sobre os organismos e as comunidades

Efectos sobre os produtores primarios

Os nutrientes disoltos liberados polo cultivo poderían estimular a produción primaria planctónica ou bentónica ata alcanzar niveis de degradación do medio insostibles (eutrofización). Diferentes investigadores (Honkanen e Helminen, 2000; Modica et al., 2006; Navarro, 2008; Nordvang e Johansson, 2002) observaron incrementos de nutrientes e de clorofila-a fitoplanctónica no contorno das granxas, dependendo a súa intensidade das condicións hidrolóxicas locais, aínda que en ningún caso se observaron efectos adversos. Nestes ambientes dispersivos o aumento significativo de nutrientes na auga non adoita superar os 100 m da granxa. Isto é debido a que en condicións de mar aberto, a dilución e dispersión dos nutrientes é o suficientemente rápida como para que apenas se poidan detectar picos nos niveis dalgúns nutrientes (amonio e fosfatos) ou nos niveis de clorofila-a, inmediatamente despois dos períodos de alimentación, que moi axiña se esvaece (Pitta et al., 1998; 2005; 2006).

Dado que as condicións de cultivo en mar aberto imposibilitan un confinamento dos nutrientes e, por conseguinte, que se dispare a produ-

ción primaria planctónica, os efectos sobre o ecosistema peláxico son practicamente inexistentes ou desprezables. Non obstante, naqueles casos en que as condicións hidrodinámicas sexan pouco propicias para a dispersión das achegas de residuos disoltos (i.e. correntes $<5 \text{ cm.s}^{-1}$), en situacións de calmas prolongadas ou de vento constante cara á costa, ou nos casos en que haxa unha concentración de instalacións de cultivo nunha área determinada, será necesario controlar os efectos da entrada de nutrientes sobre a produción primaria planctónica, porque poderían alterar as normas de calidade das augas. Só en casos extremos de nitrificación poderían desencadearse proliferacións desmedidas de fitoplancto (Wu, 1995). Ademais, a vixilancia ambiental do potencial efecto das granxas sobre estes procesos debe ser considerada cunha perspectiva máis ampla e a outra escala xeográfica dada a súa complexidade e as interaccións con outras causas de orixe natural e antrópica (Sarà, 2007).

Aínda que a medida de elementos en disolución é pouco pertinente para controlar a evolución do medio, non obstante, para unha boa xestión da produción os parámetros fisicoquímicos da auga (temperatura, osíxeno disolto, velocidade da corrente, salinidade, turbidez, nutrientes, bacterioloxía, clorofilas...) deben ser medidos con asiduidade. Estas son prácticas comúns dos piscicultores pola facilidade da medida, polo seu baixo custo e porque permiten axustar *a posteriori* certos parámetros de produción.

Respecto aos produtores primarios bentónicos, pódese relacionar o incremento das macroalgas ao longo de 1 km da zona intermareal coa instalación dunha granxa de salmón utilizando como marcador a concentración de Zn nos sedimentos (Robinson et al., 2005).

Outros investigadores utilizan o sinal isotópico de nitróxeno ou carbono en sedimentos ou organismos para relacionar o grao de exposición ou o incremento de produción de macroalgas e pradeiras de fanerógamas coa emisión de nutrientes das granxas (Carballeira et al., 2011b; Rensel e Forster, 2007; Vizzini et al., 2005).

“As condicións hidrolóxicas e a xestión das granxas son as causas principais dos potenciais efectos sobre a produción primaria. En consecuencia, é necesario mellorar a xestión e localizar as granxas lonxe de hábitats sensibles.”

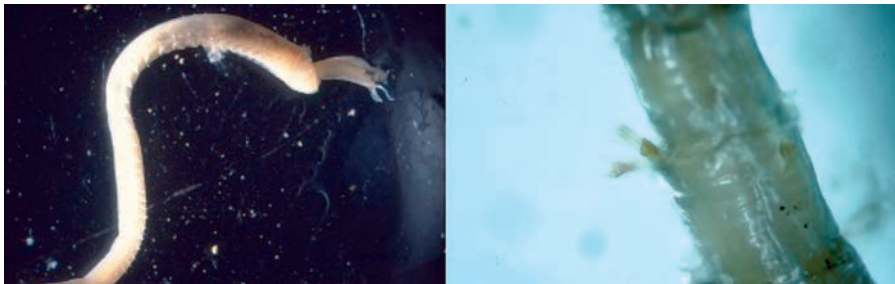
Efectos sobre as comunidades bentónicas

Os residuos de tipo particulado e coloidais son dispersados, dependendo do seu tamaño entre outros factores, en menor medida que os disoltos, e tenden a depositarse nos fondos nas inmediacións das instalacións de cultivo. Ademais, as gaiolas flotantes, máis aínda cando están cheas de peixes, supoñen un obstáculo para o hidrodinamismo e a dinámica sedimentaria local, podendo verse favorecida a deposición do material particulado –tanto derivado do cultivo como de orixe natural– no contorno das instalacións. De darse esta situación, a distribución de tamaño das partículas do fondo podería verse modificada incrementando as fraccións máis finas do sedimento. Estes cambios na composición granulométrica actúan sinerxicamente co incremento do contido orgánico do sedimento, alterando as condicións en que se desenvolven as comunidades bentónicas.

Os efectos das granxas sobre as comunidades bentónicas foron estudados amplamente, fundamentalmente sobre a comunidade de macro e meio invertebrados da infauna. Estas comunidades son a base de moitos sistemas de vixilancia instalados en diferentes países. Pola contra, ás comunidades

microbianas bentónicas prestóuselles escasa atención a pesar do seu papel relevante na transformación das condicións do medio, aínda que é habitual utilizar a formación de matas de *Beggiatoa*, bacteria filamentosa quimiotrófica do xofre, para cualificar un estado de degradación avanzado do sedimento.

Os cambios xeoquímicos do sedimento debidos ao enriquecemento orgánico alteran a composición e a estrutura da infauna que os habita ao favorecer a dominancia das especies tolerantes-xeralistas fronte ás sensibles. A comunidade de poliquetos é o grupo máis estudado por ser o que manifesta os maiores cambios a medida que se alteran as condicións do medio (Aguado-Giménez et al., 2007a; Aguado et al., 2013; Martínez-García et al., 2013). É moi común utilizar como bioindicadores do estado do ecosistema béntico dende poboacións illadas –por exemplo, o incremento de especies oportunistas como *Capitella capitata* ou *Malcoceros fuliginosus* (Cromey et al., 2012; Hansen et al., 2001; Maldonado et al., 2005) ou a redución de especies sensibles como *Pennatula phophorea* (Wilding, 2011)– ata parámetros macroscópicos (e.g. Curvas ABC, índice de Shannon-Wiener, ITI, AMBI, OSI, BHQ) da comunidade invertebrada (Borja et al., 2009; Cromey et al., 2012; Giles, 2008; Keeley et al., 2012; Klaoudatos et al., 2006; Lampadariou et al., 2008; Muxika et al., 2007). Pero, en xeral, considérase que a mostraxe e os estudos da fauna béntica son moi onerosos. Por iso, Hargrave et al. (2008b) realizaron unha elaborada revisión das respostas da infauna béntica aos cambios das condicións xeoquímicas co obxecto de simplificar os esforzos e o custo da monitorización dos impactos debidos á carga de residuos orgánicos procedentes das prácticas acuícolas. Estes mesmos autores construíron un nomograma que permite clasificar os sedimentos mariños ao longo dun gradiente de enriquecemento orgánico en función dos rangos das variables químicas e biolóxicas. Un dos principais obxectivos do proxecto Xacumar 2008-2011 era axustar de xeito experimental os devanditos rangos das variables ao caso das granxas instaladas nas costas de España. Mediante a aplicación de técnicas de análise frecuencial (construción de perfís ecolóxicos), o cálculo de taxas de renovación específica ao longo de gradientes ambientais e técnicas de regresión múltiple seleccionáronse as variables explicativas e os limiares



Melina palmata e *Spiochaetopterus costarum* son indicadores de fondos ricos en materia orgánica
(Foto. Dr. José Mora Bermúdez)

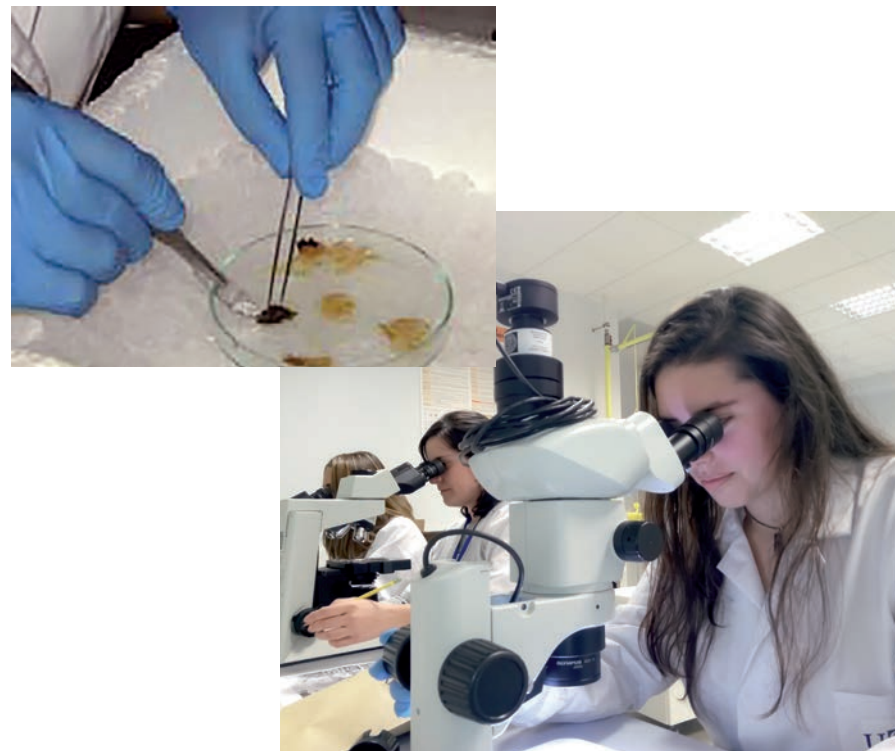
que mellor caracterizaban os cambios significativos do estado ecolóxico do sistema representado pola comunidade de poliquetos (Carballeira et al., 2011a; Carballeira et al 2011a;2012a).

A extensión e intensidade do impacto sobre a fauna béntica depende do grao de adecuación do sitio, do axuste da produción á capacidade de acollida do ecosistema receptor (biomasa establecida, número de gaiolas, distancias entre gaiolas...) e do tipo de xestión da granxa (formulación de alimentos, técnicas de alimentación, períodos de barbeito...). Demostrouse que a abundancia da macrofauna, biomasa, riqueza e diversidade específica están inversamente relacionadas coa distancia á granxa, e que de todas as variables ambientais consideradas a profundidade e a velocidade da corrente explican o 53.2% da variabilidade da macroinfauna (Borja et al., 2009). Tamén, a profundidade e a distancia ás gaiolas foron os factores que máis explicaban a variabilidade dos índices bióticos utilizados nun estudo a longo prazo; por exemplo, explicaban o 68% da varianza asociada ao índice de diversidade específica de Shannon-Wiener (Keeley et al., 2012).

En xeral, o impacto sobre a comunidade bentónica en mar aberto adoita estenderse entre 30 e 100 m das gaiolas (Abebe et al., 2004; Aguado-Giménez et al., 2007a; Black et al., 2012; Wilding, 2011), pero mesmo en augas moi profundas se observaron alteracións a máis de 250 m (Kutti et al., 2007). O

impacto das granxas instaladas na costa ou en zonas semi-pechadas o raio pode ser menor pero non a intensidade de impacto (Neofitou et al., 2010).

Ferramentas ambientais similares tamén son utilizadas para avaliar a *resiliencia* ou capacidade de rehabilitación dos fondos afectados polas granxas a partir da colleita ou o inicio do barbeito (Brooks et al., 2004; Brooks et al., 2003).



En ocasións a vixilancia ambiental obriga a realizar estudos especiais, como a análise de biomarcadores ou de alteracións histopatolóxicas, en poboación sensibles
(Foto. Dr. Carlos Carballeira Braña)

Pero en ambos os dous casos, os recursos e os requirimentos de mostraxe para unha avaliación efectiva do estado do bentos son custosos, e cómpre mellorar as ferramentas para detectar as tendencias dos sedimentos impactados pola acuicultura ou outros tipos de actividades humanas (Rogers et al., 2008). Unha aproximación consiste na monitorización dos impactos mediante a implementación de novas técnicas, como o uso de análise de imaxes en combinación con técnicas xeoquímicas menos custosas (Boyra et al., 2004; Karakassis et al., 2002; Mulsow et al., 2006). A análise de isótopos estables –como a determinación do sinal $\delta^{15}\text{N}$ en mostras de sedimentos ou organismos (macroalgas, moluscos, anémonas, esponxas, cirrípedes...)– facilita unha imaxe da extensión e intensidade do impacto potencial das granxas a un custo competitivo (Carballeira et al., 2011b; 2012b; Doleneć et al., 2007).

riais. Por iso, é necesario mellorar as ferramentas bénticas, utilizar variables xeoquímicas preditivas xunto a parámetros biolóxicos simples ou contar co soporte de novas tecnoloxías (e.g. análise de imaxes, isótopos estables), tanto para detectar as tendencias a longo prazo coma para deslindar responsabilidades fronte a outras fontes de impacto natural ou antrópicas.”

“O seguimento das comunidades bénticas instaladas en fondos brandos, presentes debaixo e no contorno das gaiolas, é unha práctica común nos plans de vixilancia deste tipo de actividade, por ser *a priori* os máis ameazados. Para unha correcta interpretación dos resultados obtidos na monitorización é necesario dispoñer de sitios control ou valores de referencia. Neste sentido resulta moi útil dispoñer de información do estado do sitio antes de que comece a actividade da granxa. A monitorización continua e robusta das comunidades bénticas esixe un esforzo de mostraxe espazo-temporal intenso, o cal obriga a dispoñer de importantes recursos humanos e mate-

Efectos sobre os hábitats sensibles

En xeral, baixo as granxas *offshore* localízanse fondos brandos, pero tamén se poden encontrar fondos rochosos que son necesarios vixiar. Pola contra, no caso de granxas instaladas na costa poden ter gran relevancia pois é moito máis doado encontrar este tipo de fondos rochosos a menor distancia das gaiolas. As técnicas de vixilancia para este tipo de hábitats están menos desenvolvidas e adoitan ser singulares dependendo do tipo de poboacións ou comunidades que os habitan. Así, as pradeiras de fanerógamas, os arrecifes de coral ou os fondos de maërl son moi sensibles á deposición de residuos, á turbidez e ao enriquecemento de nutrientes, por iso non é aconsellable instalar granxas preto destes hábitats polas consecuencias negativas que poden carrexar a medio-longo prazo.

Os fondos de sedimentos constituídos pola acumulación de talos de algas vermellas calcarias (coralináceas e peysoneliáceas) libres e arbusculares son coñecidos como maërl. Estes fondos de algas vermellas coralininas son hábi-

tats que gozan dun alto nivel de protección na UE (Barbera et al., 2003) e son relativamente comúns nas nosas costas (Peña, 2010; Peña e Barbara, 2007; 2008a; 2008b; 2009; 2010a; 2010b). A cobertura de maérl vivo pode ser reducida significativamente polos residuos das granxas, mesmo a distancias considerables, xa que leves incrementos das concentracións medias de nutrientes ou de sólidos en suspensión son suficientes para producirllles danos (Borg et al., 2011; Hall-Spencer et al., 2006; Huntington et al., 2006; Wilding, 2011).

Os efectos das piscifactorías mariñas sobre as pradeiras de fanerógamas (*Posidonia oceanica*) foron amplamente estudados no mediterráneo pola súa abundancia, por ser hábitats moi sensibles e por gozar dun alto nivel de protección. O incremento da carga de nutrientes e dos sólidos en suspensión poden afectar de múltiples maneiras este tipo de pradeiras: aumentando a turbidez da auga, creando condicións redutoras con liberación de sulfuros na zona radical, incrementando a produción primaria ou alterando a composición e estrutura da macrofauna asociada (Apostolaki et al., 2007; Cancemi et al., 2003; Dolenc et al., 2006; Holmer et al., 2003; Holmer et al., 2005; Terlizzi et al., 2010). O control da superficie e a cobertura da pradeira, a densidade e o tamaño dos talos, a taxa de crecemento das follas e o rizoma ou a capacidade fotosintética son parámetros útiles para o control do potencial impacto das granxas (Pergent-Martini et al., 2006). Para minimizar o impacto é necesario instalar as granxas o máis lonxe posible destes ecosistemas sensibles. Segundo sexan as condicións do medio suxírese respectar unha distancia mínima de 200 a 500 m, o cal supón implementar unha vixilancia activa, xa que mesmo a 3 km se chega a detectar a influencia das granxas (Ruiz et al., 2010). Para a protección das pradeiras de fanerógamas, Huntington et al. (2006) recomendan á UE como estándar de calidade: non incrementar os niveis medios estacionais dos sólidos en suspensión, que o grao de iluminación a 2 m de profundidade non sexa inferior ao 10% da luz incidente na superficie, que o N-Kjeldahl sexa <140 µg/L e que a concentración media do N-total sexa <500µg/L.

Igual que nos casos anteriores a utilización de isótopos estables de C e N permite vixiar o grao de exposición destes hábitats aos residuos das granxas e anticiparse ao posible impacto (Levy et al., 2010) en corais.

“Unha axeitada selección do sitio e da planificación e un correcto procedemento de avaliación do impacto ambiental deberían deixar estes hábitats sensibles á marxe da influencia dos cultivos. En calquera caso, a existencia de hábitats con algunha figura de protección que, pola súa proximidade, faga que exista un mínimo risco de impacto conduciría automaticamente á implementación dun sistema de vixilancia continuo (monitorización). A administración competente sería a encargada de establecer o tipo de vixilancia e quen sería o responsable do seguimento.”

Efectos sobre as poboacións de peixes e aves

As granxas, como hábitat (estrutura flotante) ou como fonte de alimento, exercen un forte atractivo sobre determinadas especies de peixes peláxicos e bentónicos, por iso son consideradas como súper-dispositivos de agregación de peixes (*fish aggregation devices*, FAD), o que aumenta significativamente o tamaño das súas poboacións cando se compara o antes co despois da instalación da granxa ou con lugares de referencia (Dempster et al., 2005; Dempster et al., 2006; Grigorakis e Rigos, 2011; ICES, 2002; IUCN, 2007; Machias et al., 2005; Machias et al., 2004). Dende esta perspectiva as granxas poderían afectar positivamente algunhas poboacións de



As granxas exercen un forte atractivo sobre determinadas especies. Por iso, son consideradas como súper-artiluxios de agregación de peixes e dos seus depredadores
(Foto Dr. Alejo Carballeira Ocaña)

peixes silvestres, tanto a escala local coma rexional, pero para que así sexa é necesario considerar determinados aspectos relativos ao seu deseño e xestión. Ademais, as poboacións atraídas poden axudar a reducir o impacto das granxas. Mediante experimentos de exclusión comprobouse que as poboacións de peixes silvestres (e.g. *Mugil cephalus*) poden mellorar a calidade do sedimento –incrementando os niveis de osíxeno e reducindo a carga orgánica e a concentración de sulfuros– ao consumir os restos de penso e feces depositados baixo as gaiolas e dos procesos de bioturbación e resuspensión debidos ao emprego de forraxe (Katz et al., 2002; Vita et al., 2004).

O aumento das poboacións de peixes silvestres comerciais nas proximidades das granxas tamén pode actuar como atraente de pesca deportiva ou comercial. Non obstante, o consumo humano de peixes silvestres alimentados con penso medicado, así como a posible transmisión de enfermidades debe terse en conta regulando a pesca nas inmediacións das granxas por razóns de saúde pública. Pero a limitación da pesca nas granxas tamén é obrigada por razóns ecolóxicas. As granxas son súper-atractores, de tal xeito que a extracción sen control de peixes no seu contorno repercute nunha área moito máis ampla, pois a medida que se reduce a poboación local provócase un baleiro ecolóxico que atrae as poboacións veciñas. Pola contra, se se limita a pesca no ámbito das granxas –deseñando áreas de protección en función da carga e da dirección de dispersión dos residuos– conseguiríase evitar problemas sanitarios potenciais e que as granxas actúen como focos de exportación de peixes silvestres axudando á recolonización doutras áreas veciñas sobreexplotadas.

Hai que sinalar que os animais silvestres poden danar as granxas. As agregacións de anchova (*Pomatomus saltador*) arredor das gaiolas producen perdas de produción por depredación directa, polo estrés inducido nos peixes cultivados e polos custos derivados da extracción das anchovas apresadas e da reparación das redes (Sánchez-Jerez et al., 2008). Tamén se dispón da documentación de interaccións con mamíferos mariños, especialmente con delfíns, que son atraídos polas granxas, nalgúns casos para alimentarse de xeito rutineiro dos peixes mortos máis que da rotura das gaiolas (Díaz-López, 2012; Díaz-López et al., 2005). A instalación de redes ríxidas secundarias de exclusión, de sistemas de disuasión (acústicos, olfactivos, cercas eléctricas ou cans gardiáns), xunto á rápida eliminación de peixes enfermos ou mortos, adoitan ser os métodos máis comunmente utilizados para reducir as visitas.

As instalacións acuícolas poden actuar como puntos de atracción de aves acuáticas, maioritariamente gaivotas e corvos mariños, xerando interaccións entre as devanditas aves e a explotación. Unha situación que en ocasións achega compoñentes positivos, como o aumento da biodiversidade, o desfrute estético ou a promoción de turismo ambiental; e noutras ocasións ne-

gativos, aínda que de baixo risco, como a introdución de patóxenos nas instalacións ou as afeccións á produción por depredación que son doadamente eliminadas mediante a instalación de cubertas de rede.

Respecto ás fugas accidentais de peixes, o grupo de traballo do proxecto ESCA-FEP (2014), sobre prevención e mitigación de escapes de peixes de acuicultura, desenvolvido en gaiolas mariñas de Andalucía e Murcia, elaborou unha guía de boas prácticas útil para a xestión de escapes co fin de reducir as perdas que ocasionan e os posibles impactos ecolóxicos que poidan arrastrar. Pero, unha vez que se produce un escape é necesario mitigar o seu impacto e, para iso, é conveniente dispoñer dun plan de continxencia que permita actuar axiña para evitar máis perdas e favorecer a recaptura. Como medida complementaria cara á mitigación de impactos fórmulase a necesidade de deseñar plans de seguimento e control da presenza de escapes nas capturas da pesca profesional e deportiva, así como en zonas de especial interese para a súa conservación.

“As granxas son súper-artiluxios de agregación de organismos. Por razóns sanitarias e ecolóxicas é necesario regular a pesca deportiva ou profesional preto das granxas, deseñando áreas de especial protección.

Para reducir o impacto de fugas accidentais é conveniente dispoñer de plans de continxencia de rápida aplicación.”

Efectos dos compostos químicos manexados en maricultura

Os estudos sobre o impacto das piscifactorías mariñas céntranse no efecto dos residuos orgánicos (disoltos, coloides ou particulados), pero existen outros tipos de impactos derivados dos cultivos con efectos no medio que non están aínda o suficientemente estudados pero que tamén é necesario vixiar, como son os derivados do uso de compostos químicos. O uso de produtos químicos en cultivos extensivos e intensivos, como a acuicultura, está amplamente recoñecido (FAO, 2010; GESAMP, 1997) debido ás características propias dos cultivos que presentan elevadas densidades de organismos. Este feito agrávase debido a que a acuicultura creceu exponencialmente nos últimos anos, non obstante as normativas ou lexislacións respecto ao uso de produtos químicos non se foron adaptando ás necesidades intrínsecas do devandito desenvolvemento.

Os produtos químicos empregados en acuicultura pódense clasificar en función do seu mecanismo de acción e procedencia, como químicos procedentes de materiais estruturais, desinfectantes, medicinas, pesticidas, aditivos na comida, anestésicos... O principal problema dos produtos químicos usados en acuicultura reside en que non existen controis nin información deles na maior parte dos países. Mesmo aqueles que presentan listas de compostos químicos prohibidos ou permitidos raramente se coñecen as cantidades usadas ou os novos químicos emerxentes.

De todos os produtos é importante destacar os antibióticos, os desinfectantes e os anti-incrustantes (*antifouling*) polas cantidades usadas, a forma de administralas, pola súa toxicidade ou pola toxicidade das substancias derivadas deles. Afortunadamente, cada vez é menor o uso de antibióticos e doutros compostos perigosos, grazas ao desenvolvemento de vacinas, probióticos e alternativas naturais aos anti-incrustantes (Bondie e Wolf, 2013; Gatesoupe, 2000; Rodgers, 2009). A pesar de que a actitude fronte ao uso e impacto deste tipo de compostos segue sendo preocupante, existe un gran baleiro na normativa relativa ao uso destas substancias na acuicultura. Aínda que algúns países tomaron medidas de protección do medio acuático, por exemplo, Noruega prohibiu o uso profiláctico de antibióticos.

En Europa están permitidos sete antibióticos: amoxicilina, florfenicol, flumequina, ácido oxolínico, oxitetraciclina, sarafloxacina e sulfadiazina-trimeto-prima. A cantidade de antibióticos liberada ao medio depende da técnica de subministración utilizada: adición ao alimento, inxección ou inmersión. O incorrecto aproveitamento dos antibióticos supón importantes perdas económicas para as empresas acuícolas, o que implica a progresiva redución das cantidades liberadas ao medio. Aínda así estímase que máis do 75% dos antibióticos administrados son liberados ao medio e pódense manter disoltos na auga a medida que se van acumulando nos sedimentos, onde a súa persistencia é moi variable dependendo do tipo de antibiótico e das características fisicoquímicas do sedimento (Armstrong et al., 2005; Lalumera et al., 2004; Rigos et al., 2004; Scott, 2004).

Os antibióticos son excretados sen ser metabolizados ou son liberados como metabolitos activos que poden provocar a aparición de patóxenos resistentes e trasladar os xenes de resistencia a peixes salvaxes ou á flora intestinal humana (Díaz-Cruz et al., 2003; Sørum e L'Abée-Lund, 2002). Observouse desenvolvemento de resistencia bacteriana e alteracións da comunidade bacteriana do sedimento, efectos sobre produtores primarios (fitoplancto, macroalgas e fanerógamas mariñas) e sobre consumidores (invertebrados e peixes) con resultados altamente variables dependendo do tipo de antibiótico, as súas mesturas e interaccións, das características do medio, do grao e tempo de exposición, da especie receptora, etc. En consecuencia, é necesario seguir investigando e non hai máis remedio que deseñar un plan de vixilancia específico para cada escenario singular.

Por outro lado, tamén é necesario seguir investigando a acumulación de antibióticos nos peixes cultivados e noutros organismos, incluídos o home. Así, cara á protección da saúde humana é obrigatorio considerar os efectos potenciais derivados da exposición dos traballadores ao manipular os antibióticos durante a preparación e distribución do alimento (Burridge et al., 2010).

Os desinfectantes ou compostos terapéuticos –usados para o tratamento ou prevención de parasitos, virus, fungos e infeccións bacterianas– poden



O fouling é capaz de colonizar axiña todo tipo de substratos artificiais depositados no mar. Estado dunha boia experimental despois dun par de meses de exposición no mar de Lira (A Coruña). A boia está totalmente cuberta de algas oportunistas (*Ulva Táboa.*), mexillón (*M. galloprovincialis*) e ameirón (*Balanus* sp.) (Foto. Dr. Carlos Carballeira Braña)

ser administrados no alimento ou por inmersión. Entre os compostos máis comunmente utilizados están: desinfectantes (e.g. iodóforos, derivados clorados) utilizados na desinfección da auga, de estruturas e maquinaria; peróxido de hidróxeno e formalina, para o tratamento de parasitos externos (e.g. *sea lice*), bacterias e fungos; e insecticidas (e.g. benzoato-emamectin, teflubenzuron, ivermectina, azametifos).

A utilización destes compostos supón un risco ambiental porque poden ser liberados ao medio directamente, no alimento ou a través das feces. A súa persistencia é moi variable, dende horas na auga a meses no sedimento, dependendo dos factores ambientais como a temperatura, o pH, o osíxeno disolto, a intensidade luminosa, e a actividade microbiolóxica (Gräslund e Bengtsson, 2001; Telfer et al., 2006). Unha vez no medio poden ser bioacumulados e producir efectos tóxicos a especies planctónicas e bentónicas, algunhas de interese comercial que se alimentan dos residuos das gaiolas (Beveridge, 2004; Black, 2005; Burridge et al., 2010; Grant e Briggs, 1998; Haya et al., 2001; Haya et al., 2005; Schmidt et al., 2006; Tett et al., 2008; Willis et al., 2005). A pesar diso, o seu emprego está amplamente estendido e non se encontra regulado debidamente.

Os anti-incrustantes aplicáronse a redes e estruturas para impedir a colonización de superficies somerxidas por organismos mariños. O *biofouling* ou colonización por organismos mariños xera grandes perdas económicas en todas as actividades mariñas. No caso concreto da acuicultura en gaiolas, reduce o fluxo de auga nas gaiolas diminuindo a dispoñibilidade de osíxeno dos peixes. Ao mesmo tempo, reduce a capacidade dispersiva do medio e aumenta a resistencia das redes ás correntes elevando o risco de ruptura. Os compostos anti-incrustantes son tóxicos que poden actuar sobre organismos non diana na auga e o sedimento (Burridge et al., 2010; IUCN, 2007; Tett et al., 2008). Debido á súa alta perigosidade algúns compostos como o TBT (do inglés Tri-Butyl-Tin) foron prohibidos, xunto cos seus derivados, pola Organización Marítima Internacional (IMO) dende o ano 2008. Actualmente os anti-incrustantes baseados no cobre son os máis utilizados a pesar de que seguen sendo tóxicos para diversidade de organismos pero supoñen un risco menor, mesmo a súa



A deposición excesiva de materia orgánica procedente do cultivo pode xerar situación de anoxia que supoña unha perda de funcionalidade do ecosistema bentónico. A aparición de manchas de bacterias do xénero *Beggiatoa* sp. son indicadores da presenza de sulfuro de hidróxeno (Tomado de Aguado et al., 2013)

toxicidade pode verse moi limitada segundo sexan as condicións do sedimento (Burridge et al., 2010; Nash et al., 2005; Nehring, 2001). Mentres os repelentes naturais non se desenvolvan eficazmente, a forma máis ecolóxica de reducir o uso dos anti-incrustantes sería o secado ao aire das redes seguido dunha limpeza manual con auga a presión en terra (Qian et al., 2007).

Nos pensos utilizados en acuicultura pódense encontrar concentracións traza de diferentes metais e metaloides (Abete et al., 2004; Rey-Asensio et al., 2010) que poden acumularse no sedimento. En xeral, Cu e Zn son os elementos que máis se encontraron acumulados nos sedimentos baixo as gaiolas, decrecendo a súa concentración ata os niveis control a distancias moi variables (Dean et al., 2007). A súa orixe non é unicamente alimentaria

senón que estes metais forman parte dunha gran cantidade de produtos químicos, tales como os antibióticos e os anti-incrustantes.

Debido á baixa biodisponibilidade destes compostos en sedimentos ricos en materia orgánica non se observaron efectos tóxicos. Aínda así, é aconsellable monitorizar a súa concentración espazo-temporalmente (Burridge et al., 2010; Mendiguchía et al., 2006). Tampouco se encontraron bioacumulacións significativas en macroalgas cultivadas preto das gaiolas ou expostas ás verteduras de granxas mariñas instaladas en terra (Carballeira, 2013b; Hernández et al., 2005).

Ademais de metais e metaloides no alimento e nos sedimentos baixo as gaiolas detectáronse outros tipos de contaminantes a niveis traza (PAH, PCB, dioxinas, pesticidas organoclorados como o DDT...), sendo considerados os seus "potenciais" efectos de forma moi variable, dende desprezables a moi serios (Phillips, 2005).

“Os numerosos factores ambientais que condicionan o risco ambiental deste tipo de substancias e a variedade de especies que poden ser potencialmente afectadas requiren de investigacións máis profundas e detalladas para coñecer a magnitude dos seus efectos e obrigarían a deseñar un plan de vixilancia específico para cada escenario. Aínda que é importante o control dos seus efectos ambientais, o uso frecuente deste tipo de compostos levaría consigo un exhaustivo e custoso control veterinario e de sanidade alimenta-

ria. Mentres tanto, a forma máis eficaz de evitar os problemas derivados do seu uso sería levar a cabo unha axeitada formación dos piscicultores e facer o mellor uso e optimización posible deste tipo de compostos (Costello et al., 2001).”

Importancia da selección do sitio e da xestión nos impactos ecolóxicos

Importancia da selección do sitio

En moitos países o aumento da produción acuícola está limitado pola capacidade das augas costeiras de asimilar o impacto ambiental e polo incremento da presión polas interaccións con outros usos (i.e. turismo, recreo, transporte). Conforme os criterios operativos a FAO (táboa 1) inclúe en tres categorías as actividades en maricultura: costeira (*coastal*), lonxe da costa (*off the coast*) e mar aberto (*offshore*). Así mesmo, formula a necesidade de incrementar a transferencia da produción acuícola instalada en ou lonxe da costa, onde os recursos son moi limitados, cara aos sistemas en mar aberto. Ademais de aumentar cualitativamente a capacidade de produción de alimento a nivel global coa maricultura *offshore* preténdese:

Diminuír as interaccións con outros usos do litoral.

- Facilitar a dispersión dos residuos xerados polos cultivos ao situarse en zonas con maior hidrodinamismo.
- Distanciar as zonas de produción das biocenoses mariñas sensibles ou de interese ecolóxico para evitar afeccións nelas.

Parámetro	Tipo de maricultura		
	Costeira (Coastal)	Lonxe da costa (Off the coast)	Mar aberto (Offshore)
<ul style="list-style-type: none"> • Localización • Distancia á costa • Profundidade en baixamar • Exposición 	<ul style="list-style-type: none"> • Á vista • <500 m • <10 m • Protexidas habitualmente 	<ul style="list-style-type: none"> • A miúdo á vista • 500 m a 3 km • 10–50 m • Protexidas a parcialmente expostas (>90°) 	<ul style="list-style-type: none"> • Lonxe da vista • >2-3 km • >50 m • Expostas (>180°)
<ul style="list-style-type: none"> • Ambiente • Altura ondata • Período de vento • Corrente costeira 	<ul style="list-style-type: none"> • <1 m • Curtos • Influencia forte 	<ul style="list-style-type: none"> • <3–4 m • Variables • Algunha influencia 	<ul style="list-style-type: none"> • >5 m, regularmente 2–3 m (mar de fondo) • Variables • Influencia baixa ou nula
<ul style="list-style-type: none"> • Accesibilidade • Comunicación con terra 	<ul style="list-style-type: none"> • 100 % • En calquera momento 	<ul style="list-style-type: none"> • >90 % diariamente • Habitual 	<ul style="list-style-type: none"> • Usualmente >80 % • Periodicamente (3–10 días)
<ul style="list-style-type: none"> • Operatividade 	<ul style="list-style-type: none"> • Manual (alimentación, control e outros) 	<ul style="list-style-type: none"> • Algunhas operacións automatizadas (e.x. alimentación) 	<ul style="list-style-type: none"> • Operacións remotas (funcións automatizadas, control remoto...)

Táboa 1. Criterios xerais das tres categorías de actividades en maricultura segundo a FAO (Tomado de Kapetsky et al 2013)

A minimización dos impactos aos ecosistemas mariños e a prevención de conflitos con outros usos redundarían nunha maior aceptación social desta actividade e asegurarían a sostibilidade da maricultura a longo prazo. Para iso, é necesario esforzarse no deseño de estruturas e tecnoloxías que faciliten o desenvolvemento da maricultura *offshore* (Kapetsky et al., 2013; Lovatelli et al., 2013).

Actualmente, coa tecnoloxía dispoñible, é moi aventurado realizar en Galicia acuicultura en mar aberto pola súa alta enerxía, de tal forma que a situación das piscifactorías en gaiolas queda relegada ás augas do interior da liña de costa (*baseline*) (figura 7). Esta limitación espacial para a instalación das granxas en gaiolas é un aspecto clave debido á maior probabilidade de que se produzan interaccións con outros usos do litoral, á menor capacidade dispersiva do medio e ao maior risco de afectación a poboacións e comuni-

dades sensibles ou de interese ecolóxico. Por iso, hai que ser especialmente escrupuloso na selección do sitio e no deseño dos plans de vixilancia ambiental.

A axeitada localización e deseño das instalacións atendendo ás características morfolóxicas, batimétricas e hidrodinámicas (Táboa 2) da zona, xunto a unhas boas prácticas na xestión –sobre todo no que respecta ao abuso de biocidas e á alimentación, evitando a antieconómica sobrealimentación–, son as mellores ferramentas para previr ou minimizar os efectos negativos deste tipo de instalacións.

Respecto á selección do sitio na costa de Galicia e co obxecto de aumentar a capacidade asimilativa potencial do medio receptor deberíase respectar como norma xeral:

- Unha distancia mínima de 500 m á costa máis próxima e unha profundidade mínima de 20 m. Consideracións á marxe quedan situacións particulares sobre o distanciamento e a profundidade que ha de observarse respecto á presenza de biocenoses mariñas sensibles ou de interese ecolóxico para evitar a súa alteración. Isto reduciría notablemente o risco potencial de impactos nos ecosistemas litorais ou fenómenos de acumulación de residuos cando a dirección das correntes non se oriente cara a fóra da costa. É necesario sinalar, que ademais das correntes mariñas –gravitacionais e radiacionais– na banda costeira a circulación das augas depende de fenómenos rexionais e locais. Isto é esencial para a capacidade dispersiva do medio debido á gran variabilidade espacial e temporal dos fenómenos mariños susceptibles de desenvolverse na zona costeira. Desafortunadamente, o coñecemento destes fenómenos é moi rudo, non podendo extrapolarse a información obtida en sitios máis ou menos próximos, porque as correntes tamén son afectadas por particularidades locais, como a desembocadura de ríos, brisas, secas, etc. Así, a influencia dos ventos sobre a circulación mariña exercece na su-

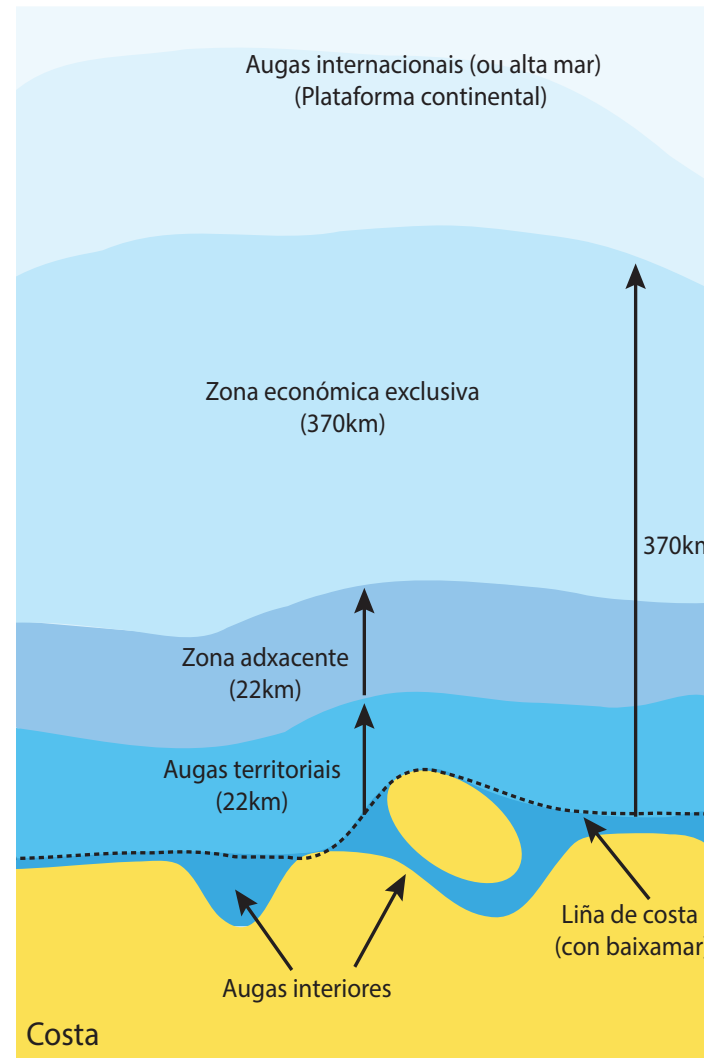


Figura 7. Áreas mariñas e dereitos xurisdiccionais internacionais. Modificado de UNCLOS (1982)

perficie e provoca o desprazamento das capas superficiais. Cando o vento é permanente en intensidade e dirección pódense dar tres situacións típicas: *vento paralelo á costa* no mar; *vento de mar perpendicular á costa*, con aparición dun nivel de cizallamento por debaixo do cal as augas van no sentido do vento, mentres que por enriba dela van en sentido inverso; e *vento de terra perpendicular á costa* que despraza a capa superficial da auga cara ao mar dentro pero que, por efecto *venturi*, provoca unha corrente inversa co ascenso das augas máis profundas cara á terra.

- A profundidade do sitio xoga un papel particularmente importante para a óptima dispersión dos residuos particulados emitidos polas gaiolas. A esixencia dunha profundidade mínima entre a base das gaiolas e o fondo mariño reduce o impacto potencial sobre o ambiente mariño. O *Regulamento de viveiros de cultivos mariños nas augas de Galicia* (Decreto 406/1996, DOG) considera que a profundidade das gaiolas de cultivo (bolsa ou copo) non debería superar o 50% da profundidade media da localización da granxa. Non obstante, debido á reducida profundidade da auga nas zonas costeiras, e espe-

Factor ambiental	Bo	Medio	Malo
Hidrodinamismo	Forte	Medio	Débil
Ondas (m)	1 a 3	< 1	> 3
Batimetría (m)	> 30	15 a 30	<15
Corrente media (cm.s-1)	> 15	5 a 15	<5
Pendente (%)	3 a 10	1 a 3	<1
Contaminación da auga	Débil	Media	Alta
Salinidade media (‰)	25 a 35	15 a 25	<15
Salinidade fluutuación	<5	5 a 10	> 10
Osíxeno disolto (%)	100	100	<70
Tipo de substrato	Areas ou gravas	Mixto	Limos
Condições tróficas	Oligotrófica	Mesotrófica	Eutrófica
Incrustantes (fouling)	Poucas	Moderadas	Importantes
Depredadores	Ningún	Algúns	Abundantes

Táboa 2. Factores ambientais que limitan a selección do sitio para o desenvolvemento da piscicultura en gaiola

cialmente no interior das rías, que adoita ir parella a un menor hidrodinamismo e a unha complexa e variable circulación local, deberiamos ser máis esixentes, limitando máis a profundidade relativa do copo das gaiolas de cultivo. A profundidade máxima admitida do copo debería aumentar en función da profundidade media da auga, de tal forma que en profundidades baixas se mantivese unha distancia mínima entre a base das gaiolas e o fondo mariño para garantir unha boa dispersión dos residuos particulados. Así, entre 20 m (profundidade mínima admisible) e 30 m o copo debería ser inferior a un terzo ($\leq 1/3$) da profundidade media da situación da granxa; entre 30-40 m

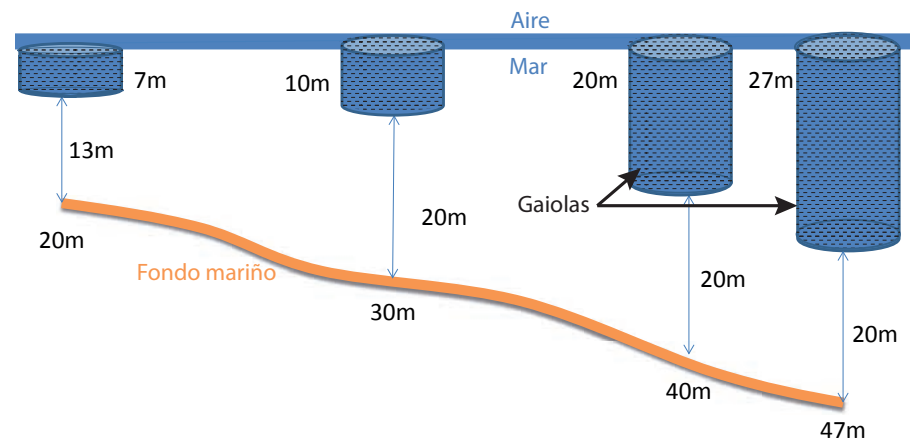


Figura 8. Variación da profundidade máxima do bolso coa profundidade da auga

o copo debería ser $\leq 1/2$ da profundidade; e en profundidades >40 m pódese superar a profundidade do copo sempre que se manteña entre a base das gaiolas e o fondo mariño unha profundidade maior de 20 m (figura 8).

- Co obxecto de evitar efectos sinérxicos débese establecer o tamaño máximo de cada granxa ou do módulo da granxa segundo as características de cada localización. A produción de 500 t.ano⁻¹ é unha referencia estatal fronte á obriga de realizar EsIA. Tendo en conta esta produción, a distancia mínima entre granxas debería ser ≥ 500 m na dirección da corrente principal e ≥ 200 m nas direccións perpendiculares á devandita corrente.

Por último, antes de instalar unha piscifactoría en gaiolas é necesario dispoñer dunha boa estima da capacidade dispersiva do medio en función da velocidade media da corrente, a ondada, a topografía, os ventos locais, etc.



Piscifactoría en gaiolas instalada en Lorbé, Oleiros, A Coruña
(Foto. Dr. José Mora Bermúdez)

A capacidade dispersiva da localización seleccionada é fundamental para o deseño da instalación (número e volume das gaiolas, distancia mínima entre gaiolas e entre trens de gaiolas, densidade de individuos, capacidade máxima de produción, etc.) e do seu PVA, posto que o conxunto determinará o canon de explotación, a dimensión da concesión da granxa e a zona de efectos permitidos (ZEP). Nun sitio dispersivo as fortes correntes do fondo dan lugar a resuspensións e predí unha ZEP de baixo impacto, mentres que un sitio depositivo dá unha ZEP pequena con forte impacto e un sitio intermedio dá lugar a unha área ampla con baixo impacto. A citada normativa galega informa sobre os valores máximos admisibles por cada cuadrícula do polígono (12.500 m³ de cultivo ou de 2.500 m² de superficie) e que todas as instalacións, incluídas ancoraxes e sinalizacións, deben situarse dentro dos límites da concesión.



A alta enerxía do mar nas costas expostas de Galicia limita a instalación de granxas mariñas en gaiolas convencionais (Foto. Dr. Javier Cremades Ugarte)



Figura 9. Actualmente é moi aventurado realizar en Galicia acuicultura en mar aberto pola súa alta enerxía. Exemplos de instalación experimentais capaces de soportar condicións de mar extremas (Tomado de: FAO. 2010)

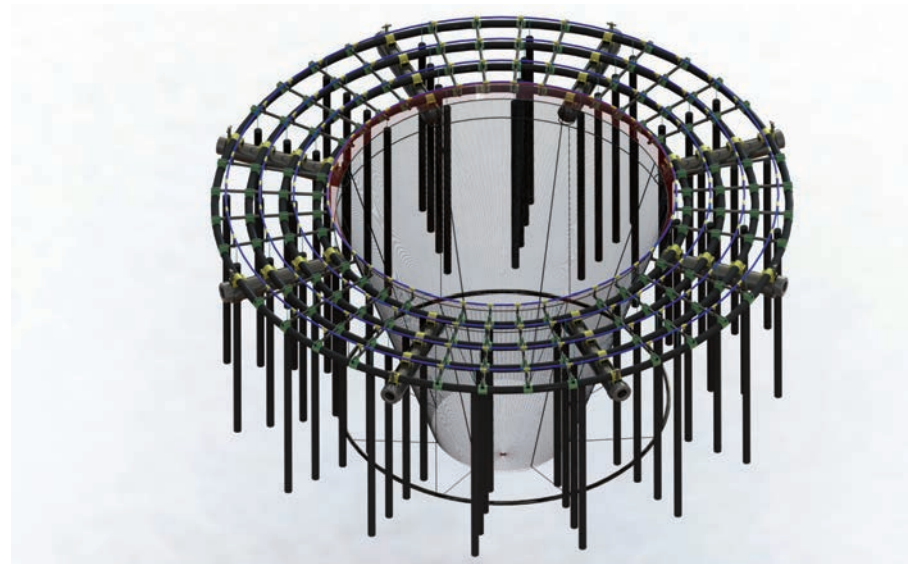


Figura 10. A acuicultura multitrófica integrada (IMTA) é unha estratexia produtiva que diversifica de xeito sostible os cultivos e protexe o medio. A posibilidade de integrar pequenas piscifactorías e cultivos algais aos numerosos polígonos de bateas de moluscos existentes nas nosas costas é unha alternativa da maricultura moi atractiva. (Foto e esquema subministrado por IMA-Acuicultura multitrófica integrada)

Importancia da xestión

A mellor ferramenta para a xestión das granxas é realizar unha boa selección do sitio, cunha capacidade dispersiva axeitada e lonxe de hábitats protexidos. Outros aspectos poden axudar a reducir os impactos potenciais como son as técnicas de barbeito (*fallowing*) e o establecemento de sistemas multitróficos integrados (IMTA).

Recoméndase o barbeito como unha medida de rehabilitación continúa ao estado bioxeoquímico orixinal dos sedimentos, para que non se vaian endurecendo os impactos ao longo do tempo e tamén para reducir o risco dos cultivos a patóxenos e parasitos (Brooks et al., 2003; Lampadariou et al.,

2008; Lee et al., 2006; Nash, 2001; 2003; Porrello et al., 2005). Dependendo das características do medio, os períodos de recuperación tras o barbeito son moi variables (3-48 meses), pero na maioría dos casos ciclos inferiores a 24 meses adoitan ser suficientes (Lin e Bailey-Brock, 2008; Wildish e Pothle, 2005).

Os sistemas multitróficos integrados –correntemente asociados a macroalgas e moluscos– son capaces de reducir parte da carga de nutrientes e de materia orgánica liberados polos peixes cultivados, o que redonda nunha mellora da calidade da auga e dos sedimentos, ao mesmo tempo que se obtén un beneficio económico secundario e se mellora a imaxe social (Barrington et al., 2010; Chopin e Robinson, 2006).



Nos cultivos multitróficos é común asociar ás granxas de peixes cultivados de moluscos filtradores e macroalgas laminariales (Foto. Dr. Javier Cremades Ugarte)

Cada día aumenta o número de especies comerciais ou non que son asociadas aos IMTA. Os filtradores maiormente utilizados son moluscos (mexillóns e ostras) e as especies de macroalgas máis utilizadas pertencen aos xéneros *Laminaria*, *Ulva*, *Porphyra* e *Gracilaria*. Outros organismos como os poliquetos son utilizados pola súa alta capacidade de filtración e biorremediación. Tamén se experimentou con carallote, ourizos ou lagostas (Neori et al., 2004; Pearson e Black, 2001; Wu, 1995). A utilización de marcadores como isótopos estables ou microcontaminantes bioacumulados nos organismos asociados no IMTA permiten comprobar a eficacia da absorción do alimento e coñecer o grao de sanidade alimentaria do produto obtido (Navarrete-Mier et al., 2010). Os sistemas multitróficos poden ser desenvolvidos a diferentes escalas, dende unidades simples a grandes instalacións de complexa xestión. Se se desenvolven con especies nativas, ademais de mellorar a sostiabilidade do cultivo, o risco ecolóxico potencial asociado á actividade é moi baixo. A posibilidade de integrar pequenas piscifactorías (robaliza, salmón, sargo, dourada, muxe...) e cultivos algais aos numerosos polígonos de bateas de moluscos, principalmente de mexillón, existentes nas nosas rías, é unha alternativa, fronte ás grandes instalacións piscícolas, moi atractiva.

Unha boa xestión da granxa implica utilizar as mellores técnicas dispoñibles en acuicultura e esixir o cumprimento de códigos de boas prácticas acuícolas, fundamentalmente sobre as técnicas de alimentación, sobre o uso de compostos bioactivos e sobre a posibilidade de introdución ou transferencia ao medio de especies exóticas, organismos xeneticamente modificados, poliploides, patóxenos ou parasitos, polos posibles impactos ecolóxicos, xenéticos, económicos e para a saúde humana que puidesen orixinar. Neste último caso, como os impactos negativos que se poden xerar son difíciles de predicir, vixiar e máis difíciles ou imposibles de reparar, estableceranse controis estritos e certificacións claras das importacións e dos vectores.

Nas prescricións de control sempre se esixe manter ao día o libro da explotación (definido no RD 1614/2008). Este rexistro debe estar a disposición do inspector das estacións clasificadas e do servizo de vixilancia das augas. O libro debe de reflectir de xeito preciso todas as prácticas realizadas: biomasa en stock, variacións da biomasa (entradas-mortandades-saídas), cantidades de alimento distribuídas e a súa composición, tratamentos veterinarios, utilización de produtos anestésicos, produtos químicos, desinfectantes, etc.

Aínda que existen dispositivos para a acuicultura en mar aberto, actualmente é moi aventurado empregalas en Galicia pola elevada enerxía das súas costas (figura 9). Non obstante, a acuicultura multitrófica integrada (IMTA) é considerada unha estratexia produtiva que diversifica de xeito sostible os cultivos e protexe o medio. Existe a posibilidade de integrar pequenas piscifactorías con cultivos algais nos numerosos polígonos de bateas de moluscos existentes nas nosas costas (figura 10).

“Unha axeitada selección do sitio en combinación cunha boa xestión é o mellor xeito de previr posibles impactos futuros e de reducir os custos da vixilancia ambiental.”

**Compartimentos
e zonas do medio
que cómpre
considerar nos
plans de vixilancia
ambiental**

Tomado de Aguado et al. 2013



Identificación de compartimentos do medio

De todos os compartimentos do medio susceptibles de experimentar as alteracións derivadas dos cultivos de peixes, sobre todo en mar aberto, é o sistema bentónico, o que nun principio se pode ver máis afectado. Por iso, é lóxico que se preste unha maior e intensa atención aos distintos compoñentes deste compartimento que a outros. Aínda que as granxas mariñas non deberían estar nas proximidades de hábitats sensibles ou de elevado valor ecolóxico cando se teñan sospeitas fundadas de que estas comunidades puidesen verse afectadas polos cultivos, deben ser incluídas nos PVA. Xa se comentou que o sistema peláxico pódese ver afectado aínda que en menor medida que o sistema bentónico. Non obstante, xa que se trata do medio no que se crían os peixes tamén debería ser obxecto de vixilancia polo especial interese que supón para os produtores.

Establecemento da zona de efectos permitidos (ZEP)

Como calquera actividade produtiva, os cultivos mariños van deixar unha pegada no medio en que se desenvolven. É importante pois coñecer cal vai ser o alcance espacial e temporal das verteduras. Pero o que é máis importante é o alcance espacial dos efectos que estas verteduras poidan ocasionar, co fin de delimitar a área que os recibe, e no caso de que o devandito impacto sexa asumible (o que debeu avaliarse anteriormente nos EsIA), vixiar que non transcenden máis alá desa área de influencia. É o que no contexto das interaccións entre acuicultura e medio coñecemos como zona de efectos permitidos (ZEP). Polo tanto, poderíamos definir a ZEP como: *a área de fondo mariño e volume da masa de auga receptora onde a autoridade competente permite aos produtores algunha alteración dos niveis (definidos polas normas de calidade ambiental) de determinados indicadores ambientais (establecidos por grupos de expertos sobre a base de estudos pilotos ou datos existentes) que puidesen producir sobre o ecosistema un efecto negativo reversible*. Nesta ZEP asumimos que o medio receptor pode verse afectado polos residuos derivados do cultivo pero sen chegar a producirse efectos permanentes. Polo tanto, sabemos

que no caso do sistema bentónico, este vai sufrir unha serie de alteracións na súa dinámica bioxeoquímica. Esta premisa non implica que o sistema bentónico se degrade na súa totalidade. Os sistemas bentónicos xogan un papel destacado no funcionamento dos ecosistemas mariños, cunha alta importancia económica para as actividades extractivas (i.e. pesca, marisqueo). Por iso, é fundamental que non se perda a súa funcionalidade e o servizo ecolóxico que proporciona, tanto dende o punto de vista ambiental coma para o propio cultivo. O impacto que se poida producir na ZEP debe ser limitado e asumible. Os poboamentos bacterianos e infaunais existentes na ZEP poden experimentar desequilibrios ou alteracións como consecuencia dos cambios xeoquímicos que se van producir, favorecendo a mineralización da materia orgánica por rutas anaerobias no caso dos poboamentos bacterianos e producíndose unha regresión dos poboamentos infaunais. Parte dos elementos infaunais son substituídos por outros que se adaptan mellor ao enriquecemento orgánico e á hipoxia, orixinándose poboamentos menos diversos e menos equilibrados nas súas relacións e interaccións ecolóxicas, pero sendo capaces de procesar polo menos unha parte dos residuos depositados. Se o impacto progresa máis alá do que estes novos poboamentos son capaces de metabolizar, perderase por completo a funcionalidade destes fondos e desencadearanse fenómenos bioxeoquímicos que poden chegar a afectar o propio cultivo: hipoxias, anoxias, emisións de sulfuros e metano á columna de auga.

Existen modelos baseados no coñecemento da resposta deste tipo de fondos ante o enriquecemento orgánico, orientados a determinar as dimensións da ZEP en función da intensidade do cultivo, da capacidade dispersiva do medio e das características físicas dos residuos (Cromey e Black, 2005). Non obstante, a súa aplicación é complexa, non sempre é posible, e os seus resultados son un tanto controvertidos e restritivos. Outra posibilidade, moito máis doada de manexar tanto administrativamente coma ambientalmente, é utilizar as dimensións das concesións das granxas como ZEP. Normalmente o espazo ocupado polas instalacións é bastante menor que as dimensións das concesións e xeralmente a influencia dos cultivos sobre os fondos non se estende máis alá dunha centena de metros. Entón, as modificacións severas non deberían transcender máis alá da concesión, salvo casos excep-

cionais. Isto proporciona unha maior flexibilidade aos produtores en tanto que o cinto arredor das instalacións sobre o que os cultivos poden exercer unha influencia é maior que se se aplica un modelo para determinar a ZEP, sempre e cando as empresas estean a facer un uso racional da concesión e que esta estea axustada en tamaño á carga produtiva. Á súa vez, a concesión como ZEP facilita a xestión administrativa nunha dobre vertente. Por unha parte, a simplicidade na delimitación das ZEP identifica claramente o alcance espacial das responsabilidades dos produtores para co dominio público. Por outra parte, favorécese a ordenación espacial e regulación da actividade: todos os elementos das instalacións, incluídos os fondeos, deben estar dentro dos límites da concesión; se isto non acontece é porque as gaiolas están demasiado próximas aos límites da concesión, logo incrementábase a probabilidade de que o cultivo exerza unha influencia sobre zonas que non pertencen á ZEP. Nestes casos, a empresa debería reestruturar as súas instalacións para que todos os elementos estean no interior da súa concesión e as gaiolas afastadas dos seus límites, ou ampliar a concesión co conseguinte incremento do canon de ocupación. As empresas produtoras ao ser beneficiarias dunha concesión administrativa de ocupación do dominio público adquiren certas responsabilidades sobre estas concesións que poderían incluír as responsabilidades ambientais, o que facilita a tarefa administrativa do seguimento ambiental.

En resumo, assimilar a ZEP á concesión facilita a xestión administrativa e proporciona unha maior flexibilidade aos produtores, pero só sería apropiado cando as empresas fagan un uso racional da concesión. Para conseguilo é necesario que o canon establecido pola administración dependa do tamaño da concesión e que o tamaño da concesión ha de estar sempre acorde coa produción real. Isto é para evitar que se realice unha deficiente xestión ambiental da granxa ao dispoñer dunha ZEP desproporcionada. Como o espazo nas costas de Galicia é máis limitado e moito máis conflitivo con outros usos do litoral que os cultivos en mar aberto é conveniente afinar –mediante estudos e canons– cal debería ser o des-

linde da concesión solicitada. Igualmente, a propia execución do PVA permitiríanos descubrir se as dimensións da ZEP son correctas ou deben modificarse.

Delimitación da área de influencia potencial

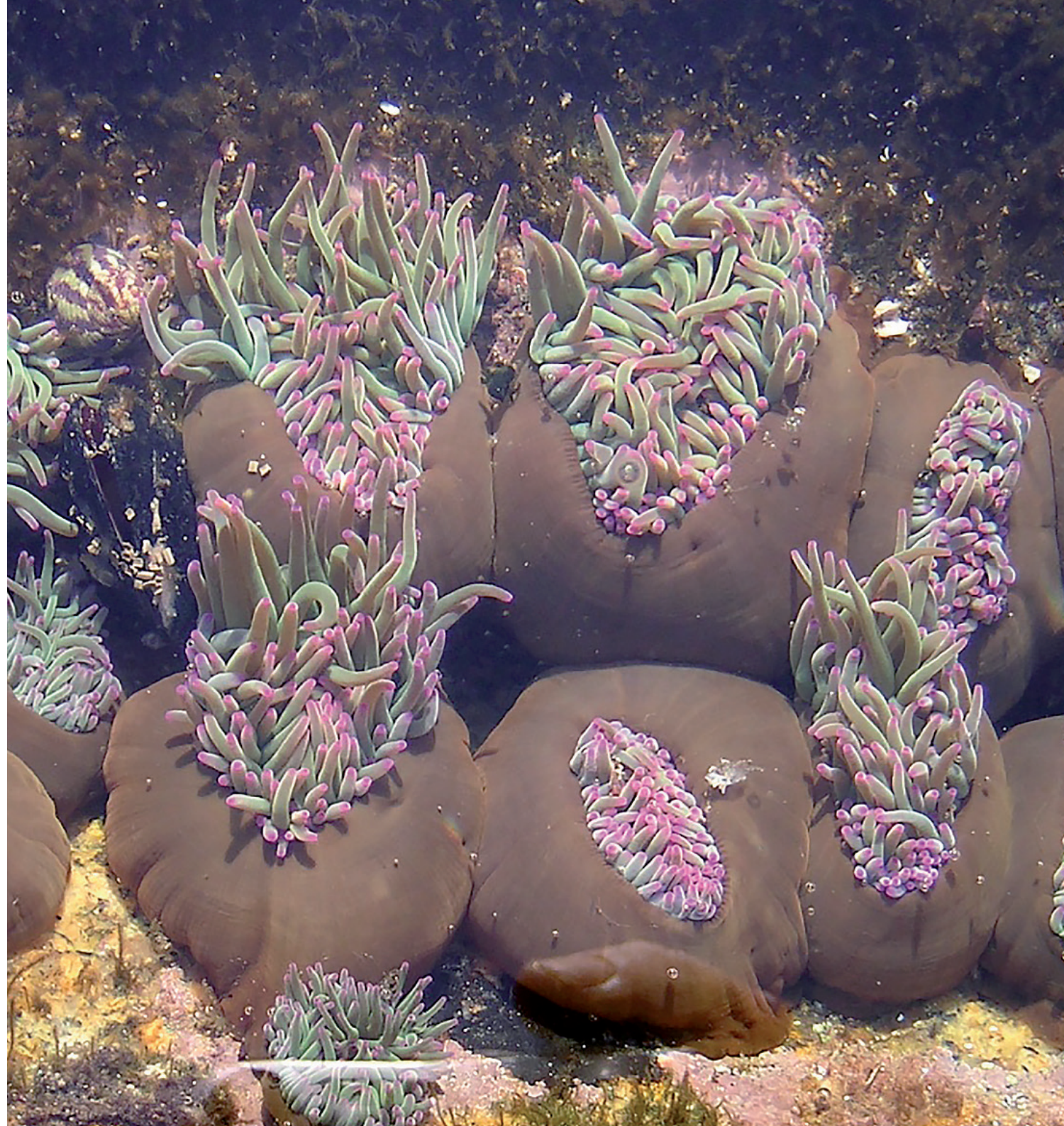
Ademais de vixiar que a ZEP non se degrade máis alá dos límites permitidos, un dos principais problemas que se formulan nun PVA é determinar a extensión e a forma da área que cómpre vixiar. Desenvolvéronse numerosos modelos dirixidos dende o cálculo de volumes e tipo de residuos producidos e a avaliación da súa dispersión ata a simulación do impacto. Non obstante, estes modelos son fiables na medida que os datos de base que os alimentan tamén o son. Desafortunadamente, a variabilidade e complexidade dos procesos implicados (hidrodinamismo, resuspensións, evolución bioquímica dos residuos...) reducen en boa medida a dispoñibilidade de datos limitando a aplicación e fiabilidade dos modelos. Habitualmente, os modelos ou simplificacións destes só se utilizan na etapa preoperativa (EsIA) para dispoñer dalgunha estima da área de influencia potencial. Pero unha vez que a actividade acuícola comezou o lóxico é facer medicións do grao de exposición aos residuos das granxas determinando as súas concentracións no medio ou organismos. Neste sentido, sinais isotópicos (e.g. $\delta^{15}\text{N}$) determinados en mostras do sedimento superficial, en material en suspensión ou en organismos sésiles, como macroalgas ou moluscos, permiten, de xeito preciso e relativamente económico (i.e. fronte a trampas de sedimentos), vixiar o alcance da área de influencia e a súa evolución no tempo (Carballeira et al., 2011b; Carballeira et al., 2012b). A determinación sistemática do sinal $\delta^{15}\text{N}$ é un indicador temperán de impacto, o cal permite tomar medidas anticipadas para evitalo ou reduci-lo. Polo mesmo, considérase máis unha medida obrigada cara á protección de ecosistemas sensibles ou protexidos que por localizarse relativamente próximos ás instalacións que puideran verse afectadas pola actividade acuícola.

“Asimilar a zona de efectos permitidos á concesión facilita a xestión administrativa e o deseño dos plans de vixilancia ambiental.

As superficies de distribución e intensidade do sinal $\delta^{15}\text{N}$, determinadas no medio ou organismos, permiten monitorizar tanto a degradación ambiental (detectar as zonas quentes e a súa evolución temporal) coma verificar a efectividade das medidas tomadas para a súa rehabilitación.”

Perturbaciones non desexadas

(Foto. Dr. Javier Cremades Ugarte)



Entendemos como perturbación non desexada (PnD) aqueles cambios ocasionados polo cultivo que son intolerables na ZEP e o seu contorno. Establecer que tipo de alteracións ou perturbacións son as que se pretende evitar é necesario para definir os obxectivos de calidade e establecer uns límites definidos por unhas normas de calidade ambiental (NCA).

Cando aparezan PnD, é dicir, cando se superen os límites establecidos é cando a administración competente debe actuar instando o produtor a tomar as medidas oportunas.

No capítulo 2 descríbense todos os tipos de impactos ecolóxicos potenciais ligados aos cultivos mariños. A continuación lístanse as PnD que se deben priorizar na vixilancia ambiental.

Perturbacións non desexadas no sistema peláxico

- Presenza de películas de aceites ou combustibles na capa superficial da auga.
- Augas superficiais con olor manifesto a penso ou descomposición orgánica.
- Perda da calidade da auga por aumento da dispoñibilidade de nutrientes que supoñan un incremento da produción primaria planctónica e bentónica por enriba de determinados niveis que puidesen conducir a procesos de eutrofización litoral.

Perturbacións non desexadas no sistema bentónico

En xeral

- Acumulación no fondo de materiais plásticos, cabos, elementos metálicos, envases ou calquera elemento ou ferramenta de uso para o mantemento das instalacións.



A abundancia relativa de especies oportunistas (*Ulva* sp.) é un índice de eutrofización mariña (Foto. Dr. Javier Cremades Ugarte)

- Acumulación no fondo de restos de *fouling* derivados da limpeza de instalacións ou elementos.
- Presenza de peixes cultivados mortos ou restos óseos no fondo.
- Acumulacións visibles de gránulos de penso nos fondos como consecuencia de deficiencias na xestión da alimentación.

En fondos de tipo detritico-sedimentario

- Deposición de material orgánico derivado dos cultivos que conduza a situacións manifestas de anoxia, toxicidade e regresión considerable

de poboamentos bacterianos e infaunais e que supoñan unha perda de funcionalidade ecolóxica.

- Existencia de tapices bacterianos de *Beggiatoa* sp. ou de mantos de diatomeas.
- Burbullo de gases tóxicos (metano, sulfuros) no sedimento.

En fondos rochosos inter e submareais

- Cambios na estrutura poboacional, a produtividade ou alteracións fisiolóxicas dos organismos que forman parte da comunidade que poidan chegar a supoñer unha regresión da comunidade pola substitución destes organismos por outros oportunistas.

En fondos de maërl/rodólitos

- Cambios na estrutura poboacional, a produtividade ou alteracións fisiolóxicas que poidan chegar a supoñer unha regresión da comunidade ou a perda neta da superficie ocupada.

En pradeiras de fanerógamas mariñas

- Cambios na estrutura poboacional, a produtividade ou alteracións fisiolóxicas que poidan chegar a supoñer a perda neta da superficie ocupada polas pradeiras.

Para maior información, unha descrición detallada doutros hábitats e especies susceptibles de ser perturbados pode consultarse no *Inventario español de hábitats e especies mariños* (Templado et al., 2012). Nesta guía establécense e clasifícanse xerarquicamente os hábitats identificados no medio mariño español, o cal serve como punto de partida para a súa planificación e xestión. O traballo complétase coas fichas das especies, que son representativas e que contan con algún nivel de protección na normativa española e que se encontran nos devanditos hábitats.

“ Para poder definir os obxectivos de calidade e establecer os límites normativos é necesario recoñecer que tipo de perturbacións se pretenden evitar. ”

Selección de variables indicadoras de impacto

Foto. Dr. Mariano Lastra Valdor



Crterios para a selección das variables indicadoras

A selección das variables indicadoras de impacto ambiental nos diferentes compartimentos do medio é fundamental. Xunto cun axeitado deseño experimental, as variables indicadoras deben permitirmos a detección de cambios debidos á influencia do cultivo, polo que deben ser específicas para o tipo de impacto que estamos a tratar. Dependendo do compartimento concreto e da magnitude do impacto previsto, pode que sexa necesario utilizar máis dunha variable indicadora. Así mesmo, pode ser necesaria a consideración doutras variables que faciliten a interpretación dos resultados dos outros indicadores. As variables ou indicadores que utilizemos para monitorizar o impacto ambiental derivado dos cultivos mariños deben cumprir unha serie de propiedades:

- Capacidade para inferir relacións causa-efecto:
 - Que sexan potentes e específicas: a súa resposta será clara e singular para cada tipo de impacto, sen que xurdan dúbidas á hora de interpretar os resultados que nos achegan.
 - Que sexan consistentes e plausibles: a súa resposta ha de mostrarse robusta, sólida, pouco suxeita a cambios bruscos na súa variabilidade e que exista un mecanismo físico, químico ou biolóxico hermenéutico.
 - Que sexan coherentes: a súa resposta ligada a cada tipo de impacto sexa acorde con respostas observadas en escenarios similares, con resultados experimentais ou con referencias bibliográficas.
 - Que se axusten a secuencias espaciais e temporais: a súa resposta permita discriminar claramente entre zonas con distintos niveis de impacto en función dos niveis da variable e que a variación dos seus niveis se axuste ao tempo de exposición á fonte de impacto.
- Método analítico desenvolvido e contrastado e ao alcance de calquera usuario.

- Resultados relevantes, significativos das condicións do medio e a biota.
- Expresión comprensible dos resultados: facilidade e claridade para interpretar os niveis ou valores obtidos por resposta e que se axusten aos obxectivos de calidade establecidos.
- Por último, malia a súa simplicidade, o conxunto das variables utilizadas debe ser capaz de subministrar unha imaxe integrada do estado ecolóxico do sistema receptor.

O número de variables que cómpre considerar ou a frecuencia con que se miden vai depender esencialmente da interacción entre o tamaño da granxa (produción anual autorizada) e as características do ecosistema receptor. Mentres a primeira determina a magnitude das posibles modificacións ambientais, a segunda determina a capacidade de asimilación do impacto. Así mesmo, o período de tempo que está na explotación a concesión e, polo tanto, o coñecemento sobre o grao de afección, tamén determina a necesidade de obter máis ou menos información ao respecto. Así, durante o período inicial, que vai dende o comezo da actividade produtiva ata que se alcanza a produción máxima autorizada, a produción de residuos tamén aumenta ata que se estabiliza. Para un correcto seguimento ambiental da actividade durante este período inicial é necesario estreitar a vixilancia, sobre todo do ecosistema bentónico, que é onde en principio se van producir as alteracións máis severas. Por iso, para aquelas instalacións que comezan a súa actividade, ás variables de vixilancia obrigatorias pódense engadir outras variables de vixilancia complementarias durante o tempo considerado necesario (normalmente entre 3 e 5 anos) para que se alcance a produción máxima autorizada. Igualmente podería ser necesario realizar un maior esforzo de mostraxe espacial. Desta forma, durante o período crítico inicial adquirese unha información máis completa sobre as alteracións que se poderían ir orixinando. Unha vez estabilizada a produción e determinada a capacidade asimilativa do medio pódese simplificar o PVA reducindo o número de variables ou de mostras, seleccionando aquelas

variables e mostras que mellor información subministran para cada caso particular.

Por outra parte, a presenza ou ausencia de determinadas perturbacións non desexadas só poden ser constatadas mediante unha inspección visual do contorno en que se desenvolven os cultivos. Esta inspección visual é tamén un sistema de control da calidade do proceso de produción e serve como sistema de alerta dos efectos que se poden ou están a producir nas instalacións. Polo tanto, dentro do esquema de PVA proposto fórmase un tipo de vixilancia sistemática que inclúe variables cuantificables obrigatorias e as complementarias que procedan, e un tipo de vixilancia visual que inclúe variables semicuantitativas.

A selección das variables indicadoras para os distintos compartimentos do medio foi realizada tendo en conta a bibliografía revisada, os resultados do estudo piloto desenvolvido no contexto do proxecto Xacumar e as experiencias desenvolvidas en Galicia.

A continuación enuméranse as variables propostas para o seguimento ambiental nos diferentes compartimentos do medio susceptibles de recibir impactos derivados dos cultivos piscícolas en gaiolas.

Variables da vixilancia sistemática

A vixilancia sistemática aplícase aos ecosistemas bentónicos e peláxicos. Nos cultivos en gaiolas instalados en mar aberto a atención aos fondos de tipo detritico-sedimentario ocupan un lugar prioritario. Non obstante, en Galicia debido á proximidade á costa das instalacións a atención debe ser compartida cos fondos rochosos litorais. Mención á parte adquiren por ser figuras protexidas os fondos de maërl ou as pradeiras de fanerógamas mariñas. Por iso, dentro do apartado sobre o sistema bentónico, o de maior importancia, distínguese a vixilancia de fondos de tipo detritico-sedimentario, fondos rochosos infralitorais, fondos de maërl e pradeiras de fanerógamas mariñas. Complétase este apartado cunhas consideracións

sobre outros tipos de indicadores que poden ser necesario implementar (Táboa 3).

Variables de estado

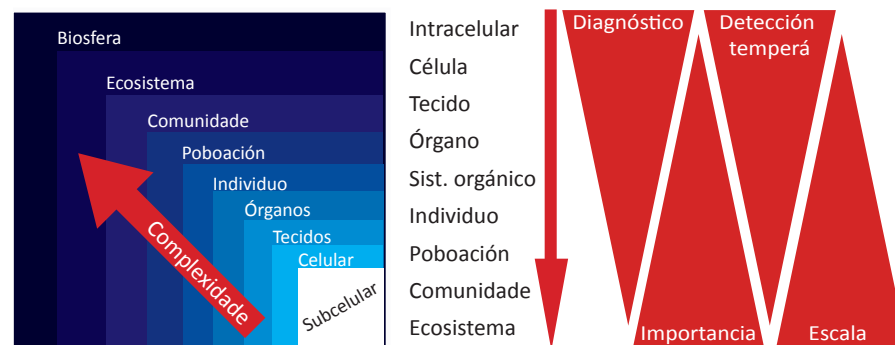
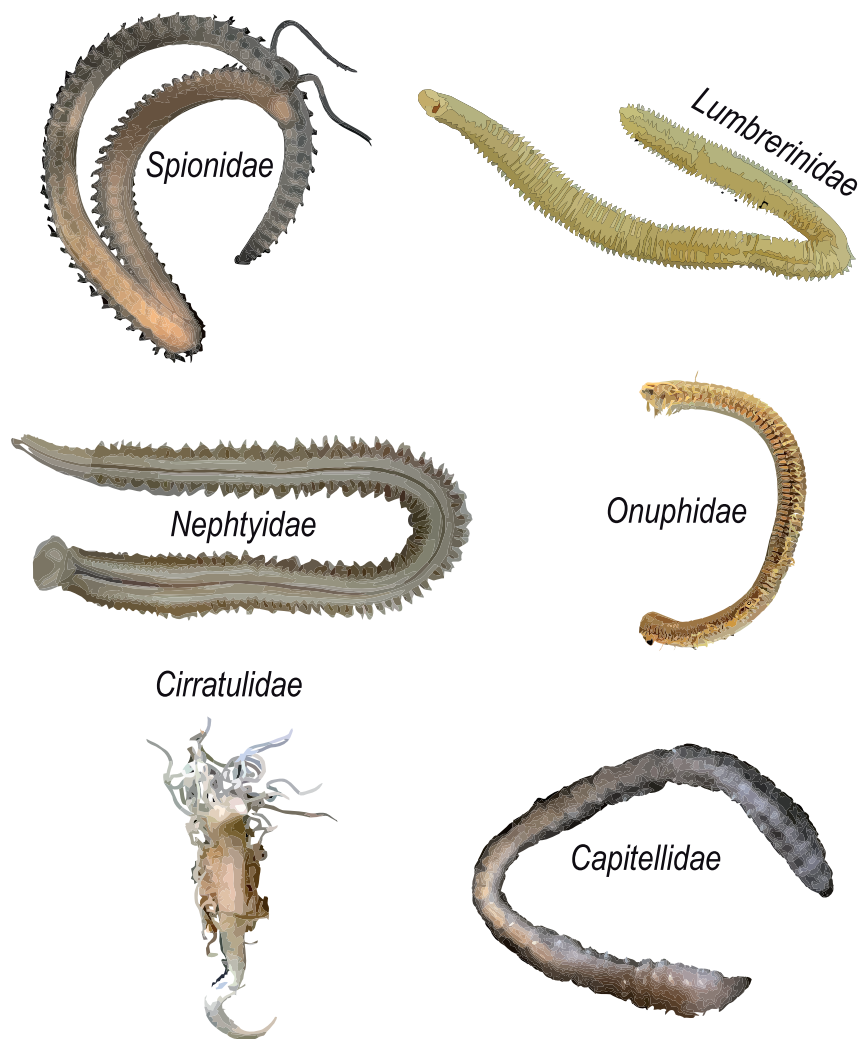


Figura 11. Niveis de organización, integración e complexidade dos sistemas biolóxicos

Concepto de suficiencia taxonómica

Os PVA das piscifactorías mariñas instaladas en gaiolas céntranse no control do medio bentónico. Pódese dicir que existe un elevado grao de consenso entre os investigadores en que os cambios nas comunidades bentónicas son os mellores indicadores do posible impacto que poden orixinar estas explotacións piscícolas. Por definición, os organismos que habitan un medio son os que definen o seu grao de conservación (situación/calidade/status), e os parámetros que resumen a súa composición ou estrutura pódense utilizar como indicadores ou variables de estado.

A capacidade de integración dos distintos niveis de organización en que se pode dividir os sistemas biolóxicos é maior canto máis complexo é o



Algunhas familias de anélidos da clase *Polychaeta*

nivel. Non obstante, ao aumentar en complexidade, o seu estudo resulta máis complicado (figura 11). Dependendo dos obxectivos do estudo, hase de seleccionar o nivel de integración que máis interesa para manter un bo equilibrio en canto ao custo e ao beneficio.

Un estudo a nivel de comunidade no contorno dunha instalación de cultivo achegaríanos unha magnífica información sobre como é o impacto cun nivel de integración moi alto. Non obstante, sería un estudo custoso en presuposto e en tempo, xa que supón analizar todos os grupos taxonómicos existentes e non todos responden ao impacto a unha mesma escala temporal.

En Galicia, para a avaliación do impacto deste tipo de instalacións sobre o estado da comunidade béntica é suficiente con estudar a macroinfauna ($f > 1\text{mm}$) presente nos 6 primeiros cm do sedimento, e, respecto ao nivel taxonómico, os resultados analíticos a nivel de familia son perfectamente superpoñibles aos obtidos a nivel de especie (Garmendia, 2005). Isto axústase ao concepto de suficiencia taxonómica (Ellis, 1985) aplicado para conseguir un aforro ou redución do esforzo en estudos sinicolóxicos mariños, e baséase en utilizar o menor nivel de especialización taxonómica suficiente para obter a información necesaria que permita alcanzar os obxectivos formulados. Desta forma preténdese aforrar esforzo-tempo-custo, ao non ser necesaria a intervención de súper especialistas nin de dispoñer de material específico para determinar con precisión os organismos ata o nivel esixido. Tamén se pode enfocar o "aforro" encontrando un único grupo faunístico como descritor eficaz de toda a comunidade macrobéntica. As variacións ambientais naturais, fundamentalmente a batimetría e o tipo de sedimento, afectan a macrofauna a nivel específico, mentres que as perturbacións antropógenas fano a niveis taxonómicos superiores (e.g. Familia) (Warwik 1988a;1988b).

O concepto de suficiencia taxonómica é especialmente útil no campo dos PVA xa que supón unha considerable redución de tempo e de custos da vixilancia para obter resultados capaces de dar resposta ás necesidades das administracións. Discútese amplamente sobre quen debería repousar



Mostra do epibentos tomada con draga de arrastre (Foto. Dr. Javier Cremades Ugarte)

a responsabilidade dos PVA, se directamente sobre a autoridade ambiental ou que esta delegue no promotor (autovixilancia) baixo a súa supervisión. Aínda que a realización do PVA sexa responsabilidade e é financiada polo promotor, deben ser desenvolvidos por expertos acreditados, sendo a autoridade ambiental quen debe fixar os detalles de cada PVA e da súa adaptación no tempo. Nalgúns países a autoridade ambiental asume directamente a responsabilidade dos PVA de todo o sector, sendo os promotores os que financian os gastos en función da capacidade produtiva. Esta opción é moi atractiva polo seu menor custo e maior calidade, o que redunda nunha maior credibilidade, ao ser realizado o PVA por un equipo acreditado e con maior dispoñibilidade tecnolóxica. Ademais, cos resultados obtidos –dotados dun alto grao de estandarización metodolóxica e de uniformidade de formatos–, xunto á posibilidade de realizar experimentos puntuais para dar resposta ás

cuestións que vaian xurdindo, facilítase a mellora e a adaptación continua dos PVA.

Poboamento infaunal de poliquetos

De entre todos os grupos faunísticos que habitan nos fondos de tipo detrítico-sedimentario o grupo taxonómico dos anélidos poliquetos recibiu unha atención especial en relación ao impacto dos cultivos mariños. Este grupo mostrou ser o máis adecuado para detectar impactos derivados do enriquecemento orgánico do sedimento (Salas, 1996), entre outras razóns pola súa gran flexibilidade trófica e a súa habilidade para responder con rapidez ante perturbacións do medio (Sutherland et al., 2007). Lamparidou et al (2005) comprobaban que o estudo do poboamento de poliquetos ao nivel taxonómico de familia e utilizando un criba de 1 mm é suficientemente preciso para detectar cambios na comunidade debidos ao enriquecemento orgánico derivado dos cultivos mariños. Para a costa de Galicia, Garmendia e Mora (2007) chegan á mesma conclusión e consideran que os poliquetos son o grupo faunístico que mellor describe o conxunto da comunidade macrobentónica.



Mostraxe do bentos cunha draga tipo Box-Corer (Foto. Dr. José Mora Bermúdez)

O coñecemento existente sobre este grupo taxonómico alcanza a distinguir determinados taxons como sensibles ou tolerantes ao enriquecemento orgánico, de modo que certas familias, como *Capitellidae*, *Dorvilleidae* ou *Spionidae* considéranse características de fondos impactados pola acuicultura, mentres que outras como *Paraonidae*, *Onuphidae* ou *Sabellidae* considéranse sensibles a este tipo de impacto.

Unha metanálise dos datos obtidos no estudo de apoio a esta guía (Martínez-García et al., 2013) sinala a existencia a nivel xeral no litoral español de certas familias tolerantes: *Capitellidae*, ben coñecida pola súa tolerancia á contaminación orgánica e pola enorme proliferación dalgunhas das súas especies (e.g. *Capitella capitata*) en ambientes con elevada contaminación orgánica; *Dorvilleidae*, con algunhas especies descritas como tolerantes a graos intermedios de contaminación (Pearson e Rosenberg, 1978), ou indicadores de contaminación (Lee et al., 2006); *Glyceridae* e *Nereididae*, con especies que son indicadoras de enriquecemento orgánico (Méndez et al., 1998; Tomassetti e Porrello, 2005); *Oweniidae*, que inclúe especies de indicación temperá de enriquecemento orgánico (Lee et al., 2006), e *Spionidae*, familia con algunhas especies características das zonas contaminadas, como *Malacoceros fuliginosus* (Dean, 2008).

Dentro do grupo das especies sensibles poden destacarse as seguintes familias: *Magelonidae*, *Maldanidae* e *Paraonidae*, que inclúen especies que viven en zonas con boa calidade ambiental (Belan, 2003; Pagliosa, 2005); *Nephtyidae*, con especies consideradas como indicadores de condicións de baixa carga orgánica (Cañete et al., 2000); *Onuphidae*, que inclúe especies que desaparecen con impactos antropoxénicos (Harkantra e Rodrigues, 2004); e *Sabellidae*, que inclúe especies suxeridas como indicadoras de condicións ambientais sen enriquecemento orgánico (Lee et al., 2006).

Entre os fondos detriticos de maior interese da costa galega aparecen os correspondentes a areas grosas con elevada fracción de cascallo conchífero e pobres en materia orgánica que se sitúan en sectores de influencia oceánica, frecuentemente a profundidades superiores aos 30 m (Vilas et al., 2005). Elevadas densidades e diversidade de especies de poliquetos son típicas

destas zonas de forte hidrodinamismo. Grandes equinodermos irregulares (*Spatangus purpureus*), asteroideos (*Astropecten irregularis*) e abundantes especies de anfípodos poboan igualmente este tipo de fondos. As zonas de areas medias situadas a menor profundidade (0-10 m) adoitan aloxar comunidades bentónicas relativamente pobres en especies, se ben algunhas delas, especialmente bivalvos, son potencialmente explotables (e.g. *Dosinia exoleta*, *Venus striatula*, etc.) (Mora, 1980).

Os estudos realizados durante os últimos anos sobre as poboacións infaunais de poliquetos en diferentes localidades das costas de Galicia (Cacabelos et al., 2008; Lourido et al., 2008; Moreira et al., 2006) confirman a gran variabilidade e diversidade existente deste tipo de organismos, e mesmo se achegaron novas descrições de especies (Moreira et al., 2004; Moreira et al., 2000). Algunhas familias de poliquetos (e.g. *Sylidae*, *Terebelidae*) foron obxecto de revisións específicas (Cacabelos et al., 2010; Cacabelos et al., 2011). Tamén foi estudada a fauna de poliquetos nalgúns hábitats con especial protección, como poden ser as pradeiras de fanerógamas mariña (Quintas et al., 2012; Quintas et al., 2013a; Quintas et al., 2013b).

Estas e outras contribucións ao coñecemento da infauna de poliquetos, xunto a coleccións xerais como a *Fauna ibérica: Annelida, Polychaeta*, I, II e III (Parapar, 2012; San Martín, 2004; Viéitez, 2004) editada polo Museo Nacional de Ciencias Naturais (CSIC), facilitan ao experto a identificación da maior parte das especies de poliquetos que se poden encontrar nas nosas costas.

“O poboamento infaunal de poliquetos superiores a 1 mm, localizados na capa superficial (0-6 cm) dos sedimentos e clasificados a nivel de familia pode ser considerado como unha variable de estado robusta e capaz de dar resposta ás necesidades dun PVA para as piscifactorías mariñas instaladas en gaiolas.”

Variables explicativas

Un paso máis no aforro é utilizar descritores de menor custo que permitan estimar a variable de estado e, desta maneira, se poidan aplicar de xeito máis rutineiro e intensivo. Como as características do medio condicionan o tipo de comunidade que pode instalarse, os factores abióticos –físicos e químicos– poden ser utilizados como descritores do estado biolóxico da devandita comunidade. Os factores abióticos considéranse variables explicativas ou independentes pero non son factores causais *per se*, senón descritores que se correlacionan coa variable de estado. As variables explicativas que de xeito illado ou en conxunto mellor describen a variable de estado serían seleccionadas para a vixilancia ambiental rutineira. É obvio que os descritores seleccionados han de ser ferramentas robustas, máis doadas de obter e menos onerosas que a variable de estado que predín.

No deseño dun PVA de contorno rexional hase de ter en conta que as condicións locais de partida poden ser moi distintas e, polo tanto, as variables explicativas seleccionadas non deberían ser enmascaradas por peculiaridades do medio. Por exemplo, será máis difícil distinguir o grao de enriquecemento en materia orgánica debido a unha piscifactoría instalada nun medio bentónico naturalmente rico fronte á mesma piscifactoría instalada nun medio organicamente pobre. A discriminación complícase se se tratan factorías con cargas diferentes. Por extensión acontecerá o mesmo coas variables que subministran información redundante coa materia orgánica (i.e. carbono, nitróxeno, fósforo) ou que sexan produto da súa abundancia, como son os descritores de procesos de descomposición (i.e. potencial redox, demanda biolóxica do sedimento, sulfuros).

Entre as variables explicativas xeoquímicas máis utilizadas nos PVA das piscifactorías mariñas están: granulometría (FF), pH, potencial de oxidación-redución (Eh), materia orgánica (MO), sinal isotópico do N ($\delta^{15}\text{N}$) e sulfuros libres totais (TFS).

Granulometría; fracción fina (FF) do sedimento

O coñecemento da distribución de tamaños das partículas do sedimento (granulometría) é importante dende dous puntos de vista. Por unha parte, a súa variación ao longo do tempo achega información sobre a dinámica sedimentaria e o hidrodinamismo, de modo que nos pode alertar se se está a producir un aumento da deposición de materiais finos procedentes dos cultivos como consecuencia do obstáculo das correntes causado pola presenza das instalacións. Así mesmo, a súa variación no tempo tamén achega información sobre a intensidade das correntes de fondo que serían responsables da resuspensión das fraccións máis finas e do seu transporte a zonas distantes, o cal é interesante de cara a manter a funcionalidade deste tipo de fondos. Por outra parte, sábese que a granulometría é un factor determinante das condicións físicas e químicas do sedimento, o cal condiciona en boa medida a estrutura dos poboamentos infaunais. A granulometría inflúe no potencial mineralizador das achegas orgánicas, no equilibrio metabólico aerobio/anaerobio e na facilidade de intercambio gasoso e de metabolitos no perfil vertical do sedimento (i.e. porosidade, permeabilidade), de modo que é de grande utilidade para a interpretación de cambios doutras variables. Das distintas fraccións granulométricas que podemos diferenciar nun sedimento mariño, a fracción $\text{Ø} < 65 \mu\text{m}$, correspondente a limos e arxilas, é a que se revelou como máis interesante para caracterizar un sedimento dende o punto de vista do impacto derivado dos cultivos mariños. Esta variable (FF) permítenos monitorizar os efectos debidos ao obstáculo das correntes á vez que actúa como un bo descritor das condicións do medio para explicar as condicións xeoquímicas e o comportamento doutras variables tanto bióticas coma abióticas.

pH

O pH é unha propiedade química do sedimento que ten un efecto substancial no desenvolvemento dos microorganismos como doutros seres vivos presentes no bentos. A determinación do pH infórmanos da con-



Mostraxe do bentos cunha draga tipo Box-Corer (Foto. Dr. José Mora Bermúdez)



Toma de datos e selección dunha mostra de sedimento recentemente extraída (Foto. Dr. José Mora Bermúdez)

centración de ións hidronio (H_3O^+) que se dá na interfase líquida do sedimento. É un descriptor, en correspondencia co potencial de oxidación-redución (Eh), do estado do sedimento respecto da condición aerobia ou anaerobia que presenta. O pH é a variable principal do control da especiación e da biodisponibilidade das especies químicas. Esta variable controla as condicións para a redución dos sulfatos e a forma química na que se encontran os sulfuros. Indicaranos a predominancia das formas químicas das especies de xofre e outros que poidan ser de interese no sedimento en unión co Eh.

Potencial de oxidación-redución (Eh)

O potencial redox determina as reaccións de oxidación e redución de moitos compostos químicos presentes no sedimento. Así, un valor de Eh electropositivo e de alta magnitude é indicativo dun ambiente que favorece as reaccións de oxidación. Pola contra, un valor de Eh electronegativo e de baixa magnitude é indicativo dun ambiente altamente reductor. A reactividade, solubilidade e mobilidade cíclica de elementos esenciais para os sistemas biolóxicos son afectadas por cambios no potencial redox. Ao mesmo tempo, o potencial redox afecta a distribución e a actividade metabólica

dos microorganismos. A diminución do Eh relaciónase coa diminución da concentración de osíxeno disolto na auga intersticial do sedimento. Valores negativos do potencial redox, polo tanto, asóciase a condicións de anoxia no que a degradación da materia orgánica se leva a cabo polas bacterias anaeróbicas, que nos sedimentos mariños utilizan principalmente sulfato como aceptor de electróns liberando sulfuro de hidróxeno. Considérase un bo descriptor do sistema xeoquímico en unión doutros indicadores como a granulometría e o pH.

Sinal isotópico do ^{15}N ($\delta^{15}N$)

Unha gran variedade de índices, baseados en cambios taxonómicos da abundancia de produtores e consumidores, foron desenvolvidos para cuantificar o impacto da contaminación orgánica de diferente natureza. Non obstante, a desvantaxe destes índices é que os efectos son detectados cando a perturbación ambiental aconteceu (McClelland et al., 1997).

A ratio de isótopos estables determinada no medio ou nos organismos é un descriptor da intensidade e da extensión espacial da contaminación

orgánica, como a liberada polas granxas mariñas (Sarà et al., 2004). Incrementos do sinal isotópico do nitróxeno ($\delta^{15}\text{N}$) en sedimentos recollidos baixo ou nas proximidades das piscifactorías mariñas en gaiolas correlaciónanse con alteracións crecentes da composición e estrutura das comunidades costeiras, como as de anélidos poliquetos de fondos brandos (Carballeira et al., 2011a). Desta forma, o $\delta^{15}\text{N}$ pode ser considerado unha ferramenta de detección temperá de impacto ambiental. Ademais, é unha ferramenta moi útil para a vixilancia da integridade ecolóxica de comunidades sensibles ou de alto valor ecolóxico como pradeiras mariñas, arrecifes de coral, etc. que poden ser afectadas por cargas orgánicas (Holmer et al., 2008; Lepoint et al., 2004; Pérez et al., 2008; Risk et al., 2009).

O método baséase no feito de que o N ten dous isótopos estables, un isótopo lixeiro (^{14}N) e un isótopo máis pesado (^{15}N), que se producen nunha proporción constante na atmosfera, 99.635 e 0.365%, respectivamente (Nier, 1950). Non obstante, esta proporción varía de acordo coas diferentes vías metabólicas que unha molécula segue, como das diversas reaccións do ciclo do N producindo diferentes fraccionamentos da fracción isotópica pesada (^{15}N). O sinal isotópico ($\delta^{15}\text{N}$) indica a desviación (expresada en ‰) da composición da mostra fronte ao valor estándar internacionalmente aceptado (Robinson, 2001), mediante a fórmula $\delta^{15}\text{N} (\text{‰}) = [(R_{\text{mostra}}/R_{\text{estándar}}) - 1]10^3$, onde R é a ratio $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$. A determinación do $\delta^{15}\text{N}$ é precisa e varía coa carga orgánica vertida, mentres que se mantén estable en condicións naturais, o que supón unha gran vantaxe como ferramenta ambiental.

O N procedente das granxas mariñas presenta unha alta proporción de ^{15}N fronte ao nivel de referencia do nitróxeno inorgánico mariño, como resultado da volatilización do amonio rico en ^{15}N e do procesado microbiano do N en disolución (Van Dover et al., 1992).

Desta forma, o $\delta^{15}\text{N}$ no medio ou organismos localizados no contorno dunha granxa dependerá fundamentalmente da relación entre a carga emitida e a capacidade dispersante do medio (Sarà et al., 2006).

A devandita relación varía no tempo e no espazo podendo dar lugar a múltiples interaccións ambientais que poden xerar diferentes tipos de perturbacións. Para obter unha boa información sobre os posibles efectos ecolóxicos dunha piscifactoría é necesario coñecer como varía a área de influencia, é dicir, a distancia á cal os parámetros físicos, químicos e biolóxicos deixan de ser significativamente diferentes do control debido á acción dos efluentes. Neste sentido, os estudos realizados (Carballeira et al 2011a; 2011b) confirman a utilidade nos PVA do $\delta^{15}\text{N}$ como descritor de exposición aos efluentes das granxas mariñas porque permiten identificar as fontes de contaminación e anticiparse á deterioración ambiental, tanto das comunidades bentónicas directamente afectadas coma daquelas máis afastadas, pero que pola súa relevancia ecolóxica é obrigado obxecto de vixilancia.

Sulfuros libres totais (TFS)

Tradicionalmente o grao de afección no sedimento debido aos cultivos mariños veuse subrogando a variables como o contido en materia orgánica (MO) ou carbono orgánico total (COT) do sedimento. Este tipo de variables pode funcionar para determinar o grao de enriquecemento orgánico dos fondos nun momento dado. Non obstante, a materia orgánica depositada sobre os sedimentos mariños mineralízase de forma moi distinta e a distinta velocidade dependendo da súa biodisponibilidade (especiación), xa sexa para os poboamentos microbianos, microbentónicos ou macrobentónicos. Autores experimentados no seguimento ambiental dos cultivos mariños en gaiolas flotantes suxeriron que os valores de MO ou COT medidos baixo instalacións de cultivo poden resultar enganosos xa que os seus niveis no sedimento superficial poden permanecer baixos mentres se producen alteracións en capas inferiores do sedimento (Karakassis et al., 1998). Isto supón que poderíamos encontrar niveis de MO ou COT baixos ou similares aos de zonas non afectadas, e que non obstante se estea a producir unha alteración das condicións xeoquímicas e dos poboamentos infaunais.

A MO nos sedimentos mineralízase relativamente rápido (Piedecausa et al., 2012), mentres que algúns dos subprodutos da devandita mineralización poden permanecer durante bastante tempo nos fondos. A mineralización da materia orgánica no sedimento pode levarse a cabo mediante procesos metabólicos aerobios (respiración, fotosíntese, desnitrificación, etc.) ou anaerobios (actividade sulfato-redutora principalmente, aínda que tamén metanoxénese nos casos máis graves). De feito, estas rutas metabólicas tan diferentes en canto a condicións coexisten no sedimento e están equilibradas, dependendo do osíxeno dispoñible, da cantidade de materia orgánica presente, da permeabilidade e intercambio auga-sedimento e da profundidade do sedimento. Cando o enriquecemento orgánico no sedimento é elevado prodúcese un incremento no consumo de osíxeno, e a capacidade de mineralización seguindo rutas metabólicas aeróbicas vese limitada, producíndose un desequilibrio a favor do metabolismo anaerobio. Tanto máis acusado será este último canto menos osíxeno haxa dispoñible para mineralizar a materia orgánica. Nestas circunstancias, a dispoñibilidade de osíxeno vese tamén limitada por procesos de re-oxidación dos metabolitos derivados do metabolismo anaerobio, principalmente sulfuros, producíndose un efecto de *retroacción*. A acumulación de sulfuros nos sedimentos localizados baixo instalacións de cultivo fai que estes fondos sexan dos máis ricos en sulfuros en todos os mares (Holmer e Kristensen, 1992). A estimulación da actividade bacteriana sulfato-redutora debida ao enriquecemento orgánico nos sedimentos localizados baixo instalacións de cultivo de peixes é un dos problemas máis importantes porque a formación e acumulación de sulfuros resulta tóxica para a maior parte dos organismos infaunais (macro e meio fauna) do sedimento, e que, xunto coa hipoxia/anoxia, son os factores que determinan a magnitude do impacto causado pola excesiva deposición de materia orgánica sobre os fondos. Pero a acumulación de sulfuros no sedimento como consecuencia da mineralización anaerobia da materia orgánica pode acontecer mesmo cando os niveis medidos de MO ou COT son baixos. Por conseguinte, o establecemento de relacións causa-efecto entre a deterioración do medio e a actividade acuícola mediante os niveis de TFS é directo. Existen numerosos traballos nos que se estudaron os niveis de sulfuros no contorno de instalacións de cultivo,

e a súa relación coas condicións tóxicas, o metabolismo sedimentario, os fluxos bentónicos e os poboamentos infaunais (Hargrave et al., 1993; 1997; 2008b; 2010), despois de propoñerse valores de referencia para diferenciar o estado de calidade do sedimento en función dos niveis de sulfuros. Ademais, existen protocolos detallados sobre a metodoloxía analítica (Wildish, 1999).

Contido en materia orgánica (MO)

A materia orgánica que aparece está formada por sólidos en suspensión que proveñen do alimento non inxerido e refugallos dos organismos cultivados, así como da epifauna, plantas e demais organismos asociados ás estruturas das gaiolas, que sedimentan no fondo en forma de materia orgánica particulada ou ben son resuspendidos na columna de auga. O carbono orgánico determínase habitualmente para avaliar o papel desempeñado pola fracción orgánica de sedimentos no transporte, deposición e retención de metais nos sedimentos. En condicións normais adoita representar menos de 10% do peso de sedimento. A súa determinación consiste en analizar o carbono doadamente oxidable e relacionándoo co % de materia orgánica, o proceso analítico realízase mediante unha dixestión húmida (Loring e Rantala, 1992).

“ Coas variables explicativas preténdese estimar o estado ecolóxico do medio, de xeito menos oneroso. ”

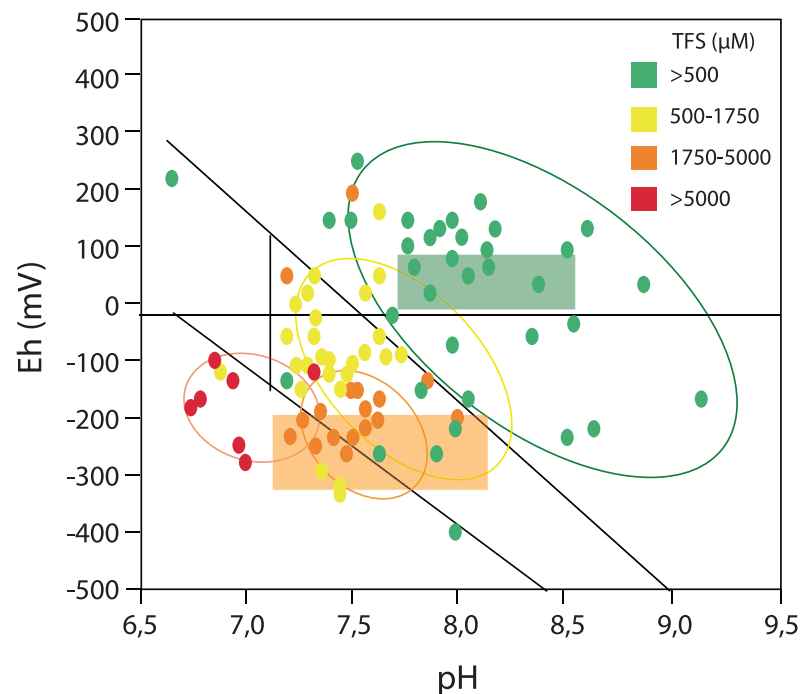


Figura 12. Combinación do pH-Eh e a súa relación coa concentración de sulfuros libres totais (TFS) no sedimento. Os puntos representan mostras de sedimentos recollidos baixo o contorno e gaiolas de varias explotacións piscícolas mariñas. Os rectángulos representa a variación do pH-Eh observada en dúas explotacións instaladas en Galicia Rande (alaraxado) e Barqueiro (verde) (Tomado de Carballeira 2013a)

Priorización das variables explicativas

A granulometría, representada pola fracción fina (FF, $f < 63\mu\text{m}$) da capa superficial (0-6 cm), é un factor determinante das recentes condicións fisicoquímicas do sedimento e da composición/estrutura da comunidade infaunal. Infórmanos sobre a dinámica sedimentaria e pódenos alertar se se está a producir un

aumento da deposición de materiais finos –por achegas directas ou obstáculo das correntes polas propias instalacións– que poida alterar a funcionalidade do ecosistema. Tamén é de grande utilidade para a interpretación das variacións doutros descritores.

O contido en materia orgánica (MO) do sedimento é un parámetro que se utilizou de xeito convencional para expresar o grao de afección dos cultivos mariños. Non obstante, en moitos casos non se observaron diferenzas significativas entre as mostras debaixo das gaiolas fronte aos controis. Isto pode ser debido a unha maior taxa de mineralización baixo as gaiolas. A MO compoñente dos pensos ten un maior contido proteínico rico en C e N orgánico que parece estimular a poboación microbiana favorecendo a taxa de degradación (Hall et al., 1990; Hermosilla, 2005; Holmer et al., 2004; Karakassis et al., 2000; Piedecausa et al., 2012). Non obstante, non se encontraron diferenzas significativas na MO entre o sedimento control e baixo gaiolas pero si no potencial redox (Eh), na concentración de P_{total} e na demanda de osíxeno do sedimento (DOS) (Hermosilla, 2005).

Como se dixo anteriormente, a mineralización da materia orgánica no sedimento pode conducir a unha situación de hipoxia-anoxia, o que unido á presenza de sulfuros tóxicos, poden comprometer seriamente a supervivencia da maior parte da infauna bentónica. Para caracterizar estas condicións do sedimento pódese utilizar a combinación Eh-pH (figura 12), a concentración de sulfuros (sulfuros volátiles libres, AVS; sulfuros libres totais, TFS) ou determinar a demanda de osíxeno do sedimento (DOS) mediante bioensaos respirométricos.

A combinación Eh-pH infórmanos do equilibrio químico do xofre, que corresponde ao grao de enriquecemento orgánico biodegradable dos sedimentos e coa concentración de sulfuros libres en xeral (Hargrave, 2010). Cos datos procedentes das granxas incluídas no proxecto Xacumar (ver op.cit. Aguado et al., 2013) e das granxas galegas observouse unha forte correspondencia entre os valores de Eh-pH e os compostos de xofre, de tal forma que se pode predicir de xeito aceptable a concentración de S ou

TFS determinada nos sedimentos afectados polas piscifactorías mariñas a partir dos valores de pH-Eh (figura 12) (Carballeira et al., 2013a). Na costa de Galicia observouse que o Eh é o parámetro que mellor se correlaciona coa distancia ás gaiolas, permitindo estimar a intensidade e extensión do impacto (Mora, 2006). Por outro lado, a combinación Eh-pH serve como un substituto das medidas biolóxicas, que son moito máis custosas e tediosas (Martí et al., 2005). A utilidade da determinación de Eh-pHponse en evidencia ao ser a base do sistema noruegués de vixilancia ambiental das piscifactorías mariñas (*Modelling-Ongrowing fish farms-Monitoring, MOM*) que vén aplicándose con éxito na última década (Ervik et al., 1997; Hansen et al., 2001; Stigebrandt et al., 2004). A determinación de Eh-pH é máis sinxela e menos custosa que a determinación de TFS, AVS ou DOS, aínda que está suxeita á contaminación por osíxeno durante a toma de mostras, o mesmo que acontece cos outros tres parámetros (Carballeira et al., 2011a).

Para que a acuicultura sexa sostible é necesario que a capacidade asimilativa do medio manteña en condicións saudables o ambiente. A capacidade asimilativa depende da interacción entre a carga e a capacidade dispersiva e de biodegradación do medio receptor. Mentres que a carga é doada de coñecer, a capacidade dispersiva do medio varía moito a escala local e temporal, e é moi difícil de estimar pois depende de numerosos factores con variación local como son: o fluxo de auga, a topografía (batimetría, liña de costa...), a ondada, o vento, o deseño da instalación, etc. Así, a velocidade da corrente reduce a carga de residuos orgánicos por unidade de superficie de sedimento e incrementa a dispoñibilidade de osíxeno facilitando a descomposición aeróbica. A topografía e a profundidade da auga baixo as gaiolas teñen unha grande influencia sobre a dispersión directa de residuos. Como se comentou anteriormente, pola súa importancia realizáronse numerosos esforzos para desenvolver modelos de estima da capacidade dispersiva dun medio. Neste sentido, o sinal isotópico $\delta^{15}\text{N}$ –medido en sedimento ou en organismos– é produto da interacción entre a carga contaminante e a capacidade dispersiva da masa de auga. Diferénciase doutras variables explicativas (Carballeira, 2013) en que:

- É unha medida independente das condicións naturais iniciais.
- A súa determinación é sinxela e a súa variabilidade mostral e analítica é moi baixa.
- Non está suxeita á contaminación durante a toma de mostras.
- Permite deslindar a orixe da materia orgánica encontrada.
- Presenta unha correlación significativa coa distancia ao foco e coa estrutura da comunidade bentónica.

En consecuencia, $\delta^{15}\text{N}$ é unha ferramenta ambiental moi útil para describir a intensidade e extensión do impacto potencial e a súa evolución temporal que poidan xerar as piscifactorías. Ademais, como veremos máis adiante, a súa determinación rutineira é fundamental en especies e hábitats sensibles próximos ás instalacións, pois a información subministrada permite anticiparse a un posible impacto (indicador temperán).

“Deberíase priorizar como variables explicativas rutineiras a granulometría (FF), a combinación Eh-pH e o sinal isotópico $\delta^{15}\text{N}$ do sedimento. Soamente cando se tentee a posibilidade dun empeoramento cualitativo do medio sería conveniente verificar a situación real con outros parámetros, pero preferentemente coa variable de estado, a comunidade de poliquetos.”

Fondos rochosos

Os substratos rochosos albergan comunidades moi dispares e heteroxéneas debido á diversa combinación de atributos abióticos e bióticos. A orientación, inclinación, rugosidade, tamaño dos bloques, profundidade, hidrodinamismo, dispoñibilidade de nutrientes, irradiancia, etc. facilitan a instalación e o desenvolvemento de organismos diferentes. En calquera caso, a composición faunística e florística en comunidades de substratos duros e as distintas interrelacións que se dan entre os diferentes compoñentes do hábitat (bióticos e abióticos) determinan a estrutura da comunidade. Neste sentido, as comunidades de fondos rochosos están formadas por organismos que estruturalmente desempeñan distintas funcións. Pódense encontrar diferentes tipos de organismos (Jones e Andrews, 1992):

- *Organismos formadores do hábitat*: aqueles que caracterizan o hábitat.
- *Organismos determinantes do hábitat*: aqueles capaces de influenciar a distribución dos formadores do hábitat, normalmente a través de mecanismos de depredación ou ramoneo.
- *Organismos sensibles ao hábitat*: aqueles cuxa distribución e abundancia está fortemente influenciada polo estado do hábitat.

A natureza destes hábitats está determinada polas relacións entre os distintos membros da comunidade, que á súa vez está influenciada por factores exógenos. A dinámica das comunidades de substratos duros depende enormemente da dinámica dos organismos formadores do hábitat, como macroalgas, gorgonias, esponxas ou briozoos. Calquera proceso que poida influír sobre estes organismos a miúdo leva consigo efectos ferverza sobre o resto de organismos que compoñen a comunidade.

Difícilmente o alcance difuso dos residuos derivados dos cultivos en mar aberto pode afectar este tipo de comunidades, agás se estas se encontran preto destes. Pola contra, a localización costeira das gaiolas –a curta dis-

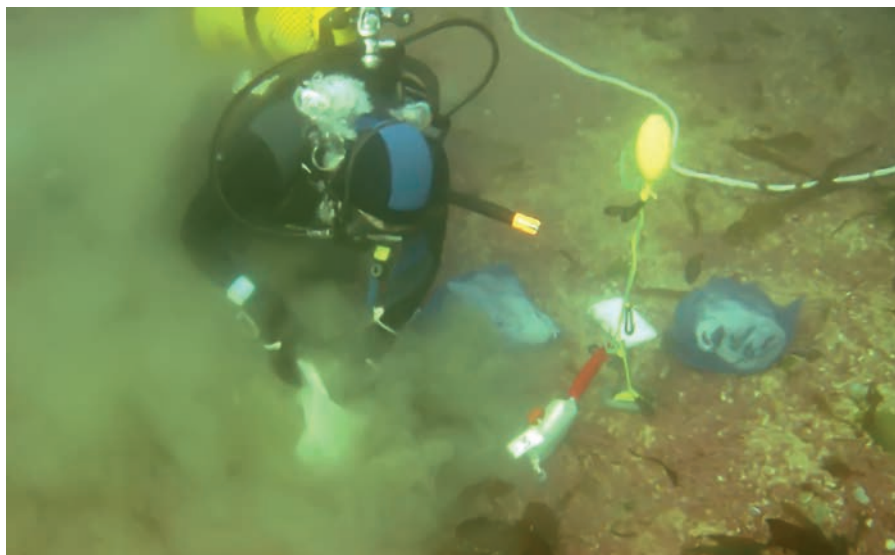
tancia da liña de costa e a menor profundidade– reduce a capacidade dispersiva do medio, o que supón un risco elevado de alteración dos fondos rochosos inter e sub mareais.

Naquelas situacións en que se sospeite que determinadas comunidades de substratos duros puidesen verse afectadas polos cultivos, os esforzos han de centrarse nos organismos formadores do hábitat, que dependendo da localización da comunidade (acantilado, lousas horizontais profundas, fotófilo, esciáfilo, etc.) poden ser unhas ou outras especies, polo que haberá que identificalas e recoñecer a súa bioloxía como primeiro paso para a súa monitorización.

Pola súa ampla distribución e abundancia, así como polo seu papel trófico e facilidade de mostraxe, as macroalgas son bos bioindicadores para a vixilancia rutineira destes ecosistemas. O control rutineiro pódese basear en parámetros como:

- O *senal isotópico $\delta^{15}N$* : xa se sinalou anteriormente que é un bo descritor do grao de exposición aos residuos e un indicador prematuro de procesos de eutrofización. Obtívose unha boa correlación entre $\delta^{15}N$ e a produción primaria neta en transplantes de *Ulva* sp. expostos ás verteduras das piscifactorías mariñas instaladas en terra en Galicia (Carballeira, 2013). Ademais, é un parámetro independente da especie de macroalga mostrada, o cal facilita en boa medida a súa estima ao poder usar calquera especie de macroalga presente na área de influencia (Viana et al., 2011).
- A *abundancia das macroalgas oportunistas* é unha medida realista do estado trófico (Tett et al., 2007). Por iso, propónse a estima da cobertura relativa (% sobre a superficie intermareal dispoñible) ou da biomasa (máximo estacional, kg/m²) das macroalgas oportunistas na franxa intermareal rochosa da área de influencia delimitada polos valores observados de $\delta^{15}N$. Considérase que a situación é normal, admisible e inadmisibile se a cobertura é <15, 15-30 e >30% ou se a biomasa é <1, 1-1.3 e >1.3 kg/m², respectivamente.

- *A bioacumulación de contaminantes:* as macroalgas son a primeira vía trófica de entrada dos contaminantes no sistema. En xeral, presentan unha boa capacidade de bioconcentración dos contaminantes que dalgunha forma (Carballeira et al., 2012b; Rey-Asensio et al., 2010) se relacionaron coa actividade piscícola (antibióticos, pesticidas, metais, etc.). As macroalgas subministran unha imaxe integrada do grao de exposición aos microcontaminantes, o cal é unha gran vantaxe se o comparamos coas análises de mostras de auga, pois facilita a súa determinación e reduce significativamente o esforzo de mostraxe. Para a interpretación dos resultados calcúlase o factor de contaminación (FC) de cada contaminante identificado. O FC mide o grao de bioacumulación dos contaminantes respecto ao valor de referencia ou nivel de fondo (NF) da zona de estudo. O FC para cada para contaminante-



Os equipos autónomos facilitan a toma de mostras e medidas dos plans de vixilancia ambiental
(Foto. Dr. Javier Cremades Ugarte)



A macroalga *Fucus vesiculosus* é unha especie moi abundante nas nosas costas
(Foto. Dr. Javier Cremades Ugarte)

especie é a relación entre a concentración, corporal determinada e o NF correspondente. Se non se dispón do NF rexional pódese utilizar a concentración media dunha ou varias estacións control situadas o máis preto posible pero fóra da área de influencia da granxa e doutros focos de contaminación potenciais. En xeral, considéranse as seguintes situacións ambientais:

Situación	FC
Normal	<2
Dubidosa	2-5
Inadmisible	>5

Ante o risco de alteración da poboación dunha especie de macroalga clave ou protexida podería ser necesario deseñar un plan de vixilancia específico e exhaustivo que considerase a evolución doutros parámetros poboacionais como: densidade, abundancia ou biomasa da poboación; estado vexetativo (e.g. composición pigmentaria; fluorescencia clorofílica); integridade da fronde; grao de epifitismo; etc.

“ Se no recoñecemento do hábitat previo á monitorización se observase a presenza dalgunha comunidade ou especie rara ou protexida deseñarase un programa especialmente adaptado para a súa vixilancia. ”

Fondos rochosos intermareais

Formacións de Fucales

Nas partes medias e internas de rías e baías podemos encontrar vexetación intermareal pertencente aos tipos de costas descritas como (Cremades et al., 2004): estuáricas, protexidas e semiprotexidas, dominadas principalmente polas formacións de distintas especies de algas pardas pertencentes á orde Fucales. As únicas que dalgún xeito se poderían ver influenciadas nos seus niveis medios e inferiores polas gaiolas son as costas semiprotexidas, nas que as principais especies formadoras de hábitat a estes niveis son *Fucus vesiculosus* ou *F. serratus* e *Bifurcaria bifurcata*. Neste tipo de costas son frecuentes tamén formacións cespitosas de algas vermellas (*Caulacanthus ustulatus*, *Chondracanthus* spp., *Corallina caespitosa*), e é importante destacar que nestas costas abunda tamén outra fucal, *Himanthalia elongata*, de estratexia oportunista, gran produtividade e crecente valor comercial como alga alimentaria.

Cintos de carraxenófitos

Nas partes máis externas de rías e baías, sometidas xa a un maior hidrodinamismo encontramos as costas semiexpostas (Cremades et al., 2004), costas que se caracterizan sobre todo pola abundancia nos seus niveis medios e inferiores de densos cintos formados por especies de algas vermellas da orde *Gigartinales* coñecidas co nome popular de "lique", e que son importantes materias primas para a extracción de ficocoloides (carraxeninas). Nos niveis medios destaca a comunidade de *Mastocarpus stellatus* e nos inferiores a de *Chondrus crispus* ou *Gigartina pistillata*. Nos niveis inferiores das costas semiexpostas con maior sedimentación areenta podemos encontrar tamén rasas cubertas por *Bifurcaria bifurcata* e, como nas costas semiprotexidas pode chegar a ser tamén abundante *Himanthalia elongata*.

Fondos rochosos submareais

Bosques de Laminariales

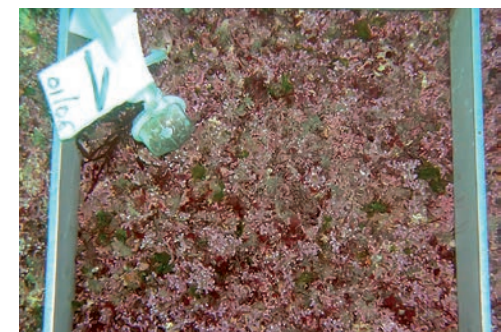
Os substratos duros submareais nas costas atlánticas europeas –e por iso tamén nas costas galegas– adoitan estar colonizados, en función da profundidade, exposición á ondada e tipo de substrato, por distintos bosques ou pradeiras de grandes algas pardas, en particular algas das ordes:

- Laminariales *sensu lato* (*Laminaria ochroleuca*, *L. hyperborea*, *Saccharina latissima*, *Sacchorriza polyschides*, *Undaria pinnatifida*, *Chorda filum* e *Phyllariopsis* spp.)
- Desmarestiales (*Desmarestia ligulata* e *D. aculeata*)
- Fucales (*Cystoseira baccata*, *C. usneoides*, *C. nodicaulis*, *Halydris siliquosa* e *Sargassum muticum*)

Dado que as gaiolas de peixes deben instalarse a certa distancia da costa, en zonas non moi externas das rías e con batimetrías reducidas,



Bosque de *Laminariales* (Barizo) (Foto. Dr. Javier Cremades Ugarte)



Toma de mostras e datos nun fondo de maerl
(Rodeira, Cangas de Morrazo, ría de Vigo)
(Foto. Dr. Javier Cremades Ugarte)

as comunidades submareais de substratos duros que poidan verse máis afectadas serían os bosques de *Laminaria* spp. Galicia é a rexión da Península Ibérica onde estes bosques son máis superficiais e abundantes, tal como aparece nos principais artigos que estudan estas comunidades submareais (Bárbara et al., 1994; Donze, 1968; Otero-Schmitt e Pérez-Cirera, 2002). Estas comunidades teñen un importante valor ecolóxico por conter un alto grao de estratificación vertical, unha gran diversidade florística e faunística, e ser un hábitat moi importante para a reprodución e recrutamento de infinidade de vertebrados e invertebrados mariños.

Aínda que é pouco probable que se instalen gaiolas en mar aberto no Cantábrico, e menos preto da costa, pola súa singularidade débese prestar especial atención ás pradeiras de *Gelidium corneum*, características da "rasa" cantábrica, que puidesen verse afectadas.

Fondos de maërl

Maërl é un termo xenérico de orixe francesa, utilizado para englobar a aqueles leitos infra ou circalitorais cubertos por algas vermellas calcarias, nodulares e de vida libre (rodólitos). Estas formacións algais distribúense en manchas máis ou menos extensas sobre fondos detríticos-sedimentarios, que nas costas galegas se poden encontrar dende o intermareal ata 40 m de profundidade.

Estas algas vermellas calcarias caracterízanse por un crecemento moi lento e por estar adaptadas a unhas condicións de luz, temperatura, hidrodinamismo, sedimentación e dispoñibilidade de nutrientes moi particulares (Wilson et al., 2004). Os fondos de maërl forman unha armazón estrutural complexa, algas calcarias vivas xunto con esqueletos calcarios mortos, a xeito de bosque a pequena escala, de maneira que proporciona unha gran variedade de nichos ecolóxicos que serven para o desenvolvemento dunha importante e diversa comunidade de algas, invertebrados e peixes de interese comercial, algúns deles exclusivos deste tipo de fondos. As espe-

cies formadoras do hábitat máis destacadas son *Phymatolithon calcareum* e *Lithothamnion coralloides* (incluídas no anexo V da Directiva Hábitat), aínda que dependendo da hidrodinámica do fondo, poden ser máis abundantes outras especies dos xéneros *Peyssonnelia* spp. ou *Lithophyllum* spp. (Aguado-Giménez e Ruiz-Fernández, 2012). A súa elevada diversidade biolóxica, complexidade estrutural, crecemento lento e sensibilidade ás condicións ambientais supuxeron que os fondos de maërl fosen catalogados como de protección prioritaria.

O impacto dos cultivos mariños sobre estes fondos foi estudado en poucas ocasións (Aguado-Giménez e Ruiz-Fernández, 2012; Hall-Spencer et al., 2006; Sanz-Lázaro et al., 2011; Wilson et al., 2004) afortunadamente, porque non se deron moitos casos en que as instalacións de cultivo se localizasen directamente sobre eles. Non obstante, púidose constatar que a hipersedimentación de materia orgánica e a anoxia-toxicidade consecuentes conducen a unha regresión progresiva destes fondos. A propia armazón que forman os talos algais actúa como trampa para reter o material particulado que sedimenta sobre eles, dificultando as posibilidades de resuspensión e transporte. Así mesmo, o resto da comunidade tamén experimenta importantes alteracións ao verse limitadas as capacidades filtradoras, suspensívoras, etc. como consecuencia do aumento de materiais en suspensión e da deterioración das condicións xeoquímicas dos sedimentos subxacentes.

A identificación taxonómica tan só das algas que aparecen neste tipo de fondos é unha tarefa altamente especializada. Non obstante, a evolución temporal do sinal isotópico $\delta^{15}\text{N}$ como descritor do grao de exposición aos residuos e da relación entre o peso de maërl vivo e morto (*biomasa/tanatomasa* por unidade de superficie) son dous parámetros atinados para a vixilancia desta comunidade. Posto que os fondos de maërl son relativamente abundantes nas nosas costas, cabería esperar que houbera leitos afectados polos cultivos mariños (e.g. bateas de mexillón), de darse o caso habería que prestar unha atención especial tanto pola necesidade de conservalos coma para estudar a súa resposta ante perturbacións antrópicas deste tipo no litoral.

En Galicia, realizáronse diferentes estudos (Peña e Bárbara, 2007; 2008a; 2008b; 2009; 2010a; 2010b) sobre as características e a monitorización dos fondos de maërl. Ademais, a súa localización aparece detallada en Peña (2010).

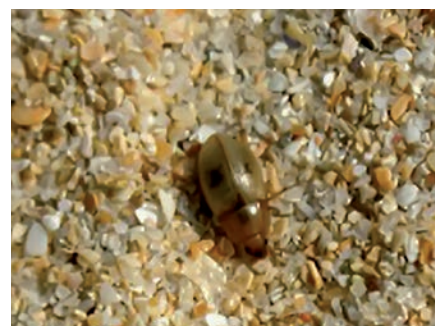
Costas sedimentarias

As praias presentan un crecente interese dende o punto de vista biolóxico e económico. Estes ecosistemas son utilizados como áreas recreacionais ao ser importantes focos de atracción turística, pero ademais desenvólvense numerosas pesqueiras comerciais, como moluscos bivalvos de especial importancia económica en Galicia.

As costas sedimentarias inclúen unha gran variedade de hábitats, dependentes da marea e profundidade, tipo de sedimento e exposición á ondada: costas intermareais e sublitorais; costas sedimentarias compostas de area, lama ou grava; e praias expostas ou protexidas.

As costas intermareais sedimentarias caracterízanse por ser a fronteira entre o medio mariño e o aéreo. Isto reflíctese claramente nas súas dúas comunidades de macrofauna, unha puramente mariña e outra semiterrestre (McLachlan e Jaramillo, 1995) que vive no límite superior das mareas. A comunidade semiterrestre, a pesar de posuír un ciclo de vida tipicamente terrestre, ten unha dependencia directa do mar que achega alimento, abrigo e humidade. Esta zona límite entre o hábitat mariño e terrestre é especialmente sensible porque a macrofauna semiterrestre non se dispersa a través da auga e a súa recolonización é difícil cando esta comunidade se ve afectada por calquera tipo de alteración. Ademais, esta comunidade serve de alimento a numerosas especies de aves que viven nestes ecosistemas.

As zonas inferiores das praias caracterízanse pola presenza de numerosas especies de macrofauna mariña pertencentes aos grupos de poliquetos, crustáceos e fundamentalmente moluscos (McLachlan, 1983; McLachlan



As praias de area tamén poden ser impactadas polos residuos das piscifactorías (*Donax* sp., larva de *Tabanidae* sp., *Phaleria cadaverni* e *Talitrus saltator* na praia de Corrubedo)
(Foto. Dr. Mariano Lastra Valdor)

e Brown, 2010). Dentro destas especies típicas de costas sedimentarias intermareais e submareais pouco profundas, en Galicia encóntranse especies de alto valor comercial, como os moluscos bivalvos das familias *Veneridae* e *Cardiidae* en praias protexidas, e da familia *Donacidae* en praias expostas.

Por todo iso, a vixilancia ambiental nestes ecosistemas deberá centrarse na calidade físicoquímica do medio (olores, residuos...) e nas especies protexidas e comerciais.



Fondo intermareal de *Zostera marina* (enseada de San Simón, ría de Vigo)
(Foto Dr. Jesús Souza Troncoso)

Pradeiras de fanerógamas mariñas

Estas comunidades constitúen hábitats prioritarios de conservación e, por conseguinte, encóntranse protexidas por lexislacións comunitarias e estatais. Debido á localización batimétrica de *Cymodocea nodosa* e *Posidonia oceanica*, cuxo límite inferior de distribución pode alcanzar en ambos os dous casos os 35-40 m, son as únicas fanerógamas mariñas que se puidesen ver claramente afectadas polas granxas de peixes. *P. oceanica* ocupa grandes extensións de fondos brandos no Mediterráneo onde é endémica, mentres que *C. nodosa* presenta unha distribución en manchas moito menos

uniformes e extensas, aínda que nalgúns lugares, especialmente no litoral das Illas Canarias, poden ocupar extensións importantes, dando lugar a pradeiras de ceba. En Galicia soamente encontramos pradeiras de *Zostera* (zosterais) que se localizan en batimetrías moi superiores. O límite inferior das pradeiras de *Z. mariña*, sitúase como máximo sobre os 3-4 m, mentres que *Z. noltii* é intermareal. Pola súa situación batimétrica soamente as pradeiras de *Z. mariña* poderían verse lixeiramente influenciadas polo alcance espacial dos residuos de tipo disolto. Por iso, é doado entender que os estudos sobre a influencia dos cultivos mariños sobre as pradeiras de fanerógamas se centren en *C. nodosa* (Delgado et al., 1997) e sobre todo en *P. oceanica* (Holmer et al., 2008; Ruiz et al., 2001). Non obstante, aínda que a magnitude da resposta pode variar entre especies, as causas principais que conducen á súa degradación son as mesmas (atenuación da luz incidente, hipersedimentación, epifitismo e presión por herbívoros) e os efectos netos orixinados (diminución do tamaño e da densidade dos feixes) supoñen unha perda progresiva da superficie das pradeiras.

Diferentes investigadores (Lepoint et al., 2004; Fourqurean et al., 1997; Machás, 2007; Cabaço et al., 2008) utilizaron isótopos estables de N e C como indicadores de impacto antrópico en zosterais, debidos fundamentalmente a verteduras de orixe urbana ou de granxas piscícolas. Holmer et al. (2008) propuxeron unha distancia mínima entre as instalacións de cultivos mariños e as pradeiras de *P. oceanica* de 400 m (Díaz-Almela et al., 2008). Traballos recentes nos que se realizou un seguimento do sinal isotópico do N puxeron de manifesto que o alcance espacial dos residuos de tipo disolto (*alcance difuso*) é moito maior —da orde de varios quilómetros—, se ben a esas distancias non se observaron alteracións na estrutura e dinámica poboacional da pradeira (Aguado-Giménez et al., 2007b; Ruiz et al., 2010). Estes achados condicionan que a distancia mínima entre pradeiras e instalacións aumente significativamente por enriba deses 400 m propostos, xa que a distancias comprendidas entre 400 e 1000 m aínda se detectaron efectos perniciosos sobre o crecemento (Marbà et al., 2006). O $\delta^{15}\text{N}$ en epifitos das fanerógamas mariñas comparado cos niveis desta variable nas distintas fontes de N presentes na zona de estudo permitiría cuantificar a carga relativa de cada unha ao grao de alteración observado. Este estudo, como veremos máis

adiante, contéplase como unha evidencia en caso de incumprimento das normas de calidade ambiental propostas para as pradeiras de fanerógamas mariñas.

No seo do proxecto europeo *MedVeg* levouse a cabo un estudo exhaustivo sobre a influencia dos cultivos mariños sobre as pradeiras de *P. oceanica*, utilizándose diversos descritores a diferentes niveis (individuo, poboación, comunidade). De entre os descritores posibles para monitorizar o impacto dos cultivos en mar aberto sobre as pradeiras de fanerógamas mariñas, os máis relevantes son a taxa de sedimentación (limiar de 1.5 g materia orgánica m⁻².d⁻¹) (Díaz-Almela et al., 2008; Holmer et al., 2008) e os cambios netos na estrutura da poboación (densidade dos feixes e cobertura da pradeira). A evolución da densidade global dos feixes ao longo do tempo achegaríanos información en caso de afección, da posible perda de superficie neta de pradeira, sendo esta a variable proposta para o seguimento das pradeiras de fanerógamas mariñas. Non obstante existen recomendacións para o seguimento das masas de auga en canto a *P. oceanica* que establecen a densidade dos feixes e a superficie do feixe como indicadores. Co obxecto de facilitar o cumprimento da Directiva Marco da Auga Europea (WFD), García-Martín et al. (2013) propoñen un índice (ZoNI) enfocado a establecer a calidade ecolóxica dos zosterais (*Z. noltii*). Das diferentes métricas (cobertura, densidade, biomasa aérea e subterránea, lonxitude da folla, contido en N e δ¹⁵N en follas) utilizadas na construción do ZoNI, encontran que o sinal isotópico é o que ten maior poder discriminante.

Ademais, se as instalacións de acuicultura estivesen situadas nas masas de augas descritas pola táboa 45 da Orde ARM/2656/2008 (Orde de instrución de planificación hidrolóxica) debéranse incorporar os indicadores que se describen nesta.

Outros tipos de indicadores

Nesta sección inclúense aqueles indicadores que sen estar plenamente identificados pola actividade como elementos impactantes puidesen ser

controlados por imposicións legais (metais, disolventes, pesticidas, etc.). O seu control podería ser necesario xa que supoñen un risco para as augas superficiais debido á súa especial toxicidade, persistencia e bioacumulación ou pola importancia da súa presenza no medio acuático. Estas substancias que se denominan prioritarias e preferentes de risco no contorno europeo están reguladas e descritas no Real decreto 60/2011 (anexo I e II).

A priori non se contemplan no ámbito de aplicación rutineira do PVA. Non obstante, en determinados casos pode ser conveniente estudar a presenza dalgún destes microcontaminantes como marcadores de exposición como unha primeira aproximación para a avaliación do risco potencial. A determinación destes elementos na auga, polas súas baixas concentracións, adoita ser complexa e pouco representativa do grao medio de exposición dos organismos. Por iso, é aconsellable a súa determinación en bioacumuladores. Neste sentido, como xa se indicou anteriormente, as macroalgas son de grande utilidade porque subministran unha imaxe integrada do grao de exposición aos contaminantes, reducindo significativamente o esforzo de mostraxe e o custo da monitorización (Barreiro et al., 1989, 1993, 1994; Carral et al., 1995, 1996; Carballeira, 2003; Carballeira et al., 2000; Puente et al., 1994, 1996; Real et al., 1991; Viana et al., 2010; Villares et al., 2001, 2002, 2007; Villares e Carballeira, 2006).

Sistema peláxico

A columna de auga

Partindo da base de que as modificacións máis significativas e de maior magnitude se reflicten nos sistemas bentónicos e atendendo aos argumentos expostos no apartado de *efectos* sobre as comunidades bentónicas, entendemos que non está xustificada a realización de seguimentos da columna de auga dunha forma sistemática como ata agora se realizan en moitas granxas mariñas, en que se viñeron incluíndo nutrientes como NO₃, NO₂, NH₄, PO₄, etc. Non obstante, dada a transcendencia que representa manter unha boa calidade da auga, pódese considerar de forma complementaria a

adquisición de datos relativos á columna de auga, que sirvan tanto para o control do medio de cultivo coma para a vixilancia ambiental.

Distinguimos dous tipos de variables dependendo da finalidade con que se recollen. Por unha parte, como variables indicadoras do estado do sistema considéranse o contido en *clorofila-a*, indicadora da produción primaria fitoplanctónica, e a turbidez como indicadora dun exceso na achega de material particulado derivado do cultivo, polo que supón un risco de eutrofización. Por outra parte, como variables de control do medio de cultivo inclúense: temperatura, salinidade e osíxeno disolto.

As cinco variables hanse de tomar no perfil da columna de auga. Deste modo, poderanse detectar fenómenos de interese tanto para o cultivo coma para a interpretación doutras variables ambientais, como son os cambios de temperatura e salinidade coa profundidade e as súas estratificacións (termoclina e haloclina), dispoñibilidade de osíxeno a distintas profundidades, así como fenómenos de resuspensión. Este control enténdese recomendable nos casos que non sexa obrigatorio tal como se expuxo no apartado de *Variáveis de vixilancia sistemática do sistema peláxico*. Isto rexerese no nivel de vixilancia correspondente, que veremos máis adiante. Non obstante recoméndase que todas as granxas realicen un control diario de turbidez con disco Secchi, temperatura e osíxeno disolto na zona de cultivo.

“ Co obxecto de homologar todas as técnicas de mostraxe e analíticas para a obtención das variables de estado e explicativas, no anexo II recóllense os protocolos correspondentes, e para que os datos sexan comparables, a parte metodolóxica deste anexo mantense tal cal recolle a Guía ministerial. ”

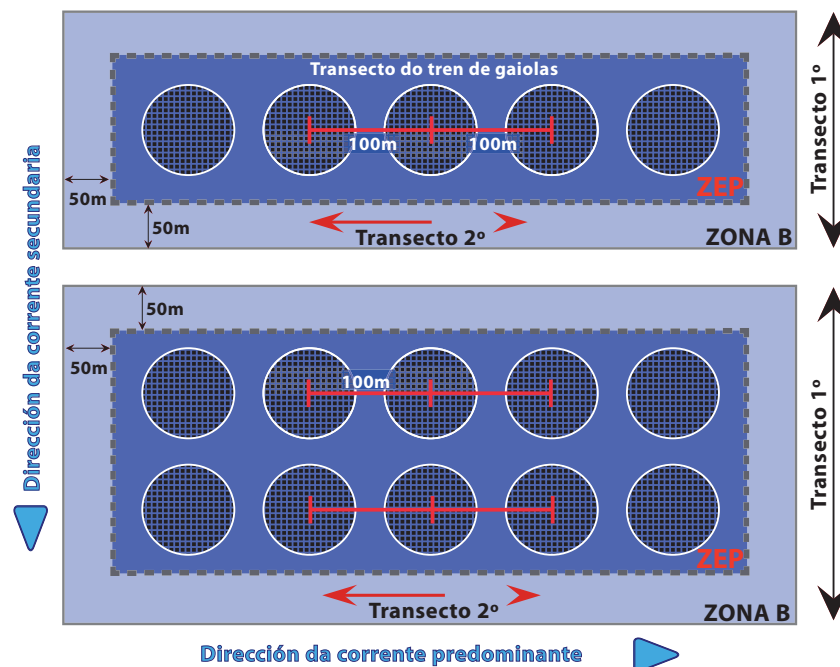


Figura 13. Localización dos transectos para a inspección visual ou mediante rexistros videográficos do leito mariño. As frechas indican a dirección da corrente predominante ou a dirección da mostraxe en cada unha das zonas

Variáveis de vixilancia visual

A vixilancia visual ten unha dobre finalidade. Por unha parte, constatar se se leva a cabo unha axeitada xestión da alimentación, dos residuos e do mantemento das instalacións, cuxas repercusións poidan conducir a unha perturbación non desexada (PnD). Por outra parte, pode actuar como sistema de alerta temperá para advertir de fenómenos que

se estean a producir ou poidan chegar a producirse. Concretamente trátase de vixiar mediante observacións de tipo semicuantitativo que non se produzan as perturbacións non desexadas relacionadas no capítulo 5.

Para o seu control realizaranse inspeccións visuais da superficie da auga e do leito mariño localizado inmediatamente debaixo das instalacións de cultivo (dentro da ZEP) e por fóra dos límites da concesión (na banda perimetral de 50 m, Zona B).

Esta inspección realizarase antes do proceso de alimentación ou ben 2 horas despois, cunha frecuencia trimestral.

O proceso de inspección consiste, para o leito mariño, nun rexistro videográfico. Para a ZEP, o rexistro realizarase debaixo das gaiolas de cultivo, ao longo dun transecto de 100 m cara a barlovento e 100 m cara a sotavento en liña recta a partir do centro de cada tren de gaiolas, seguindo a dirección da corrente dominante. Para a zona límite da concesión o rexistro realizarase en liña recta perpendicular á corrente dominante e a sotavento das instalacións. A ausencia dunha dirección dominante da corrente podería esixir a realización dun segundo transecto (200 m) no límite da concesión perpendicular ao anterior (figura 13).

As inspeccións visuais consisten en ambos os dous casos na realización, cunha frecuencia trimestral, de rexistros videográficos onde se verifican os seguintes aspectos:

- Acumulacións visibles de gránulos de penso nos fondos como consecuencia de deficiencias na xestión da alimentación.
- Presenza de peixes cultivados mortos ou restos óseos no fondo.
- Presenza no fondo de restos de *fouling* derivados da limpeza de instalacións ou elementos.

- Presenza nos fondos de tapices bacterianos de *Beggiatoa* sp. ou de mantos de diatomeas.
- Presenza de burbullo de gases tóxicos (metano, sulfuros) nos fondos.
- Presenza no fondo de materiais plásticos, cabos, elementos metálicos, envases ou calquera elemento ou ferramenta de uso para o mantemento das instalacións.
- Presenza de películas de aceites ou combustibles na capa superficial de auga.
- Augas superficiais con olor manifesto a penso ou descomposición orgánica.
- Presenza de animais escapados.

A cualificación destes aspectos realízase individualmente conforme a seguinte escala:

Percorrido (%)	Valor
>15	0
10-15	4
5-10	6
1-5	8
<1	10

Para o caso da constatación do escape de animais, cuantificarase do seguinte modo:

- Presenza: 0
- Ausencia (<1 individuo): 10

O resultado da inspección visual será:

- Todos os indicadores teñen valor 10, a vixilancia visual é 10 (EXCELENTE)
- Todos os indicadores teñen valor ≥ 8 , a vixilancia é 8 (MOI BOA)
- Entre 1-3 indicadores teñen un valor igual a 6, a vixilancia é 6 (BOA)
- Entre 1-3 indicadores teñen un valor igual a 4, a vixilancia é 4 (MALA)
- Dous ou máis indicadores con valor 0, a vixilancia é 0 (PÉSIMA)

Cunha valoración final de BOA, pode ser recomendable a aplicación de medidas correctoras. Unha valoración final de MALA ou PÉSIMA require reconsideracións da xestión ambiental da explotación. Será a Administración competente a que tome as medidas en relación aos resultados que poden dar lugar a expedientes, sancións ou modificacións das instalacións, situación ou produción máxima autorizada, segundo ditamine e lexisle a autoridade competente.

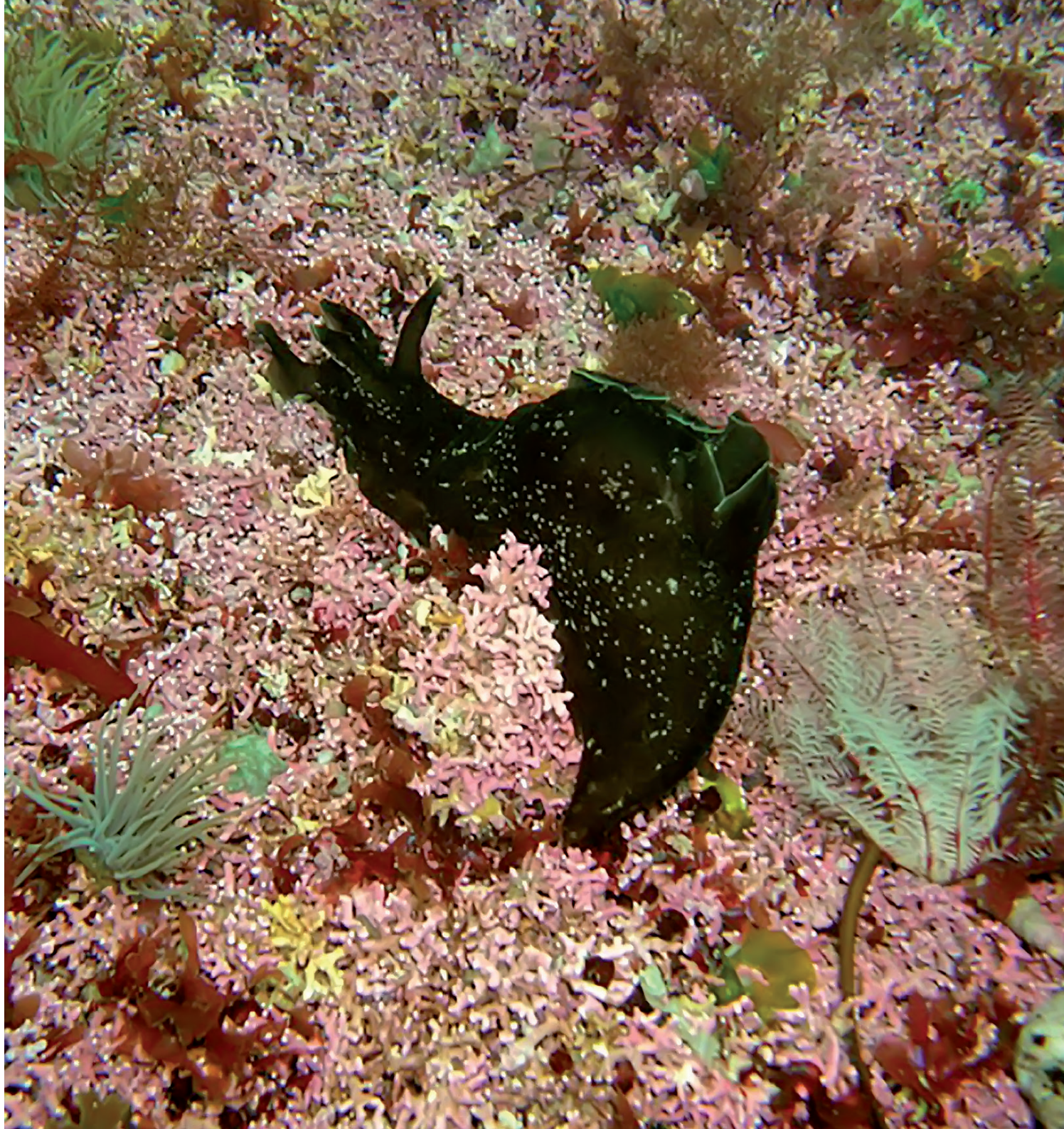
Por outra parte, o mantemento en bo estado das redes que conforman o bolso no que se cultivan os peixes é crucial para evitar os escapes destes, e dado que o aumento de granxas nas costas españolas está a supoñer un incremento proporcional do número de individuos escapados, entendemos que é necesaria unha revisión das redes no contexto dos PVA. Por iso formulamos que se leve a cabo simultaneamente á inspección visual, unha inspección das redes de polo menos o 20% das gaiolas ao azar, a metade a barlovento e a outra metade a sotavento da corrente principal, mediante rexistros videográficos seguindo un transecto que cubra toda a vertical da rede. Para a toma de datos propónse un formulario para a utilización tanto polas administracións coma polos propietarios (ver anexo III).

VARIABLES INDICADORAS	VARIABLES DA VIXILANCIA SISTEMÁTICA	SISTEMA BENTÓNICO	Fondos detritico-sedimentario	Poboamento infaunal de poliquetos (familia)
				Granulometría: Fracción Fina (FF) do sedimento (<63 µm)
				pH
				Potencial redox (Eh)
				Sinal isotópico δ ¹⁵ N en sedimento
				Contido en materia orgánica*
				Sulfuros libres totais (TFS)*
			Pradeiras de fanerógamas mariñas	Sinal isotópico δ ¹⁵ N en feixes de fanerógamas
				Densidade de feixes*
			Fondos rochosos inter e sub-mareais	Sinal isotópico δ ¹⁵ N en macroalgas
		Abundancia de macroalgas oportunistas*		
		Macroalga clave (densidade, abundancia, vigor, grao de epifitismo...)*		
		Fondos de maërl	Sinal isotópico δ ¹⁵ N en macroalgas	
	Relación biomasa/tanomasa por unidade de superficie de algas calcarias*			
	Costas sedimentarias	Especies comerciais e outras (parámetros poboacionais)*		
	Outros tipos de indicadores	Substancias prioritarias (RD 60/2011) na auga*		
	SISTEMA PELÁXICO	Bioconcentración de contaminantes en macroalgas*		
		Temperatura*		
		Salinidade*		
		Turbidez*		
		Clorofila-a*		
		Transparencia (profundidade de visualización do disco de Secchi)*		
		Osíxeno disolto*		
VARIABLES DE VIXILANCIA VISUAL	Acumulacións visibles de gránulos de penso nos fondos como consecuencia de deficiencias na xestión da alimentación			
	Presenza de peixes cultivados mortos ou restos óseos no fondo			
	Presenza no fondo de restos de <i>fouling</i> derivados da limpeza de instalacións ou elementos			
	Presenza nos fondos de tapices bacterianos de <i>Beggiatoa</i> sp. ou de mantos de diatomeas			
	Presenza no fondo de materiais plásticos, cabos, elementos metálicos, envases ou calquera elemento ou ferramenta de uso para o mantemento das instalacións			
	Presenza de burbullo de gases tóxicos (metano, sulfuros) nos fondos			
	Presenza de películas de aceites ou combustibles na capa superficial da auga			
	Presenza de animais escapados			
	Augas superficiais con olor manifesto a penso ou descomposición orgánica			
	*Indicadores recomendados ou só necesarios para determinadas situacións segundo o nivel de vixilancia establecido			

Táboa 3. Resumo das variables indicadoras

Objetivos de calidad

(Foto. Dr. Javier Cremades Ugarte)



Os obxectivos de calidade para as interaccións entre os cultivos mariños e o medio fórmulanse sobre a base de que a magnitude espacial dos efectos sobre o ecosistema non supere a zona de efectos permitidos (ZEP) e que non se produzan perturbacións non desexadas (PnD) en ningún dos compartimentos do medio.

O obxectivo de calidade xeral consiste en: *evitar perturbacións non desexadas de modo que os efectos negativos da granxa sobre o medio nunca superen a ZEP*. Preténdese polo tanto:

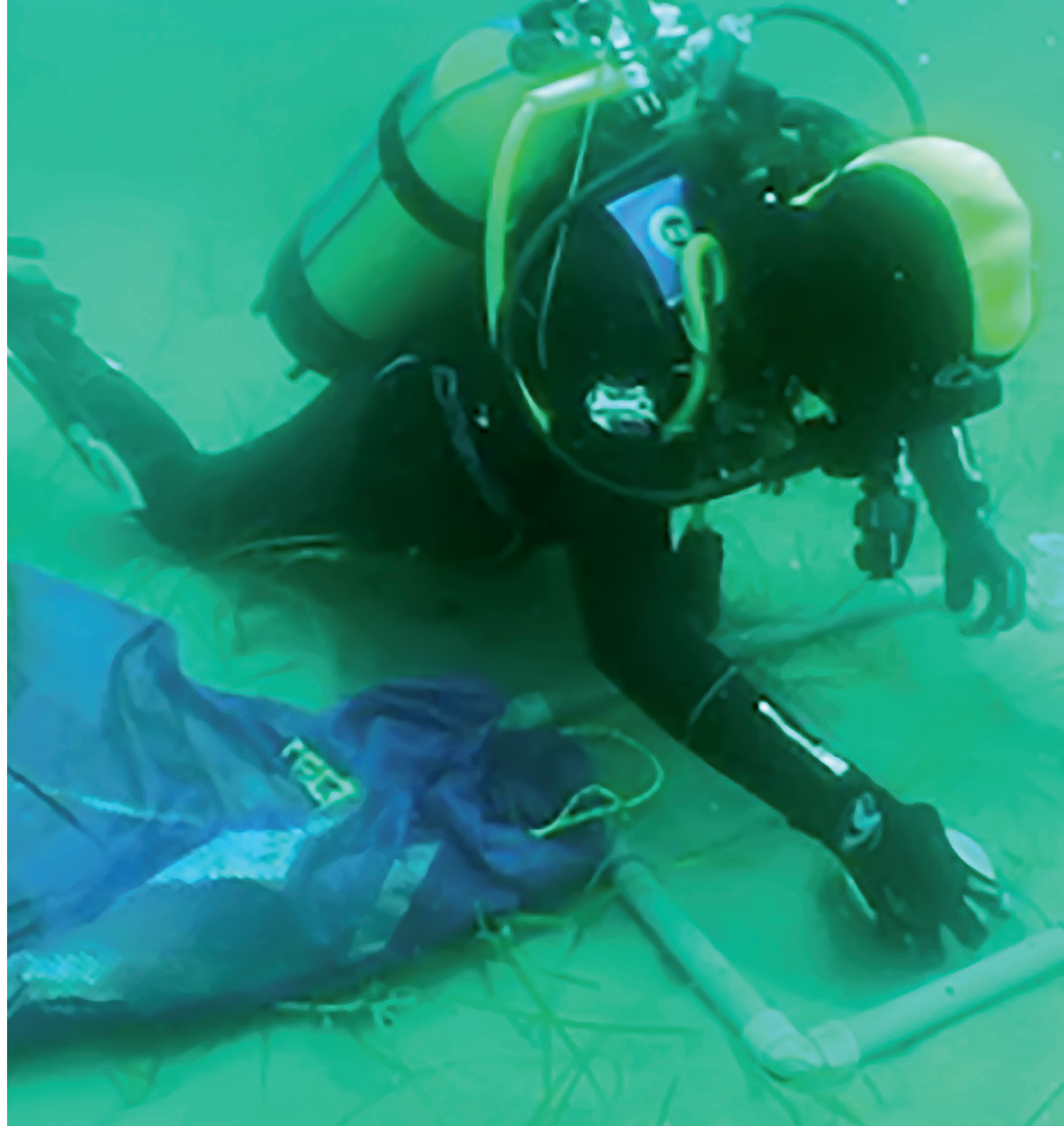
- Vixiar que as modificacións admitidas que se van producir dentro da ZEP non superen os límites establecidos nas normas de calidade, xa que ademais de afectar a calidade ambiental tamén podería afectar a calidade do cultivo.
- Vixiar que os efectos derivados do cultivo non se estenden máis alá da ZEP. Para iso hai que vixiar as proximidades da ZEP, pero tamén

vixiar zonas control onde se teñan garantías de que non existe ningún tipo de afección aínda que sexa doutra orixe distinta á acuicultura e que sexan representativas do estado e evolución natural da zona de estudo.

A actividade acuícola obxecto de seguimento vai producir modificacións da calidade ambiental no ámbito en que se desenvolve. As devanditas modificacións non deben poñer en risco a capacidade de recuperación do medio mariño nin a súa funcionalidade para degradar minimamente os residuos orgánicos emitidos, nin debe prexudicar os servizos proporcionados polo ecosistema a outros usuarios deste dominio público. En definitiva, asúmese certo grao limitado de efectos negativos sobre o medio na ZEP, que en ningún caso debe transcender máis alá dos límites da ZEP.

Diseño experimental

Tomado de Aguado et al. 2013



Os obxectivos de calidade e a necesidade de poder distinguir os cambios derivados da actividade acuícola debidos aos procesos naturais determinan a escala espacial do deseño experimental, mentres que as necesidades de coñecer minimamente a evolución do medio determinan a escala temporal.

Xustificación do deseño proposto

O problema máis importante ao que nos enfrontamos cando queremos coñecer como se comporta calquera compoñente dos diferentes compartimentos é a enorme heteroxeneidade espacial e temporal inherente ao ecosistema mariño. Unha mesma comunidade biolóxica non se distribúe de forma homoxénea no espazo nin cambia ao unísono co paso do tempo. Así, as condicións bioxeoquímicas do sedimento ás veces mostran unha enorme heteroxeneidade a escala espacial de centímetros. Tampouco a materia orgánica derivada dos cultivos se deposita uniformemente nos fondos. Esta variabilidade intrínseca ao medio é o que encontramos cando queremos coñecer se se produciron alteracións como consecuencia dunha perturbación: a grande heteroxeneidade espazo-temporal pode que non nos permita obter conclusións reais se non nos ocupamos de tratar a variabilidade de forma correcta. Posto que a variabilidade é algo que non podemos manexar (é a que hai), o que debemos facer é utilizar as ferramentas apropiadas para asumila na maior medida posible. Isto conséguese mediante deseños de mostraxe axeitados que consideren replicación a diferentes escalas espaciais e temporais.

En gran parte dos seguimentos ambientais, o enfoque da monitorización foi a detección de cambios nos valores medios de calquera que fose a variable considerada como apropiada nunha zona impactada en comparación cunha zona control. Ante este deseño experimental tan simple xorden dous grandes inconvenientes: afortunadamente só había dispoñible unha única zona impactada, pero isto implica que a única zona control reflicte exactamente o comportamento de toda a área que non recibe as perturbacións, e isto obviamente non sempre é realista cando sabemos da enorme variabilidade

dos sistemas biolóxicos. Do mesmo modo, tampouco sabemos se a zona impactada e a que seleccionamos como control funcionaban de forma semellante antes de empezar a producirse as perturbacións, a non ser que se realizase un estudo pre-operacional extenso no espazo e no tempo, algo pouco probable na maioría das ocasións.

Para poder diferenciar os cambios que observamos nunha zona impactada dos que acontecen de forma natural é necesario dispoñer dun control representativo da variabilidade espacial natural e diferencial da inducida pola perturbación. Para construír o control poden tomar mostras nunha ou varias zonas fóra da área de influencia. Por outra parte, tampouco é cuestión de decidir se unha zona experimentou cambios senón coñecemos como evolucionan eses cambios ao longo do tempo.

De feito, para decidir se se está a producir un impacto o que interesa é saber se os cambios experimentados na zona impactada ao longo do tempo difiren dos cambios naturais que se darían ao longo do mesmo tempo, máis que saber se nun momento dado a zona impactada é distinta da de control, xa que puidese ser que un control tamén fose distinto doutro control nun momento dado. Á súa vez, sería moi interesante coñecer se os cambios ao longo do mesmo tempo na zona impactada eran similares aos do control antes de producirse o impacto, xa que de ser distintos, unha vez que comece o impacto a evolución de ambas as dúas zonas está xa condicionada polas súas diferenzas previas. O deseño que considera a evolución no tempo dunha variable, antes e despois de aparecer a perturbación na zona que recibe as modificacións fronte ás mesmas respostas na zona control, é sen lugar a dúbidas unha solución que permite tanto identificar con garantías que se está a producir un impacto como abordar o seu seguimento. Deste xeito podemos assimilar a variabilidade espazo-temporal e asegurar se se está a producir un impacto. Estes deseños experimentais reciben o nome de deseños espazo-temporais BACI (*Before - After Control - Impact*, múltiples mostraxes antes e despois de aparecer as modificacións - múltiples controis) (Underwood, 1991; 1993; 1994).

Os deseños BACI presentan diferentes opcións, dispositivos ou aproximacións que permiten axustarse ás condicións reais particulares. A ca-

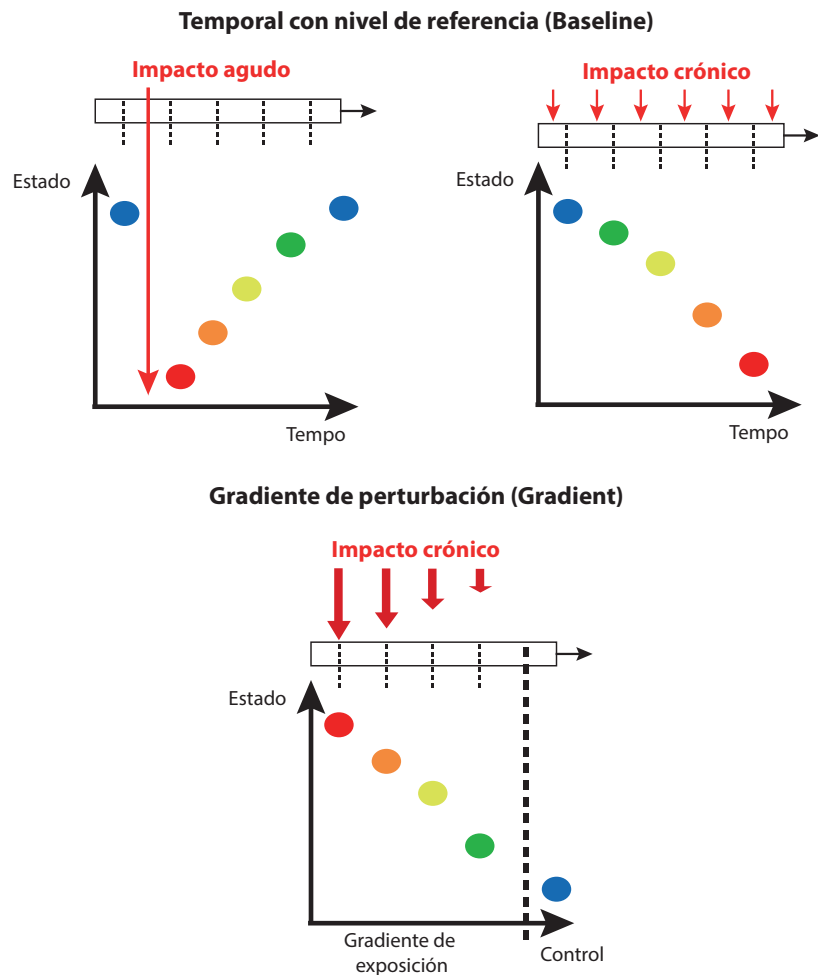


Figura 14. Diseños BACI (Before-After Control-Impact): A/ Temporal co nivel de referencia baixo impacto agudo ou crónico e B/ Gradiente de perturbación. Os deseños constan de dous diagramas, o superior mostra a estrutura xeral do estudo ou caso particular, e o inferior mostra como se dispoñerían os resultados se houberse alteración

racterización *a priori* do medio susceptible de experimentar alteracións (comunmente denominado como estado pre-operacional ou estado 0) é unha tarefa fundamental para poder facer os prognósticos necesarios sobre como vai ser a evolución do medio, cal vai ser a magnitude das modificacións; cal vai ser o alcance espacial destes, etc. Se obtivésemos esta información pre-operacional relativa á zona que vai experimentar alteracións e en zonas control durante un período de tempo suficientemente amplo, sería posible aplicar o deseño BACI de tipo: temporal con nivel de referencia baixo condicións de impacto crónico (figura 14), que é o que mellor se axustaría ao caso das piscifactorías. Non obstante, normalmente o estudo pre-operacional só se realiza unha vez pouco antes de comezar a actividade, logo na gran maioría dos casos non sabemos se a zona que se vai impactar funcionaba de xeito semellante ao resto do seu contorno, o cal sería interesante para realizar prognósticos de afección máis finos. Isto supón que habitualmente non sexa posible utilizar este deseño experimental. Polo tanto, dende o punto de vista da monitorización, o estado pre-operacional (unha única mostraxe antes de comezar a actividade) asume un menor protagonismo que o que desempeñaba na EsIA, en detrimento de como vai ser a evolución do medio ao longo do tempo. Aínda que rara vez se vai poder aplicar o deseño *Temporal con nivel de referencia (crónico)*, si hai algunhas das súas características que interesa manter no deseño que finalmente se poida aplicar, como é a utilización de controis debidamente replicados espacialmente, para coñecer e asumir a variabilidade natural, e a repetición dun mesmo esquema de mostraxe mentres dure a actividade, para coñecer e asumir a variabilidade temporal.

Outro tipo de deseño BACI é o *Gradiente de perturbación* (figura 14). Os estudos de poboacións e comunidades expostos a gradientes de exposición achégannos unha valiosa información sobre as respostas dos sistemas biolóxicos naturais fronte aos focos de contaminación. As respostas bioquímicas ao longo de gradientes ambientais facilitan a interpretación dos resultados por ser autónomas. É dicir, para interpretar os resultados non é necesario dispoñer de controis *sensu stricto*, é a propia resposta gradual fronte á intensidade da exposición o que informa sobre o impacto.

Deseño da toma de mostras

Escala espacial

Para a toma de mostras considéranse dúas opcións de deseño: un, consiste nunha adaptación do deseño temporal con nivel de referencia que recolle a proposta nacional, que denominaremos *modelo zonal* e, outro, baséase nas respostas ao longo dun gradiente de exposición que denominamos *modelo gradual*. Ademais, preténdense compaxinar ambos os dous deseños na mesma toma de mostras para aumentar significativamente a información obtida sen aumentar o custo.

Modelo zonal

Na proposta estatal defínense tres zonas (Z) obxecto de seguimento (figura 15):

- Zona A: zona baixo as instalacións de cultivo e no seu contorno máis próximo. Encóntrase no interior da concesión administrativa, sendo a zona que vai experimentar alteracións máis significativas de xeito directo e que se corresponde coa ZEP.
- Zona B: zona de influencia do dominio público que se corresponde coa área circundante, de non máis de 50 m de anchura dende os límites da concesión (ZEP) cara ao exterior desta. Esta zona ten un especial interese, xa que os efectos derivados do cultivo non deben afectalle de forma significativa ao ser parte do dominio público.
- Zona C: correspóndese con zonas de referencia ou control que non reciban ningún tipo de influencia debida aos cultivos mariños nin a ningunha outra fonte de impacto. Debe situarse a non menos de 500 m das instalacións e con fondos de natureza representativa da área en que se desenvolve o cultivo. Esta zona debe estar fóra da influencia da granxa e doutros impactos potenciais que poidan terzar

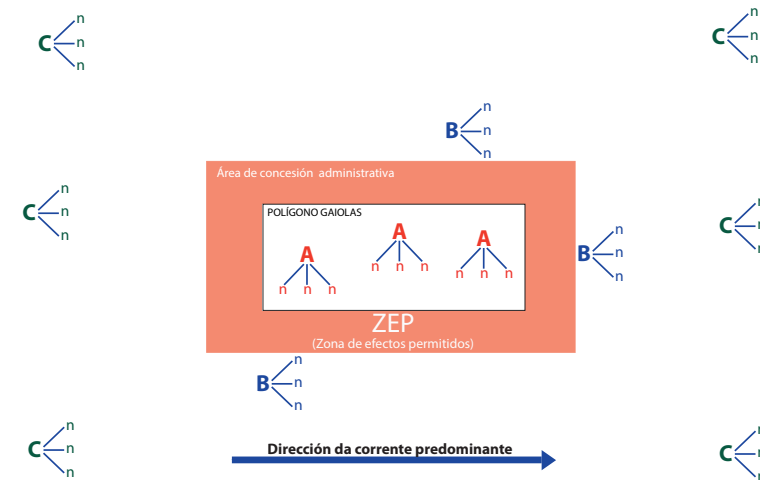
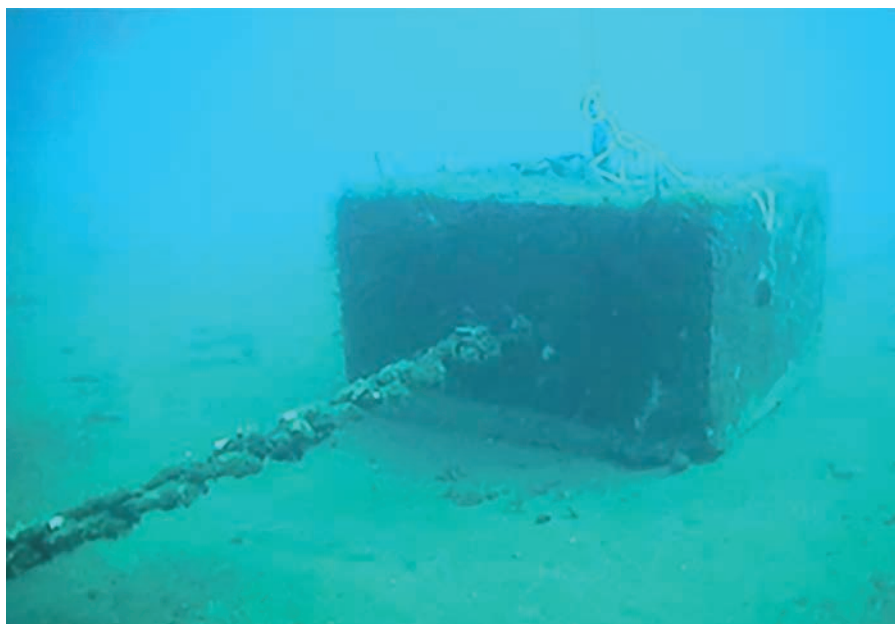


Figura 15. Esquema representativo da zonación proposta para os PVA recollida na guía do Ministerio (tomado de Aguado *et al.* 2013)

a avaliación dos efectos potenciais. O seguimento desta zona tennos que permitir distinguir os cambios no medio debidos á influencia dos cultivos dos producidos pola variabilidade natural. Establécese un mínimo de dúas zonas C, a barlovento e a sotavento das instalacións preferiblemente, seguindo o eixe da corrente predominante.

En cada unha das zonas (A, B e C) establécense como mínimo tres sitios (S) de mostraxe ao azar que se corresponden coa replicación espacial das Z. En cada un dos S tómase un mínimo de 3 mostraxe ou réplicas (n) ao azar. O posicionamento dos distintos S dentro de cada Z debe realizarse tendo en conta a direccionalidade da dispersión das verteduras de forma particular para cada caso. Así mesmo, o posicionamento das zonas control debe facerse a partir dun coñecemento profundo da zona de estudo. En todo caso, o equipo encargado da realización do PVA propoñerá á Administración competente a



As sinalizacións e as ancoraxes das gaiolas deben estar localizadas dentro da zona de efectos permitidos (ZEP)

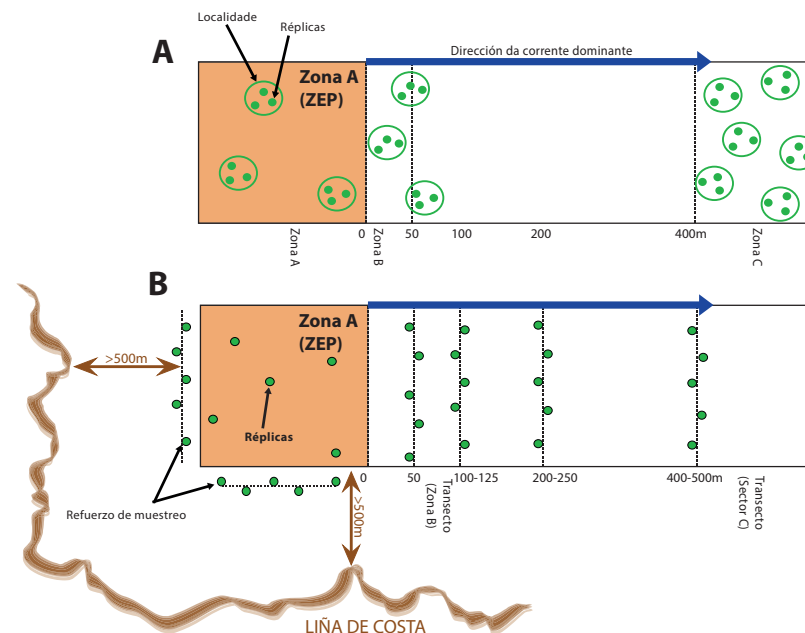


Figura 16. Deseño da mostraxe do modelo zonal (A) e do modelo gradual (B)

situación dos distintos S de xeito xustificando, sendo potestade da devandita Administración a aceptación ou recolocación destes.

Modelo gradual

No modelo anterior preténdese resolver a dificultade de obter unha referencia ambiental válida (control) mediante o establecemento de polo menos dúas zonas afastadas (>500 m) das instalacións. Non obstante, isto non sempre garante *per se* a obtención dun bo control, xa que por definición a heteroxeneidade espacial aumenta coa distancia. Soamente mediante a

medida da mutabilidade no espazo dunha variable (*variograma*), preferentemente a variable de estado, nos garantiría unha selección axeitada do control. Ademais, comparado ao que acontece en cultivos en mar aberto, a obtención de controis aptos para aplicar o modelo zonal pode presentar moitas dificultades na costa de Galicia debido á constrición espacial, á complexa distribución espacial dos hábitats e ás múltiples actividades concorrentes. Por iso, fórmulase como alternativa realizar unha mostraxe espacial a xeito de gradiente ambiental.

A figura 16b recolle un exemplo de deseño básico de mostraxe en gradiente ambiental, apto para realizar un modelo gradual, consistente na

toma de unidades de mostraxe situadas dentro da instalación (foco) e en transectos localizados a distancias crecentes a partir dos límites da concesión. Canto maior sexa o número de transectos estudados mellor se perfilará a intensidade, a extensión e a evolución da resposta do ecosistema receptor a xeito de gradiente ambiental se o houbera. Un deseño básico consistiría na toma polo menos de 6 unidades de mostraxe (UM) dentro dos límites da concesión (ZEP) e en cada un dos transectos situados a distancias crecentes: 50 (zona B), 100-125-, 200-250 e 400-500 m (zona C) da granxa na dirección da corrente dominante. As UM tomadas a 50 m representarían a zona B e as tomadas a 400-500 m á zona C do modelo zonal. Desta forma tomaríanse 30 UM, o cal supoñería, en principio, un aforro no esforzo de mostraxe respecto ao modelo zonal (36 UM= 3 Z x 3 S x 3 R). Non obstante, en determinadas circunstancias a localización das granxas na costa de Galicia pode obrigar a reforzar a mostraxe noutras direccións (ver exemplo na figura 16b). Isto pode ser debido a:

- A falta de dominancia unidireccional da corrente
- A alta probabilidade de encontrar poboacións específicas ou hábitats sensibles próximos ás instalacións
- A menor profundidade, o cal pode minguar a capacidade dispersiva do medio e aumentar o risco de impacto
- A alta probabilidade de interacción con outros usos ou actividades

A necesidade do reforzo de mostraxe pode ser temporal ou permanente. En calquera caso, se existisen sospeitas xustificadas para reforzar o PVA isto debería de manterse ata un ano despois de que a granxa alcance a produción máxima permitida. Se ao final deste período non se detectase ningún risco nas direccións secundarias poderíase demorar o reforzo da mostraxe, por exemplo cada tres anos, para reducir o custo da vixilancia a longo prazo. Tendo en conta que non existe ningún PVA válido a un custo razoable para todo tipo de situacións, cuestións como o formulado

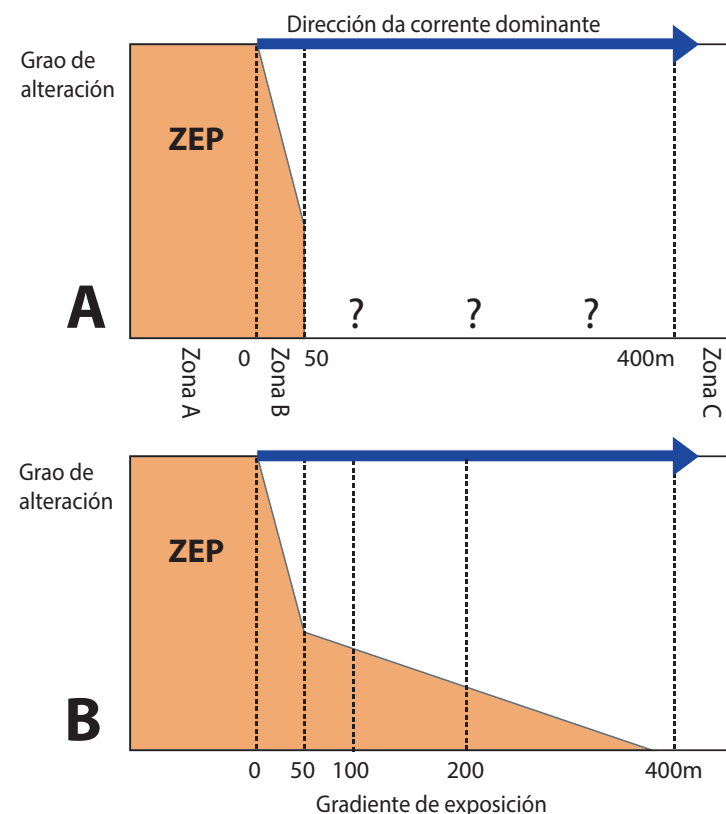


Figura 17. Información deducida do modelo zonal (A) e do modelo gradual (B) sobre a evolución do impacto

reforzo da mostraxe ou outras (e.g. o control de microcontaminantes en medio ou organismos), soamente se programarían para aquelas instalacións cando existan evidencias ou sospeitas fundamentadas que o xustifiquen.

O modelo espacial:

- Permite coñecer a extensión e intensidade do impacto e, en consecuencia, facilita a selección das mostras potencialmente constitutivas do control.
- A repetición temporal da análise espacial permite coñecer a velocidade e dirección do desprazamento da zona impactada.

Como se pode observar na figura 17a e 17b, co modelo zonal non se poderían distinguir as dúas situacións ambientais formuladas, ata que o impacto alcanzase a zona control, o cal é moi improbable que acontecese ao situarse moi lonxe da instalación.

Por último, sinalar que a interpretación dos resultados do modelo espacial é autónoma, é dicir, para interpretar os resultados non se necesitan controis externos nobres de difícil localización. É a propia resposta ao longo do gradiente de exposición o que informa sobre a existencia, dirección, alcance e evolución dunha alteración do ecosistema.

Estado cero

En ambos os dous casos –modelo zonal ou gradual– é moi importante dispoñer dun estudo preciso sobre o estado cero ou pre-operativo das características bioxeoquímicas da zona. O estado cero é moi útil pois supón dispoñer dunha referencia relevante tanto para avaliar a idoneidade do sitio seleccionado coma para a vixilancia ambiental futura. O estado cero debe ser caracterizado do xeito máis minucioso posible en canto ao deseño e ao esforzo da mostraxe, así como ao número de parámetros bioxeoquímicos medidos.

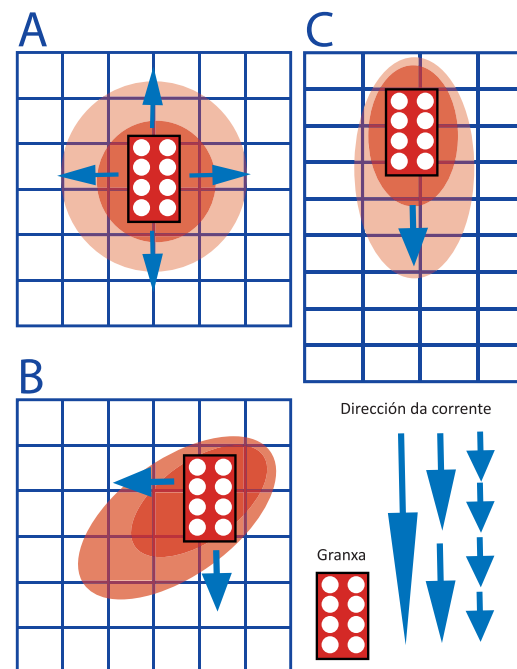


Figura 18. Diferentes opcións de deseño da malla para a caracterización do estado cero. A malla céntrase na instalación se a dispersión fose isotrópica (A); localización da malla nunha situación anisotrópica (B) e moi anisotrópica (C)

Situación	Corrente	Área de Impacto	Perímetro de mostraxe	Desprazamento da rede	Deformación da rede	Nº de Unidades de mostraxe
A	Non dominante	Isotrópica	Cadrado	Nulo	Nula	7x7= 49
B	Parcialmente dominante	Anisotrópica	Cadrado	Moderado	Nula	7x7= 49
C	Moi dominante	Moi anisotrópica	Rectángulo	Alto	Alta	5x10=50

Para caracterizar o estado cero o deseño da rede da mostraxe máis conveniente é aplicar unha malla regular cadrada o suficientemente ampla como para abranguer o impacto potencial futuro en todas as direccións. Se non se dispón de información fiable sobre as condicións dispersivas da localidade (i.e. velocidade e dirección da corrente) a malla tomaríase como referencia o centro da instalación prevista; no caso contrario, poderíase adaptar a malla ao tipo de dispersión esperada (figura 18, Táboa 4). A medida que se vaian obtendo resultados do PVA a malla do estudo cero pódese ir acomodando á situación real, reducindo ou aumentando o seu tamaño, desprazándoa ou transformándoa. O obxectivo é ser máis eficiente, conseguindo unha información máis precisa co menor esforzo da mostraxe (figura 19).

A extensión da rede dependerá da carga, da capacidade dispersiva do medio e da presenza ou non de espazos sensibles na súa proximidade. A densidade da malla dependerá da precisión requirida e da variabilidade espacial das condicións do medio. Máis adiante suxírese que a cuadrícula ou poro da malla non debería ser superior a 70 m de lado, sendo conveniente tomar un número de unidades da mostraxe mínima ($n \approx 50$) para poder realizar unha análise precisa dos resultados.

Os parámetros bioxeoquímicos que cómpre determinar en cada UM do estado cero serán como mínimo os establecidos na guía xeral dos PVA, para o tipo de fondo que lle corresponda. Pero sería conveniente dispoñer dunha información máis elaborada ante futuras e imprevistas alteracións. Por exemplo, sería moi acertado estudar a macrofauna bentónica dos fondos detríticos-sedimentarios, e non soamente a comunidade de anélidos poliquetos seleccionada como comunidade indicadora para o PVA. Segundo o caso, podería ser aconsellable tomar medidas poboacionais de determinadas especies así como caracterizar axeitadamente todos os hábitats sensibles do contorno susceptibles de alteración a longo prazo. Tamén sería apropiado analizar en mostras de sedimentos e de determinados organismos marcadores de impacto (e.g. concentracións de contaminantes, sinais isotópicos...) para coñecer o seu nivel de referencia e variabilidade espacial. Como non se pode analizar todo tipo de marcadores –estean relacionados coa actividade piscícola ou con outra existente ou futura– a creación dun Banco de

Espécimes Ambientais (e.g. macroalga, sedimento) co sobranche das mostras recollidas durante o estudo cero podería ser moi útil á hora de deslindar responsabilidades de contaminacións futuras (Carballeira e Aboal, 2000).

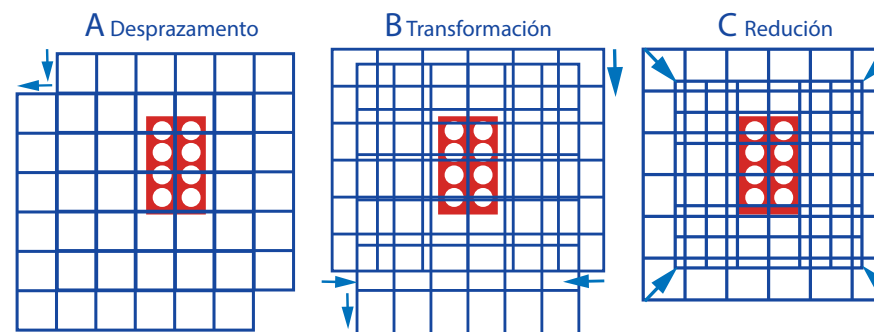


Figura 19. Exemplos de relocalización da malla utilizada para a caracterización do estado cero a medida que se obtén información co PVA. Desprazamento (A), transformación (B) e redución ou ampliación (C)

Escala temporal ou periodicidade

A vixilancia ambiental é continuada dende que comeza a produción ata un mínimo de tres anos despois do cesamento da actividade, co fin de coñecer a evolución do medio durante a fase de produción, e tamén para determinar se unha vez abandonada a actividade por calquera motivo os fondos afectados se recuperaron ou non. Isto último tamén é importante para a realización de prognósticos máis axustados en futuros EsIA.

Debido á variabilidade temporal natural das condicións do medio e da composición das comunidades para que os resultados do PVA sexan

comparables no tempo deben realizarse en determinadas épocas do ano. As variacións estacionais dos impactos no bentos están fundamentalmente relacionadas coa produción piscícola e coas variacións de temperatura. En xeral, nas zonas mornas a maior actividade dáse en verán debido ás altas temperaturas da auga que aceleran o seu metabolismo, aumentando tanto a actividade bacteriana na columna de auga coma nos sedimentos, e o impacto ambiental é máis severo. No inverno a actividade diminúe e o fondo mariño pode ir recuperando as condicións iniciais (Holmer et al., 2004; Martí et al., 2005), no caso das granxas instaladas na costa valenciana aconsellan realizar polo menos unha vez ao ano os parámetros biolóxicos, mentres que para os abióticos consideran adecuada unha análise cuatrimestral. A mostraxe temporal debe priorizar o momento de máximo impacto potencial que acontece unha vez finalizada a época de máxima actividade metabólica, preferentemente na primeira metade do outono. Desta forma se as condicións do ecosistema receptor son aceptables nesta época en mellores condicións atoparase o resto do ano, se non fose así sería necesario intensificar o seguimento temporal.

A periodicidade inicial para os distintos aspectos do PVA é:

- *Para a inspección visual de fondos, auga superficial e de redes:* periodicidade mínima trimestral. Ha de incluír os períodos de máxima e mínima produción de residuos.
- *Para o seguimento da columna de auga,* cando sexa necesario: periodicidade mínima trimestral. Inclúirá os períodos de máxima e mínima produción de residuos.
- *Para o seguimento dos fondos sedimentarios, fondos rochosos, fondos de maërl:* periodicidade mínima anual (período de máxima produción) e máxima semestral (máxima e mínima produción), dependendo da variable e do nivel de vixilancia que se aplique (ver máis adiante o apartado de *Deseño adaptativo da monitorización*).

Interpretación dos resultados

Modelo gradual

A mostraxe para a análise gradual distingue e mantén as premisas do modelo zonal. Así, as UM tomadas dentro da ZEP constitúen a mostra da zona A, as UM tomadas a 50 m das instalacións constitúen a mostra da Zona B e a partir da análise espacial poderanse utilizar todas as UM non alteradas como compoñentes do control (zona C) ou por defecto as tomadas a maior distancia 400-500 m. Desta forma, para a interpretación dos resultados obtidos procederíase de igual xeito que se recolle para a proposta zonal, coa vantaxe adicional de que o modelo gradual subministra unha información complementaria valiosa á hora de reafirmar ou non a situación de impacto inferida. Ademais, ante a posible ausencia dun control válido para realizar unha análise estatística axeitada, coa interpretación espacial polo menos poderemos relacionar cualitativamente a resposta de cada variable coa distancia á instalación (grao de exposición).

No deseño do modelo gradual non se considera facer suposicións sobre a dinámica e extensión do impacto máis alá de cuestións moi básicas como a dirección das correntes dominantes, a extensión da área afectada e a súa evolución temporal. A partir das medicións realizadas pódese elaborar unha representación gráfica da distribución das variables na área controlada. A devandita representación gráfica é a base dos principais atributos do método, posto que permite:

- Analizar visualmente a extensión da zona impactada e a anisotropía do proceso, é dicir, as direccións preferentes nas que se estende a alteración.
- Confirmar a validez ou non das mostras consideradas como control.
- Observar as variacións temporais dos impactos por comparación entre as representacións gráficas obtidas de mostraxes sucesivas.

- Modificar o deseño da mostraxe en función dos resultados obtidos co deseño orixinal. Pode ser necesario aumentar o esforzo da mostraxe dentro da área previamente seleccionada ou ampliando esa área. Pódese desprazar ou rotar a posición das mostraxas para adaptalas á dirección na que o impacto é máis extenso, en caso de que exista anisotropía.

Hai que sinalar que os resultados do modelo gradual son semicuantitativos, é dicir, permiten comparacións do grao de afectación de forma relativa entre partes da área de estudo. É difícil realizar probas de hipóteses porque non hai realmente unha hipótese que contrastar. Unha análise espacial cuantitativa supoñería axustar os datos de cada variable baixo análise a algún tipo de superficie de resposta (modelo espacial). A superficie modelada será continua, así que cada punto dentro do campo da función ten un valor distinto ao dos puntos próximos. Para distinguir unha situación de impacto habería que facer unha serie de suposicións sobre a distribución dos residuos (normais, homocedásticos) e fixar un limiar de diferenza que non terían unha base experimental. Tampouco saberíamos elixir cal sería o mellor modelo, pois non necesariamente ten que ter a mesma validez para todas as variables, en distintos escenarios ou mesmo para o mesmo escenario podería cambiar ao longo do tempo. Os modelos axustados en cada caso serían diferentes e calquera comparación que fixésemos así o mostraría. É posible encontrar unha metodoloxía axeitada ao problema, pero requiriría de tempo e esforzo investigador teórico e práctico, pois habería que ensaiala nun escenario real da nosa costa antes da súa validación. En todo caso, a aplicación de técnicas xeostatísticas máis robustas son dificilmente asumibles dende unha perspectiva económica nun plan de autovixilancia. Por iso, de momento considérase suficiente a implementación dun método esencialmente exploratorio e descritivo, cuxa solidez radica na acumulación de evidencias espazo-temporais tocante á intensidade e á extensión do impacto da instalación.

Posto que a análise espacial é un método fundamentalmente descritivo e exploratorio, as técnicas para analizar os datos obtidos deben de ter tamén este carácter. En consecuencia, propónse como ferramentas

axeitadas técnicas simples de representación gráfica dos datos. O método máis simple consiste na representación dos puntos de mostraxe e dos valores de cada variable xunto a eles. O inconveniente deste método é que é difícil apreciar visualmente a distribución dos valores na zona. Son máis apropiados os gráficos de burbulla (*bubble plots*) que representan a variable con puntos de diámetros proporcionais ao valor desta. Así, é doado de apreciar visualmente a distribución espacial dos valores. Non se recomenda utilizar mapas interpolados, *kriging* ou técnicas similares. O número de mostraxas proposta non permite crear redes moi densas polo que a estimación do proceso de dispersión de contaminantes e da extensión dos impactos é groseiro. Xerar mapas interpolados nestas condicións crea unha falsa sensación de precisión nas estimas. A varianza das estimacións adoita ser moi alta e as predicións pouco fiables (Cressie 1993; Webster e Oliver 2007). Non obstante, os gráficos simples mostran á vez os datos e a densidade da mostraxe, o que é suficiente para estimar a cantidade de información de que se dispón. Calquera programa de análise estatística que inclúa un módulo de estatística espacial é adecuado para facer representacións deste tipo xa que son ferramentas moi básicas (Pebesma e Biwand, 2005; Biwand et al., 2008). Nos gráficos débese incluír non só os puntos senón tamén os límites das zonas A, B e C para poder interpretar correctamente os resultados. Neste sentido sería moito máis recomendable a utilización dun sistema de información xeográfica para realizar as representacións. Esta ferramenta tamén permite realizar gráficos de burbulla e incluír na representación gráfica as zonas de protección, a liña de costa, a batimetría e a localización de zonas próximas que necesitan especial protección. Toda esta información describe e facilita a valoración do impacto que pode producir unha granxa instalada nun medio tan complexo como é a costa galega.

Modelo zonal: contraste de hipótese

Para o deseño experimental considerado na guía estatal propónse a análise da varianza (ANOVA) como procedemento estatístico que se vai aplicar.

Neste caso considéranse tres zonas A (ZEP), B e Control. Tamén se pode formular a hipótese nula de que os valores das variables seleccionadas non varían entre as diferentes distancias mostradas no gradiente ambiental.

Temos que sinalar que os procedementos estatísticos empregados dependerán da distribución e homocedasticidade das variables estudadas. Así, cando estas se distribúan de xeito normal ou se poidan normalizar mediante algunha transformación recoméndase a aplicación dunha análise de varianza (ANOVA). Cando as distribucións non sexan normais recoméndase o emprego dun test de Kruskal-Wallis. Recoméndase o emprego dun test de Shapiro-Wilk para comprobar a normalidade das variables estudadas. Para a comprobación da homocedasticidade recoméndase o test de Levene.

Dependendo da existencia das zonas de reforzo ou non empregáranse modelos de ANOVA asimétricos ou simétricos respectivamente. Non obstante, estes modelos de ANOVA asimétrico son complexos á vez que controvertidos, habendo opinións contrapostas no ámbito científico respecto á idoneidade da súa aplicación.

Para primar a sinxeleza do PVA fórmase a aplicación destes tests con diferentes niveis dependendo do número de zonas consideradas. No exemplo do gradiente anterior podemos considerar 3 ou 5 zonas ($i=3$ ou 5 para o factor Z_i de carácter fixo). Tres zonas serían: ZEP (zona A), 50 m (zona B) e 400-500 m (zona C), e se consideramos todos os tramos do gradiente formulado serían cinco zonas: zona ZEP, 50 m (zona B), 100-125 m, 200-250 m e 400-500 m (zona C).

A hipótese nula pódese modificar incluíndo as diferentes mostraxes realizadas. Neste caso formularíase como que as variacións ao longo do tempo nas distintas zonas son iguais. É posible incluír, no caso das ANOVA, un factor tempo en forma de campañas de mostraxe (T_j) de carácter aleatorio, sendo j = número de campañas realizadas ata o momento. O test *post hoc* de Student-Newman-Keuls (SNK), xunto coa representación gráfica da media das variables en cada zona ao longo do tempo, axudaranos a identificar onde se

producen as diferenzas significativas. No caso de que as variables non se distribúan normalmente recoméndase o emprego dun test de Friedman de xeito análogo.

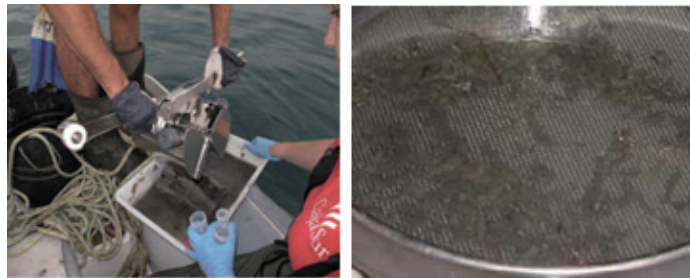
A interpretación estatística das análises temporais pode ser espiñenta. Hai que ter en conta que o estado da zona de control é variable no tempo, aínda que independente do impacto que estea a producir a instalación. Esta variación pode ter influencia no resultado da análise estatística e na súa interpretación, xa que pode amplificar ou reducir as diferenzas entre a zona impactada e a zona control. En consecuencia, poderase afirmar que a instalación produce un impacto negativo no seu contorno non só cando as análises estatísticas indiquen ese impacto durante varios anos seguidos, senón tamén cando se observe unha tendencia regresiva do ecosistema ao longo dos anos aínda cando as análises estatísticas non sexan concluíntes en todas elas. En ambas as dúas situacións a Administración podería tomar a decisión do peche da instalación ou as medidas que considere oportunas para evitar o impacto.

Por outro lado, recoméndase o tratamento univariante dos datos. Por esta razón algunhas variables multivariantes deberán de ser analizadas mediante o emprego de índices. Por exemplo, o poboamento de poliquetos é multivariante ao estar composto no seu conxunto polas abundancias das distintas familias, cada unha das cales podería ser considerada como unha variable independente. Non obstante pódese calcular unha combinación de abundancias relativas das diferentes familias, un índice que reduciase toda esta información a un único valor numérico (e.g. índices de diversidade e equitatividade específica, como o índice de Shannon-Wiener ou de equidade de Pielou). Non obstante, os datos poderán ser tratados mediante análise multivariante da varianza con permutacións (PERMANOVA), sendo os factores e hipóteses as mesmas que para o tratamento univariante. Acompáñase dun escalado multidimensional (MDS) da abundancia das distintas familias por zonas e campañas para visualizar a ordenación espacial das zonas ao longo do tempo, e un test de similaridade (SIMPER) entre zonas tamén co tempo.

“ Dada a variabilidade de situacións ambientais nas que se colocarían as instalacións e a variabilidade das características das propias instalacións, non se pode recomendar un procedemento estatístico que detalle o número, distribución, etc. das mostras que sexa válido para todos os casos. Isto non impide que se poida deseñar un sistema de control adaptado a cada instalación que permita extraer conclusións estatisticamente robustas e válidas. En calquera caso, o órgano da Administración competente deberá resolver a calidade destes deseños e dos informes que se deriven deles. É necesario lembrar que son plans de autovixilancia ambiental, é dicir, deben ser realizados por profesionais competentes na materia baixo a responsabilidade do acuicultor e que a Administración pode auditar en calquera momento.

”

Exemplo de cálculo do impacto dunha hipotética piscifactoría mariña empregando a variable de estado do sedimento (anélidos poliquetos)



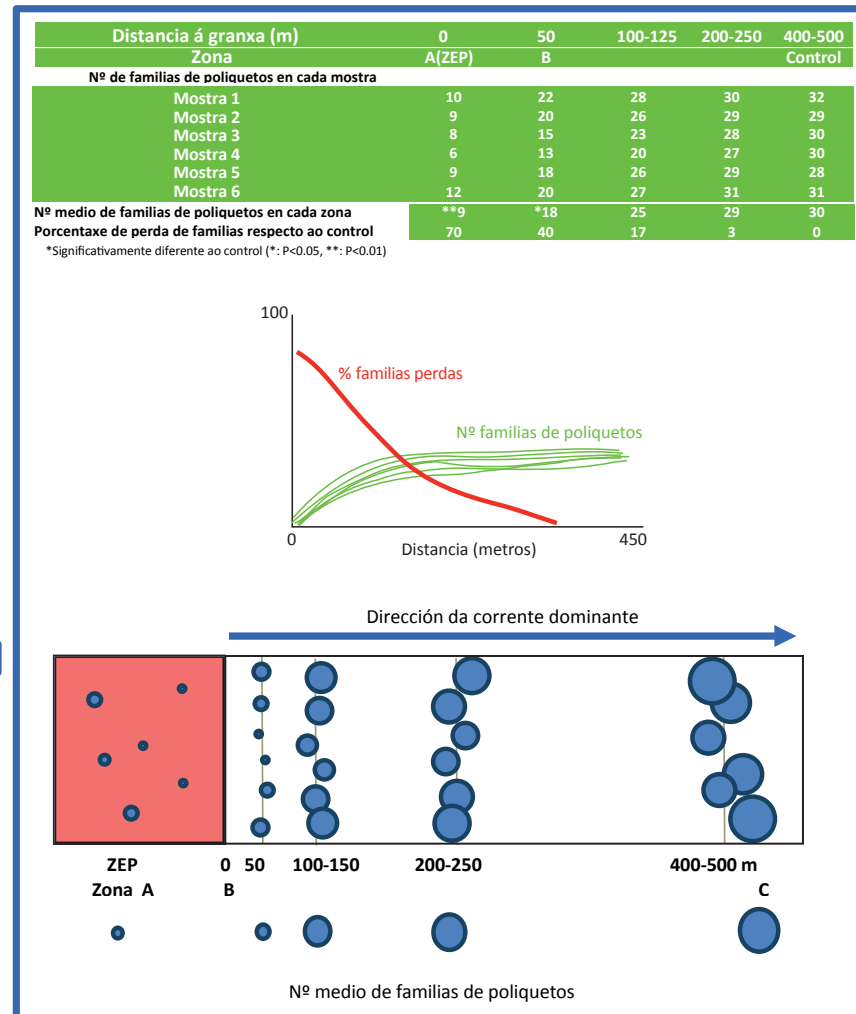
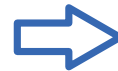
Toma de mostras do sedimento e separación dos anélidos

Clasificación

Distancia á granxa (m)	0	50	100-125	200-250	400-500
MOI GRAVE	>75	>50	>25	<25	control
GRAVE	>75	25-50	<25	<25	control
MODERADO	50-75	25-50	<25	<25	control
LIXEIRO	25-50	<25	<25	<25	control
LEVE OU NULO	<25	<25	<25	<25	control

Neste caso o impacto ambiental orixinado pola piscifactoría -en función da perda (%) de familias de poliquetos respecto ao control- sería MODERADO, segundo a clasificación seguinte:

Considérase que ata un 20-25% de cambio pode ser atribuíble a erros de mostraxe, cambios naturais, heteroxeneidade espacial...



Normas de qualidade ambiental (NCA)

(Foto. Dr. Javier Cremades Ugarte)



Dependendo de se establecemos niveis das variables seleccionadas que non se deben superar, ou se o que se pretende é coñecer a evolución do comportamento destas variables ao longo do tempo, os criterios para establecer os estándares de calidade poden ser:

- Valor crítico.
- Intervalos de confianza.
- Significación estatística.

NCA para sistema bentónico

NCA para as variables de fondos detritico-sedimentarios

Posto que nos obxectivos de calidade se considera a evolución da ZEP (zona A) e da súa periferia (zona B a 50 m), os NCA fórmulanse para ambas as dúas zonas.

Variable de estado

- Poboamento infaunal de poliquetos (tamaño do cribo =1 mm)
- Variable de estado; capa superficial =0-6 cm; nivel de identificación taxonómico= familia).

NCA para a zona A (ZEP):

- Nº de familias de poliquetos admitido $\leq 25\%$ do control ou o estado de referencia.
- Comparación da evolución no tempo do poboamento de poliquetos entre a zona ZEP e o control ou o estado de referencia. Mediante un test estatístico axeitado contrastarase a hipótese de que non existen

diferenzas significativas. Disimilitude media entre a zona A e a zona control ou o estado de referencia $<75\%$.

NCA para a zona B (a 50 m arredor da ZEP):

- Nº de familias $\geq 50\%$ do control ou o estado de referencia.
- Comparación da evolución no tempo do poboamento de poliquetos entre as zonas A e B, e ambas as dúas fronte ao control ou o estado de referencia. Mediante un test estatístico axeitado contrastarase a hipótese de que non existen diferenzas significativas. Disimilitude termo medio entre a zona B e o control ou o estado de referencia $<50\%$.

Variables explicativas

As NCA para as variables explicativas principais son:

- **Granulometría (FF)**

A fracción fina (FF) do sedimento ($<63 \mu\text{m}$) contéplase como unha variable descritora do sistema. A súa monitorización é necesaria pois axuda á interpretación das demais variables do sedimento. Non obstante, dada a influencia das gaiolas flotantes sobre o hidrodinamismo local e sobre a dinámica sedimentaria, sería posible que na ZEP se producise un incremento da fracción máis fina do sedimento (Beveridge, 1984). A inspección visual terá a misión preventiva de mostrarnos indicios de enlodamento. Posto que a variabilidade espacial da fracción máis fina do sedimento é elevada (en xeral, para calquera descriptor do sedimento a variabilidade é alta), e de xeito natural podemos encontrar zonas con proporcións dende moi altas a moi baixas, establecer NCA conforme os valores críticos ou intervalos de confianza resultaría pouco fiable, logo estas establécense por comparación co control ou co estado de referencia.

NCA para a zona A (ZEP):

- Non se debe producir un incremento do enlodamento notorio dos sedimentos, perceptible mediante inspección visual. De producirse, haberá que aumentar a frecuencia de seguimento desta variable.
- Comparación da evolución no tempo desta variable entre a ZEP e o control ou o estado de referencia. Mediante un test estatístico axeitado contrastarase a hipótese de que non existen diferenzas significativas. O rexeitamento da H_0 xunto cun incremento da FF >50% do control ou do estado de referencia pode supoñer actuacións administrativas e de xestión como a recolocación das instalacións, dimensionamento das unidades de produción ou diminución da produción.

NCA para a zona B (contorno ZEP):

- Non se debe producir un incremento do enlodamento dos sedimentos perceptible mediante inspección visual. De producirse, haberá que aumentar a frecuencia de seguimento desta variable.
- Comparación da evolución no tempo desta variable entre as zonas A e B, e ambas as dúas fronte ao control ou o estado de referencia. Mediante un test estatístico axeitado contrastarase a hipótese de que non existen diferenzas significativas. O rexeitamento da H_0 xunto cun incremento da FF >25% do control ou do estado de referencia pode supoñer a aplicación de medidas administrativas, como a reconsideración das dimensións da concesión.

– pH e potencial redox (Eh)

NCA para a zona A:

- Valores termo medio admitidos de pH dentro do intervalo 7.0-9.0 e de Eh non inferiores (máis electronegativos) a -200 mV, medidos a 2 cm do interior do sedimento.

NCA para a zona B:

- Valores termo medio admitidos de pH dentro do intervalo 7.5 - 8.5 e de Eh dentro do intervalo -50 a -100 mV.
- No caso de que a rexión de explotación da acuicultura se sitúe nun ambiente que naturalmente teña unha gran carga de materia orgánica formularase un contraste de hipótese de tal forma que o pH e Eh na zona de influencia non deba ser significativamente diferente do control ou do estado de referencia e na ZEP se produza unha redución entre -50 e -100 mV.

– **Sinal isotópico de ^{15}N ($\delta^{15}\text{N}$)**

NCA para a zona A:

- Valores termo medio de $\delta^{15}\text{N}$ admitidos ata un 6 ‰ ou que non superen en máis de 4 unidades (‰) o sinal do control ou do estado de referencia.

NCA para a zona B:

- Valores termo medio de $\delta^{15}\text{N}$ admitidos que non superen en máis de 2 unidades (‰) os valores termo medio do control ou do estado de referencia¹.

As NCA para as variables explicativas complementarias son:

– **Sulfuros libres totais (TFS)**

As NCA establecidas baséanse nos resultados obtidos no estudo piloto (Xacumar 2008-2010) e nos límites propostos por Hargrave et al. (2008b) (ver figura 6).

¹ A norma sobre que a variabilidade natural entre zonas limpas próximas é inferior á unidade (‰) baséase en estudos realizados nas nosas rías polo Grupo Ecotox-USC.

NCA para a zona A:

- Valores termo medio de TFS normais admitidos deben ser $<3000 \mu\text{M}$ (termo medio de todas as réplicas; non se admiten máis de 3 mostras $>5000 \mu\text{M}$).
- Valores termo medio de TFS de $3000 -5000 \mu\text{M}$ implican un incremento na frecuencia de seguimento de TFS e do poboamento infaunal de poliquetos.
- Valores termo medio de TFS $>5000 \mu\text{M}$ (valores intolerables na zona A) implican actuacións administrativas e de xestión como a recolocación das instalacións e/ou diminución da produción.
- Comparación da evolución no tempo desta variable entre as zonas A e C. Mediante un test estatístico axeitado contrastarase a hipótese de que non existen diferenzas significativas.

NCA para a zona B:

- Valores de TFS admitidos como máximo 50% superiores ao control ou estado de referencia.
- Valores termo medio de TFS $>50\%$ do valor control ou estado de referencia implican un incremento na frecuencia de seguimento do poboamento infaunal de poliquetos. A superación desta NCA pode chegar a supoñer a aplicación de medidas administrativas, como a reconsideración das dimensións da concesión.
- Valores termo medio de TFS $>3000 \mu\text{M}$ (valores intolerables na zona B) implicarían actuacións administrativas e de xestión como a recolocación das instalacións ou diminución da produción.
- Comparación da evolución no tempo desta variable entre as zonas A e B, e ambas as dúas fronte ao control ou estado de referencia mediante

un test estatístico axeitado contrastarase a hipótese de que non existen diferenzas significativas.

– Contido en materia orgánica (MO)

NCA para a zona A:

- Valores termo medio admitidos de MO como máximo 50% superiores á media dos valores control ou estado de referencia.
- Comparación da evolución no tempo desta variable entre as zonas A e C. Mediante un test estatístico axeitado contrastarase a hipótese de que non existen diferenzas significativas.

NCA para a zona B:

- Valores termo medio admitidos de MO similares aos valores termo medio do control ou estado de referencia.
- Comparación da evolución no tempo desta variable entre as zonas A e B, e ambas as dúas fronte control ou estado de referencia. Mediante un test estatístico axeitado contrastarase a hipótese de que non existen diferenzas significativas.

NCA para as variables de poboacións e comunidades sensibles ou de alto valor ecolóxico

Como se indicou na selección de variables na vixilancia de poboacións e comunidades sensibles ou de alto valor ecolóxico utilizarase o sinal isotópico $\delta^{15}\text{N}$ como marcador temperán de exposición. Nestes casos considérase que:

- Os valores termo medio de $\delta^{15}\text{N}$ admitidos serán equivalentes aos valores termo medio do control ou do estado de referencia.

Un incremento medio significativo superior a 1 unidade (‰) do sinal isotópico do control ou do estado de referencia supón a intensificación da vixilancia cos parámetros especificados para cada caso.

Fondos de maërl

As instalacións deben estar o suficientemente afastadas destas biocenoses, pero dadas as importancias ecolóxicas e o status de protección, os fondos de maërl que se encontren no ámbito das granxas deben estar suxeitos a seguimento, especialmente cando varios focos se concentran nunha mesma zona e puidesen darse efectos aditivos. Posto que a emisión de residuos, especialmente os de tipo disolto, se leva a cabo de forma continuada, as comunidades distantes poden estar a recibir a achega de pequenas cantidades de nutrientes derivados do cultivo pero de forma crónica. Este tipo de impacto crónico difuso non se encontra tan ben caracterizado como as modificacións directas. Obviamente, os fondos de maërl nunca poderían estar localizados nin na ZEP nin no seu contorno inmediato (zona B), logo as NCA propostas son únicas:

- Comparación da evolución no tempo dos parámetros establecidos (sinal isotópico $\delta^{15}\text{N}$; relación biomasa/tanatomasa das algas calcarias) entre a zona máis próxima ás instalacións e o control ou estado de referencia se os houber. Mediante un test estatístico axeitado contrastarase a hipótese de que non existen diferenzas significativas.

Pradeiras de fanerógamas mariñas

En Galicia é pouco probable que as instalacións poidan estar o suficientemente preto destas biocenoses típicas dos fondos da ría, pero dada a elevada importancia ecolóxica e o seu status de protección, as pradeiras de fanerógamas mariñas que se encontren relativamente preto

das granxas deben estar suxeitas a seguimento, especialmente cando varios focos se concentran nunha mesma zona e puideran darse efectos aditivos. Non obstante, cando se teñan sospeitas fundadas de que poden recibir impactos difusos (unha correcta avaliación previa do impacto ambiental debe poñelo ou non de manifesto), é preceptiva a súa monitorización polos mesmos motivos expostos anteriormente para os fondos de maërl. Obviamente, estas comunidades nunca poderían estar localizadas nin na ZEP nin no seu contorno inmediato (zona B), logo as NCA propostas son únicas:

- Comparación da evolución no tempo dos parámetros establecidos (sinal isotópico $\delta^{15}\text{N}$ en feixes; densidade global de feixes) entre a zona da pradeira máis próxima ás instalacións e o estado de referencia ou control. Mediante un test estatístico axeitado contrastarase a hipótese de que non existen diferenzas significativas.
- Non obstante, nas instalacións que se encontren nas masas de auga descritas pola táboa 45 da Orde ARM/2656/2008 utilizaranse os indicadores que se describen nesta.

Fondos rochosos

As instalacións deben estar o suficientemente afastadas destas biocenoses sublitorais, e respecto ás intermareais na costa de Galicia a distancia mínima será de 500 m, pero se se encontrase no ámbito das granxas algunha especie ou comunidade con importancia ecolóxica singular ou con algún status de protección, deben estar suxeitas a seguimento, especialmente cando varios focos se concentran nunha mesma zona e puidesen darse efectos aditivos. Ademais, cando se teñan sospeitas fundadas de que poden recibir un impacto crónico difuso (unha correcta AIA debería poñelo de manifesto), é preceptiva a súa monitorización polos mesmos motivos expostos anteriormente para os fondos de maërl. Obviamente, estas comunidades nunca poderían estar localizadas nin na ZEP nin na zona B, logo as NCA son únicas.

- Comparación da evolución no tempo dos parámetros establecidos (sinal isotópico $\delta^{15}\text{N}$; abundancia de macroalgas oportunistas; características poboacionais da macroalga clave ou de calquera especie protexida) entre a zona máis próxima ás instalacións e as zonas control. Mediante un test estatístico axeitado contrastarase a hipótese de que non existen diferenzas significativas.

NCA para o sistema peláxico

Non se esperan cambios significativos neste tipo de variables salvo en situacións moi excepcionais. En canto á salinidade e temperatura, os valores de referencia son os establecidos para cada unha das masas de auga, non obstante en ausencia de tales estudos, poderá considerarse como límite MOI BO/BO o valor correspondente a unha desviación <15% respecto ás condicións de referencia e como límite BO/MODERADO o correspondente a unha desviación <25%, como recolle a Orde ARM/2656/2008, do 10 de setembro, pola que se aproba a instrución de planificación hidrolóxica.

– Contido en clorofila-a (Chl-a)

NCA para a zona A:

- Valores de *Chl-a* (utilizando o percentil 90 segundo o descrito na lexislación actual, ver táboa 18 da Orde ARM/2656/2008), admitidos segundo o que sinale o valor indicativo do máximo estacional para cada tipoloxía de masa de auga. Para este parámetro utilizarase o valor indicativo do máximo estacional, para cada tipo de masa de auga onde se encontren as instalacións e aos valores de condicións de referencia e límites de cambio de clase de estado ecolóxico dos indicadores dos elementos de calidade das augas costeiras establecidos polo anexo III, táboa 45, da Orde ARM/2656/2008, do 10 de setembro, pola que se aproba a instrución de planificación hidrolóxica.

NCA para a zona B:

- Valores termo medio de *Chl-a* admitidos ata un 25% distinto dos de zonas control pero sen superar o límite bo/moderado do indicador *Chl-a* establecidos polo anexo III, táboa 45 da Orde ARM/2656/2008, do 10 de setembro, pola que se aproba a instrución de planificación hidrolóxica.

– Osíxeno disolto e turbidez

NCA para a zona A:

- Valores de osíxeno disolto sempre >70% de saturación.
- Valores de turbidez nunca superiores a 4 NTU. Non obstante pódese admitir que non existan diferenzas significativas para ZixTj. O rexeitamento da H_0 xunto cun incremento da turbidez dun 50%.

Tomando como referencia os valores termo medio dunha masa de auga costeira modificada (táboa 45 da Orde ARM/2656/2008).

NCA para a zona B:

- Valores ata un 25% distinto do control.

NCA para substancias prioritarias e para outros contaminantes, así como substancias preferentes

As NCA son as establecidas polo Real decreto 60/2011, enténdense como normas mínimas e serán de aplicación a todas as augas superficiais definidas no artigo 3. As NCA exprésanse como concentración dun determinado contaminante ou grupo de contaminantes na auga, os sedimentos ou a biota, que non se debe superar, en prol da protección da saúde humana e o medio. Este limiar pode expresarse como Concentración Máxima Admisible

(NCA-CMA) ou como Media Anual (NCA-MA). Ver anexos I e II do Real decreto 60/2011 para maior detalle das substancias referidas anteriormente.

Cando non se dispoña de referencia sobre algún contaminante en biota ou medio para a súa interpretación é conveniente facer uso do con-

cepto de Factor de Contaminación (FC) anteriormente explicado. En xeral, considérase que a situación é Normal, Admisible ou Inadmisible se o FC obtido é <2 , $2-5$ ou >5 veces o nivel de referencia respectivamente.

Diseño adaptativo da monitorización

Tomado de Aguado et al. 2013



Os PVA son ferramentas dinámicas que se deben adaptar ás circunstancias, conforme a magnitude das modificacións (intensidade e escala espacial), os compartimentos afectados e a adquisición paulatina de información sobre a evolución do medio receptor.

Diversos factores determinan a intensidade e escala espacial dos impactos e, polo tanto, a intensidade da vixilancia necesaria, tales como a produción anual autorizada ($t.\text{ano}^{-1}$, biomasa en stock. ano^{-1} , etc.), a proximidade entre granxas (efectos sinérxicos), as condicións dispersivas da zona (profundidade e correntes) ou a proximidade de comunidades sensibles ou de alto valor ecolóxico.

Anteriormente comentouse de xeito reiterado a importancia que ten unha boa selección do sitio como ferramenta para a minimización do impacto ambiental derivado dos cultivos mariños, sobre todo se estes se instalan na costa. Precisamente os principais motivos para desprazar os cultivos en gaiolas flotantes a zonas en mar aberto era evitar as interaccións con outros usos do litoral e favorecer a dilución ou a dispersión dos residuos. Todo isto supuxo certa uniformidade relativa en canto á relación da actividade co contorno en que se desenvolve: fondos sedimentarios como principal compartimento do medio que vai verse influenciado; pouco probable afección da calidade da auga; afastamento das comunidades sensibles; zonas de cultivo en profundidades normalmente superiores a 30 m con correntes raramente inferiores a 10 cm.s^{-1} ; suficiente distancia entre o chan do copo e o fondo mariño. É dicir, en mar aberto a consideración máis destacable para diferenciar unhas granxas mariñas doutras é a produción anual autorizada ($t.\text{ano}^{-1}$), o cal facilita a tipificación das granxas á hora de asignar distintos niveis de impacto e de vixilancia. Pola contra, xa vimos que a instalación na costa de Galicia supón:

- Que os fondos sedimentarios e os rochosos infralitorais pola súa proximidade poden compartir o risco de perturbación.
- Que sexa máis difícil encontrar un sitio afastado de comunidades e po-boacións sensibles ou evitar as interaccións con outros usos do litoral.

- Que sexan escasas as localizacións relativamente protexidas con boas profundidades ($>30 \text{ m}$), e con direccións e velocidades medias das correntes axeitadas ($>5 \text{ cm.s}^{-1}$).

A vixilancia ambiental deste tipo de instalacións na costa, especialmente dentro das rías, require de máis atención e coidado que as instaladas en mar aberto. Por iso é necesario:

- Deseñar PVA axustados ás peculiaridades de cada localidade.
- Realizar un maior esforzo no seguimento, sobre todo os primeiros anos ata a estabilización da produción.
- Redeseñar o PVA a medida que se vaia obtendo información máis precisa sobre as respostas do medio receptor.
- Tomar as medidas preventivas necesarias para evitar impactos acumulativos, posibles efectos sinérxicos que puidesen darse e interaccións con outros usos.

Tendo en conta estas consideracións a produción anual media autorizada ($t.\text{ano}^{-1}$) ha de ser, inicialmente, claramente inferior na costa que en mar aberto. Soamente a medida que se vaia certificando a ausencia de alteracións ambientais se poderá ir autorizando un incremento progresivo da carga piscícola.

Niveis de impacto

Establécense distintos niveis de impacto que están determinados pola produción anual autorizada ou a proximidade entre granxas. Para iso tívoise en conta a casuística das instalacións de cultivos en gaiolas no litoral español, en función da produción anual autorizada:

Nivel de Cualificación	Producción anual autorizada	t.ano ⁻¹	Nivel de impacto
I.1	BAIXA	< 500	V.1
I.2	MEDIA	500 – 1500	V.2
I.3	ALTA	> 1500	V.3

Dentro de cada nivel de impacto previsto é necesario diferenciar casos especiais en función da proximidade entre granxas, dado que puidesen darse efectos aditivos ou sinérxicos. Así, en polígonos acuícolas con dúas ou máis granxas que estean o suficientemente próximas o seguimento ha de realizarse considerando estas granxas como unha única unidade (aditivo), aumentando a escala espacial da vixilancia e con idénticos estándares de calidade. Fronte á posibilidade de efectos sinérxicos por unha produción anual autorizada excepcionalmente alta para a zona aos seguimentos individuais ou colectivos hai que engadir un estudo de sinerxías e valorar se a área acumulada de afección é ou non asumible.

Nivel de impacto I.1. Aplicable a granxas con produción < 500 Tm.ano ¹							
Caracteres	Tipo de ecosistema receptor					Inspección visual	Análise Contaminantes ^h
	Fondos detrítico – sedimentarios	Fondos rochosos ^f	Fondos de maërl ^f	Pradeiras de fanerógamas ^f	Sistema peláxico		
Distancia (m): - mínima - vixilancia		> 500 < 600	> 500 < 600	> 500 < 600			
Zonas	A e transectos				A, B		
Puntos de mostraxe	≥5	Hábitat -afectado = 4 -control = 4	Hábitat -afectado = 4 -control = 4	Hábitat -afectado = 4 -control = 4	A = 1 (centro) B = 2 (proa e popa)		
Réplicas	1	3	3	3	Perfil = 3 ^e		
Variabes explicativas	FF pH Eh δ ¹⁵ N	δ ¹⁵ N	δ ¹⁵ N	δ ¹⁵ N	Osíxeno Temperatura Salinidade Transparencia Clorofila-a	Zonas: A, B Transectos videográficos	Por defecto ningún control
Periodicidade anual (T)	Zona A: T = 4 Transectos: T = 4	T = 2 ^a	T = 2 ^a	T = 2 ^a	T = 4 ^o	T = 4	
Variable estado	Poboamento infaunal de poliquetos	Abundancia macroalgas oportunistas ^{c,d}	Ratio Biomasa / Tanatomasa	Densidade global de feixes			
Periodicidade anual (T)	Zona A = 2 ^a Transectos = 1 ^b	T = 1 ^b Só cando se incumpra a NCA para δ ¹⁵ N	T = 1 ^b Só cando se incumpra a NCA para δ ¹⁵ N	T = 1 ^b Só cando se incumpra a NCA para δ ¹⁵ N			

^a Época de máxima e mínima produción
^b Época de máxima produción
^c Máximo estacional
^d Un incremento significativo da abundancia suporía a vixilancia doutras variables de estado como: o estudo poboacional da macroalga clave ou o estudo da composición e estrutura da comunidade e aumento da periodicidade a T = 1.
^e Perfil: tomáranse as mostras de auga a 1 m da superficie e do fondo e no medio da columna de auga.
^f Aínda que por defecto deberán encontrarse como mínimo a 500 m, a vixilancia realizarase no caso de que se encontren a menos de 600 m.
^g A temporalidade refírese á clorofila-a, pois o resto de parámetros será rutineira.
^h O deseño do control axustarase a cada caso particular, supervisado pola Administración responsable, quen determinará: que contaminantes se van analizar, en que organismos ou medios, en que zonas (zona A, transectos e/ou nos ecosistemas potencialmente afectados), como se localizarán as UM, o número de réplicas, etc.

Tabla 5. Resumo do nivel de vixilancia V.1

Niveis de vixilancia

Cada nivel de impacto leva asociado un nivel de vixilancia de partida. Os niveis de vixilancia poden incrementarse ou diminuírse en función do grao de cumprimento das normas de calidade e da aparición ou desaparición de perturbacións non desexadas, en definitiva, da evolución do medio. Para cada compartimento establécense os niveis de vixilancia, indicando para cada variable que cómpre medir: periodicidade das mostraxes (T), zonas ou transectos da mostraxe (Z) e unidades da mostraxe (n) que cómpre tomar en cada Z. Todos os niveis de vixilancia inclúen a inspección visual dos fondos conforme se recolle no apartado de *Variables de vixilancia visual*. A adaptabilidade do PVA levarase a cabo manexando o número de variables que se van incluír, o número de réplicas e a periodicidade. O número de partida de UM en cada nivel de vixilancia considérase como o mínimo admisible, logo o seu valor nunca diminúe no proceso de adaptabilidade.

Para as granxas que xa alcanzaron a súa produción anual autorizada de forma sostida, a Administración competente deberá realizar unha avaliación tanto das metodoloxías e do deseño experimental desenvolvido nos PVA coma dos resultados. Aquelas instalacións cuxos PVA se realizasen cunhas garantías mínimas de rigorosidade e que manifesten unha integración aceptable co seu contorno aplicaráselles o nivel de vixilancia de partida correspondente á súa produción anual autorizada. No caso contrario, as devanditas instalacións deberán someterse a unha auditoría externa para determinar un nivel de vixilancia acorde ás súas circunstancias.

A continuación móstranse os niveis de vixilancia de partida, que son os mínimos, de tal forma que se o PVA recolle "reforzos" da mostraxe han de ser considerados de igual forma.

Nivel de vixilancia V.1.

Aplicable ao nivel de impacto I.1 correspondente a granxas con produción anual autorizada media: <500 t.ano⁻¹.

Fondos detritico - sedimentarios

- Puntos de mostraxe: ≥5 por zona ou transecto

Variable de estado: poboamento infaunal de poliquetos

- Zona A
 - Periodicidade: semestral (T=2) época de máxima e mínima produción
- Transectos
 - Periodicidade: anual (T=1) época de máxima produción

Variables explicativas: FF, pH-Eh e $\delta^{15}N$.

- Zona A e transectos
- Periodicidade: trimestral (T =4)

Fondos rochosos

Aínda que por defecto deberán encontrarse como mínimo a 500 m, no caso de que se encontren a menos de 600 m, o nivel de vixilancia será:

- Puntos de mostraxe (S) por hábitat potencialmente afectado: 4 (localizados á distancia menor da granxa e equi-espazados ao ancho da fronte)
- Puntos de mostraxe por fondo control: 4
- Réplicas por S: n = 3.

Variable explicativa: $\delta^{15}N$

- Periodicidade: semestral (T=2) época de máxima e mínima produción

Variable de estado: abundancia de macroalgas oportunistas (máximo estacional)

- Periodicidade: anual (T=1). Só cando se incumpra a NCA dada para o $\delta^{15}N$

Un incremento significativo da abundancia de macroalgas oportunistas supoñería a vixilancia doutras variables de estado, como:

- Estudo poboacional da macroalga clave
- Estudo da composición e estrutura da comunidade
- Periodicidade: anual (T=1)

Fondos de maërl

No caso de que se encontren a menos de 600 m, aínda que por defecto deberán encontrarse como mínimo a 500 m, o nivel de vixilancia será:

- Puntos de mostraxe (S) por fondo potencialmente afectado: 4 (localizados á distancia menor da granxa e equi-espazados ao ancho da fronte)
- Puntos de mostraxe (S) por fondo control: 4
- Réplicas por S: n=3.

Variable explicativa: $\delta^{15}N$

- Periodicidade: semestral (T=2) época de máxima e mínima produción

Variable de estado: relación biomasa / tanatomasa por unidade de superficie de algas calcarias

- Periodicidade: anual (T=1) na época de máxima produción. Só cando se incumpra a NCA dada para o $\delta^{15}N$.

Pradeiras de fanerógamas

No caso de que se encontren a menos de 600 m, aínda que por defecto deberán encontrarse como mínimo a 500 m, o nivel de vixilancia será:

- Puntos de mostraxe (S) por pradeira potencialmente afectada: 4 (localizados á distancia menor da granxa e equi-espazados ao ancho da fronte)
- Puntos de mostraxe (S) por fondo control: 4
- Réplicas por S: n=3.

Variable explicativa: $\delta^{15}N$

- Periodicidade: semestral (T=2) época de máxima e mínima produción

Variable de estado: densidade global de feixes

- Periodicidade: anual (T=1) época de máxima produción. Só cando se incumpra a NCA dada para o $\delta^{15}N$.

Sistema peláxico: columna de auga

Recoméndase o control rutineiro de osíxeno, temperatura, salinidade e transparencia mediante disco Secchi na explotación e temporal (T>4) da clorofila-a.

- Zonas: A e B
- Puntos de mostraxe por zona ou transecto: mínimo 1 no centro da zona A e 2 (proa e popa) na zona B.
- En cada zona: como mínimo un perfil (n=3) a 1 m da superficie e do fondo e á profundidade media.

Inspección visual: estado dos fondos e augas superficiais

- Zonas: A e B
- Periodicidade: trimestral (T=4)
- Método: transectos videográficos (ver figura 13).

Análise de contaminantes

Por defecto non se realizará ningunha vixilancia. Se nalgún momento xurdisen sospeitas sobre algún tipo de contaminación, o deseño do programa de vixilancia axustarase ao caso particular, supervisado pola Administración responsable, quen determinará que contaminantes cómpre analizar, en que organismos ou medios, en que zonas (zona A, B, transectos e/ou nos ecosistemas potencialmente afectados), como se localizarán as UM, cal será o número de réplicas, etc.

Nivel de vixilancia V.2.

Aplicable ao nivel de impacto I.2 correspondente a granxas con produción anual autorizada media: 500 - 1500 t.ano⁻¹ en granxa individual ou grupo.

Fondos detrítico-sedimentarios

- Puntos de mostraxe: ≥7 por zona ou transecto

Variable de estado: poboamento infaunal de poliquetos

- Zona A
 - Periodicidade: trimestral (T=4) inclúe as épocas de máxima e mínima produción
- Transectos
 - Periodicidade: anual (T=1) época de máxima produción

Variables explicativas: FF, pH Eh e δ¹⁵N

- Zona A e transectos
 - Periodicidade: trimestral (T=4)

Fondos rochosos

No caso de que se encontren a menos de 1000 m, aínda que por defecto deberán encontrarse como mínimo a 750 m, o nivel de vixilancia será:

- Puntos de mostraxe (S) por hábitat potencialmente afectado: 5 (localizados á distancia menor da granxa e equi-espazados ao ancho da fronte)
- Puntos de mostraxe por fondo control: 5
- Réplicas por S: n=3.

Variable explicativa: δ¹⁵N

- Periodicidade: semestral (T=2) época de máxima e mínima produción

Variable de estado: abundancia de macroalgas oportunistas (máximo estacional)

- Periodicidade: anual (T=1). Só cando se incumpra a NCA dada para o $\delta^{15}\text{N}$.

Un incremento significativo da abundancia de macroalgas oportunistas supoñería a vixilancia doutras variables de estado, como:

- Estudo poboacional da macroalga clave
- Estudo da composición e estrutura da comunidade
- Periodicidade: anual (T=1)

Fondos de maërl

No caso de que se encontren a menos de 1000 m, aínda que por defecto deberán encontrarse como mínimo a 750 m, o nivel de vixilancia será:

- Puntos de mostraxe (S) por fondo potencialmente afectado: 5 (localizados á distancia menor da granxa e equi-espazados ao ancho da fronte)
- Puntos de mostraxe (S) por fondo control: 5
- Réplicas por S: n=3.

Variable explicativa: $\delta^{15}\text{N}$

- Periodicidade: semestral (T=2) época de máxima e mínima produción

Variable de estado: relación biomasa / tanatomasa por unidade de superficie de algas calcarias

- Periodicidade: anual (T=1) na época de máxima produción. Só cando se incumpra a NCA dada para o $\delta^{15}\text{N}$.

Pradeiras de fanerógamas

No caso de que se encontren a menos de 1000 m, aínda que por defecto deberán encontrarse como mínimo a 750 m, o nivel de vixilancia será:

- Puntos de mostraxe (S) por pradeira potencialmente afectada: 5 (localizados á distancia menor da granxa e equi-espazados ao ancho da fronte)
- Puntos de mostraxe (S) por fondo control: 5
- Réplicas por S: n=3.

Variable explicativa: $\delta^{15}\text{N}$

- Periodicidade: semestral (T=2) época de máxima e mínima produción

Variable de estado: densidade global de feixes

- Periodicidade: anual (T=1) época de máxima produción. Só cando se incumpra a NCA dada para o $\delta^{15}\text{N}$.

Sistema peláxico: columna de auga

Recoméndase o control rutineiro de osíxeno, temperatura, salinidade e transparencia mediante disco Secchi na explotación e temporal (T>4) da clorofila-a.

- Zonas: A e B
- Puntos de mostraxe por zona ou transecto: mínimo 2 no centro da zona A e 2+2 (en proa e popa) na zona B.
- En cada zona: como mínimo un perfil (n=3) a 1 m da superficie e do fondo e á profundidade media.

Inspección visual: estado dos fondos e augas superficiais

- Zonas: A e B
- Periodicidade: trimestral (T=4)
- Método: transectos videográficos

Análise de contaminantes

Realizárase polo menos un control anual (T=1) na época de máxima produción de contaminantes no medio (sedimentos, auga) e/ou en organismos. O deseño do control axustárase a cada caso particular, supervisado pola administración responsable, quen determinará que contaminantes se van analizar, en que organismos ou medios, en que zonas (zona A, B, transectos e/ou nos ecosistemas potencialmente afectados), como se localizarán as UM, cal será o número de réplicas, etc.

Nivel de impacto I.2. Aplicable a granxas con produción autorizada: 500-1500 tm/ano, en granxa individual ou grupo							
Caracteres	Tipo de ecosistema receptor					Inspección visual	Análise Contaminantes ^h
	Fondos detrítico – sedimentarios	Fondos rochosos ^f	Fondos de maërl ^f	Pradeiras de fanerógamas ^f	Sistema peláxico		
Distancia (m): - mínima - vixilancia		> 750 < 1000	> 750 < 1000	> 750 < 1000			
Zonas	A e transectos				A, B	Zonas: A, B Transectos videográficos T = 4	Zona A, Transectos e/ou Hábitats especiais
Puntos de mostraxe	> 7	Hábitat -afectado = 5 -control = 5	Hábitat -afectado = 5 -control = 5	Hábitat -afectado = 5 -control = 5	A=2 (centro) B = 2 + 2 (proa+popa)		Medio ou organismos Deseño singular
Réplicas	1	3	3	3	Perfil = 3 ^e		Deseño singular
Variabes explicativas	FF pH Eh $\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{15}\text{N}$	Osíxeno Temperatura Salinidade Transparencia Clorofila-a		
Periodicidade anual (T)	Zona A: T = 4 Transectos: T = 2 ^a	T = 2 ^a	T = 2 ^a	T = 2 ^a	T = 4 ^g		T = 1 ^b
Variable estado	Poboamento infaunal de poliquetos	Abundancia macroalgas oportunistas ^{c,d}	Ratio Biomasa / Tanatomasa	Densidade global de feixes			
Periodicidade anual (T)	Zona A = 2 ^a Transectos = 1 ^b	T = 1 ^b Só cando se incumpra a NCA para $\delta^{15}\text{N}$	T = 1 ^b Só cando se incumpra a NCA para $\delta^{15}\text{N}$	T = 1 ^b Só cando se incumpra a NCA para $\delta^{15}\text{N}$			

^a Época de máxima e mínima produción

^b Época de máxima produción

^c Máximo estacional.

^d Un incremento significativo da abundancia suporía a vixilancia doutras variables de estado como: o estudo poboacional da macroalga clave ou o estudo da composición e estrutura da comunidade e aumento da periodicidade a T = 1.

^e Perfil: tomaranse as mostras de auga a 1 m da superficie e do fondo e no medio da columna de auga.

^f Aínda que por defecto deberán encontrarse como mínimo a 750m, a vixilancia realizarase no caso de que se encontren a menos de 1km.

^g A temporalidade refírese á clorofila-a, pois o resto de parámetros será rutineira.

^h O deseño do control axustarase a cada caso particular, supervisado pola Administración responsable, quen determinará: que contaminantes se van analizar, en que organismos ou medios, en que zonas (zona A, transectos e/ou nos ecosistemas potencialmente afectados), como se localizarán as UM, o número de réplicas, etc.

Tabla 6. Resumo do nivel de vixilancia V.2

Nivel de vixilancia V.3

Aplicable ao nivel de impacto I.3a correspondente a granxas con produción anual autorizada media >1500 t.ano⁻¹ en granxa individual ou grupo.

Fondos detrítico - sedimentarios

- Puntos de mostraxe: ≥9 por zona ou transecto

Variable de estado: poboamento infaunal de poliquetos

- Zona A
 - Periodicidade: trimestral (T=4), inclúe as épocas de máxima e mínima produción
- Transectos
 - Periodicidade: bimestral (T=2) época de máxima produción

Variables explicativas: FF, pH-Eh e $\delta^{15}N$

- Zona A e transectos
- Periodicidade: trimestral (T=4)

Fondos rochosos

No caso de que se encontren a menos de 1500 m, aínda que por defecto deberán encontrarse como mínimo a 1000 m, o nivel de vixilancia será:

- Puntos de mostraxe (S) por hábitat potencialmente afectado: 6 (localizados á distancia menor da granxa e equi-espazados ao ancho da fronte)

- Puntos de mostraxe por fondo control: 6
- Réplicas por S: n=3

Variable explicativa: $\delta^{15}N$

- • Periodicidade: semestral (T=2) época de máxima e mínima produción

Variable de estado: abundancia de macroalgas oportunistas (máximo estacional)

- • Periodicidade: anual (T=1). Só cando se incumpra a NCA dada para o $\delta^{15}N$

Un incremento significativo da abundancia de macroalgas oportunistas supoñería a vixilancia doutras variables de estado, como:

- Estudo poboacional da macroalga clave
- Estudo da composición e estrutura da comunidade
- Periodicidade: anual (T=1)

Fondos de maërl

No caso de que se encontren a menos de 1500 m, aínda que por defecto deberán encontrarse como mínimo a 1000 m, o nivel de vixilancia será:

- Puntos de mostraxe (S) por fondo potencialmente afectado: 6 (localizados á distancia menor da granxa e equi-espazados ao ancho da fronte)
- Puntos de mostraxe (S) por fondo control: 6

- Réplicas por S: n=3

Variable explicativa: $\delta^{15}N$

- Periodicidade: semestral (T=2) época de máxima e mínima produción

Variable de estado: relación biomasa / tanatomasa por unidade de superficie de algas calcarias

- Periodicidade: anual (T=1) na época de máxima produción. Só cando se incumpra a NCA dada para o $\delta^{15}N$.

Pradeiras de fanerógamas

No caso de que se encontren a menos de 1500 m, aínda que por defecto deberán encontrarse como mínimo a 1000 m, o nivel de vixilancia será:

- Puntos de mostraxe (S) por pradeira potencialmente afectada: 6 (localizados á distancia menor da granxa e equi-espazados ao ancho da fronte)
- Puntos de mostraxe (S) por fondo control: 6
- Réplicas por S: n=3

Variable explicativa: $\delta^{15}N$

- Periodicidade: semestral (T=2) época de máxima e mínima produción

Variable de estado: densidade global de feixes

- Periodicidade: anual (T=1) época de máxima produción. Só cando se incumpra a NCA dada para o $\delta^{15}N$.

Sistema peláxico: columna de auga

Recoméndase o control rutineiro de osíxeno, temperatura, salinidade e transparencia mediante disco Secchi na explotación e temporal (T>6) da clorofila-a.

- Zonas: A e B
- Puntos de mostraxe por zona ou transecto: mínimo 3 no centro da zona A e 3+3 (en proa e popa) na zona B.
- En cada zona: como mínimo un perfil (n=3) a 1 m da superficie e do fondo e á profundidade media.

Inspección visual: estado dos fondos e augas superficiais

- Zonas: A e B
- Periodicidade: trimestral (T=4)
- Método: transectos videográficos

Análise de contaminantes

Realizarase polo menos un control anual (T=1) na época de máxima produción de contaminantes no medio (sedimentos, auga) e/ou en organismos. O deseño do control axustarase a cada caso particular, supervisado pola Administración responsable, quen determinará que contaminantes se van analizar, en que organismos ou medios, en que zonas (zona A, B, transectos e/ou nos ecosistemas potencialmente afectados), como se localizarán as UM, cal será o número de réplicas, etc.

Nivel de impacto I.3a. Aplicable a granxas con produción autorizada: >1500 tm/ano, en granxa individual ou grupo							
Caracteres	Tipo de ecosistema receptor					Inspección visual	Análise Contaminantes ^h
	Fondos detrítico – sedimentarios	Fondos rochosos ^f	Fondos de maërl ^f	Pradeiras de fanerógamas ^f	Sistema peláxico: Columna de auga		
Distancia (m): - mínima - vixilancia		> 1000 < 1500	> 1000 < 1500	> 1000 < 1500			
Zonas	A y transectos				A, B	Zonas: A, B Transectos videográficos T = 4	Zona A, Transectos e/ou Hábitats especiais
Puntos de mostraxe	> 9	Hábitat -afectado = 6 -control = 6	Hábitat -afectado = 6 -control = 6	Hábitat -afectado = 6 -control = 6	A=3 (centro) B = 3 + 3 (proa + popa)		Medio ou organismos Deseño singular
Réplicas	1	3	3	3	Perfil = 3 ^e		Deseño singular
Variables explicativas	FF pH Eh δ ¹⁵ N	δ ¹⁵ N	δ ¹⁵ N	δ ¹⁵ N	Osíxeno Temperatura Salinidade Transparencia Clorofila-a		
Periodicidade anual (T)	Zona A: T = 4 Transectos: T = 4	T = 2 ^a	T = 2 ^a	T = 2 ^a	T = 6 ^g		T = 1 ^b
Variable estado	Poboamento infaunal de poliquetos	Abundancia macroalgas oportunistas ^{c,d}	Ratio Biomasa / Tanatomasa	Densidade global de feixes			
Periodicidade anual (T)	Zona A = 4 ^a Transectos = 2 ^b	T = 1 ^b Só cuando se incumpra a NCA para δ ¹⁵ N	T = 1 ^b Só cuando se incumpra a NCA para δ ¹⁵ N	T = 1 ^b Só cuando se incumpra a NCA para δ ¹⁵ N			

^a Época de máxima e mínima produción
^b Época de máxima produción
^c Máximo estacional.
^d Un incremento significativo da abundancia suporía a vixilancia doutras variables de estado como: o estudo poboacional da macroalga clave ou o estudo da composición e estrutura da comunidade e aumento da periodicidade a T = 1.
^e Perfil: tomaranse as mostras de auga a 1 m da superficie e do fondo no medio da columna de auga.
^f Aínda que por defecto deberán encontrarse como mínimo a 1 km, a vixilancia realizarase no caso de que se encontren a menos de 1,5 km.
^g A temporalidade refírese á clorofila-a, pois o resto de parámetros será rutineira.
^h O deseño do control axustarase a cada caso particular, supervisado pola Administración responsable, quen determinará: que contaminantes se van analizar, en que organismos ou medios, en que zonas (zona A, transectos e/ou nos ecosistemas potencialmente afectados), como se localizarán as UM, o número de réplicas, etc.

Tabla 7. Resumo do nivel de vixilancia V.3

Adaptabilidade

(Foto. Dr. Javier Cremades Ugarte)



A adaptabilidade realízase en función do grao de cumprimento das normas de calidade (NCA) establecidas ou da aparición de perturbacións non desexadas, é dicir, en función da evolución dos ecosistemas receptores fronte aos respectivos obxectivos de calidade formulados. A adaptabilidade do PVA basicamente consiste na inclusión, mantemento ou exclusión de determinadas variables, ou no incremento, mantemento ou redución do esforzo de mostraxe a nivel espacial (Z, S, n) ou temporal (T). Os niveis de vixilancia de partida no referente ao deseño experimental considéranse como o mínimo admisible, de modo que os niveis dos factores Z, T e S, e o número de réplicas N non poden ser menores que o formulado como inicio.

En xeral, hase de coñecer o valor de referencia das variables explicativas e de estado antes de que comece a actividade produtiva ou se esta comezou para poder utilizar o seu valor como referencia alternativa no caso de que non houbese posibilidade de encontrar un control admisible nas proximidades da granxa.

Cando a adaptabilidade se refire ás variables de estado procederase á súa vixilancia só cando as variables explicativas incumpren os NCA e reforzarse a vixilancia con outras variables de estado cando se advirtan alteracións claras das orixinais.

A decisión final para as medidas administrativas de adaptabilidade corresponde á Administración competente. A adaptabilidade volverá ás condicións de vixilancia inicial cando se cumpran os obxectivos establecidos para esa vixilancia.

En xeral, cando se cumpran as NCA a adaptabilidade cara a unha posible redución do nivel de vixilancia comezará unha vez alcanzados os niveis de produción máxima de xeito sostido. O incumprimento das NCA das variables básicas supón un reforzo da vixilancia.

Considéranse as seguintes actuacións respecto á adaptabilidade en caso de incumprimento das NCA:

Adaptabilidade para as variables de fondos detritico - sedimentarios

Variables explicativas: FF, pH, Eh, $\delta^{15}N$

Cumprimento da NCA: as instalacións que parten de cero, e ata alcanzar como mínimo un nivel de produción sostido, deben incluír no PVA todas as variables explicativas. Unha vez transcorrido este tempo, se se cumpren as NCA, poderá reducirse a súa periodicidade de T=4 a T=2 coincidindo cos períodos de máxima e mínima produción.

Incumprimento da NCA: unha vez alcanzado o período de produción sostida prorrogáranse coa mesma periodicidade (T=4) a criterio da Administración competente.

Variable de estado: poboamento infaunal de poliquetos

Cumprimento da NCA: as instalacións que parten de cero, e ata alcanzar como mínimo un nivel de produción sostido, deben incluír no PVA a variable de estado. Unha vez transcorrido este tempo, se se cumpren as NCA tanto das variables explicativas coma da propia variable de estado en todas as zonas e transectos, soamente será necesario vixiar a zona A e B cunha periodicidade anual (T=1). Posteriormente, un incumprimento das NCA das variables explicativas supón recuperar o nivel de vixilancia orixinal.

Incumprimento da NCA: unha vez alcanzado o período de produción sostida ou incumprimento das NCA das variables explicativas supón a prórroga da periodicidade orixinal da variable de estado. Ademais, o incumprimento da NCA da variable de estado leva consigo:

- Se na zona A (ZEP), en comparación co control, se observase unha disimilitude $\geq 75\%$ durante 2 ou 3 anos consecutivos (a consideración temporal depende do grao afección), supoñerá a aplicación de medidas administrativas, como a redución da produción.

- Se na zona B en comparación co control se observase unha disimilitude de >50% durante 2 ou 3 anos consecutivos (a consideración temporal depende do grao afección), supoñerá a aplicación de medidas administrativas para o dimensionamento da ZEP ou a redución da produción.

Adaptabilidade para as variables das comunidades sensibles e/ou de alto valor ecolóxico

Variable explicativa: $\delta^{15}N$

Cumprimento da NCA: as instalacións que parten de cero, e ata alcanzar como mínimo o nivel de produción máxima sostido, deben incluír no PVA o $\delta^{15}N$ como medida do grao de exposición ou predictor anticipado de deterioración. Unha vez transcorrido este tempo, se se cumpren as NCA, poderá reducirse a súa periodicidade de T=2 a T=1 no período de máxima produción.

Incumprimento da NCA: unha vez alcanzado o período de produción sostida prorrogarase coa mesma periodicidade (T=2).

Variables de estado:

- *Fondos rochosos:* abundancia de macroalgas oportunistas no máximo estacional
- *Fondos de maërl:* ratio biomasa/tanatomasa
- *Pradeira de fanerógamas:* densidade global de feixes

Cumprimento da NCA: as instalacións que parten de cero, e ata alcanzar como mínimo un nivel de produción sostido, incluírán no PVA a variable de estado no mesmo momento en que se incumpra a NCA da variable explicativa ou cando se observase algunha alteración. Por iso, é moi importante dispoñer de valores de referencia axeitados das

variables de estado dos hábitats especiais. Unha vez transcorrido o tempo de estabilización da produción, aínda que se cumpra a NCA da variable explicativa, estudarase a variable de estado para verificar a situación indicada polo descritor $\delta^{15}N$. Se a variable de estado cumprise a NCA manterase a vixilancia orixinal coa variable explicativa. Non obstante, polo menos cada tres anos verificarase a NCA da variable de estado.

Incumprimento da NCA: o incuprimento desta variable supón, en primeiro lugar, ratificar por parte da Administración a orixe do impacto (e.g. estudo pormenorizado da rastrexabilidade con $\delta^{15}N$). Se non fose debido á actividade piscícola será avaliado pola Administración competente para a súa eliminación. Se se confirma a orixe piscícola da alteración pódese avaliar o grao de impacto mediante estudos complementarios (estudo de especies clave; composición e estrutura da comunidade). Resultados negativos supoñerán a aplicación de medidas administrativas, como a redución da produción ou a recolocación da granxa.

Adaptabilidade para as variables do sistema peláxico

As variables do sistema peláxico han de medirse sempre, con periodicidade mínima trimestral, para os casos nos que está regulamentada a súa determinación.

Adaptabilidade para a turbidez

- *Incumprimento da NCA:*
- *Zona A:* valores termo medio de turbidez entre 5-7 NTU implican o seu seguimento durante polo menos 3 días consecutivos. Valores termo medio >7 NTU durante 3 días consecutivos poden supoñer a aplicación de medidas administrativas para a redución da produción.

Zona B: valores termo medio de turbidez superiores en máis dun 25% respecto aos controis durante 3 días consecutivos implican a reconsideración da ZEP ou diminución da produción.

Adaptabilidade para o osíxeno disolto

- *Incumprimento da NCA:*
- *Zona A:* valores termo medio de osíxeno disolto $\leq 70\%$ de saturación implican o seu seguimento durante polo menos 3 días consecutivos. Valores termo medio de osíxeno disolto $\leq 50\%$ de saturación durante 3 días consecutivos poden supoñer a aplicación de medidas administrativas para a redución da produción.
- *Zona B:* valores termo medio de osíxeno disolto $\leq 25\%$ durante 3 días consecutivos respecto aos controis implican reconsideración da ZEP ou diminución da produción.

Adaptabilidade para a variable de estado: Clorofila-a (Chl-a)

- *Incumprimento da NCA:*
- *Zona A:* os valores de *Chl-a* nunca deben superar as condicións do máximo estacional de referencia e límites de cambio de clase bo/moderado durante 3 días consecutivos. En caso de superarse poden supoñer a aplicación de medidas administrativas para a redución da produción.
- *Zona B:* valores media de *Chl-a* superiores en máis dun 25% respecto aos controis durante 3 días consecutivos implican a reconsideración da ZEP ou diminución da produción.

Referencias bibliográficas

(Foto. Dr. Javier Cremades Ugarte)



- Abebe, E., E. Grizzle, R., Hope, D., K. Thomas, W., 2004. Nematode diversity in the Gulf of Maine, USA, and a Web-accessible, relational database. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 84, 1159-1167.
- Abete, M., Prearo, M., Andruetto, S., Pavino, D., Colussi, S., Tarasco, R., Agnetti, F., Ghittino, C., 2004. A preliminary note on residues in aquacultural feed: arsenic, cadmium, chromium, mercury and lead research. *Ittiopatologia* 1, 68-76.
- Aguado-Giménez, F., Marín, A., Montoya, S., Marín-Guirao, L., Piedecausa, A., García- García, B., 2007. Comparison between some procedures for monitoring offshore cage culture in western Mediterranean Sea: Sampling methods and impact indicators in soft substrata. *Aquaculture* 271, 357-370.
- Aguado-Giménez, F., Ruiz-Fernández, J.M., 2012. Influence of an experimental fish farm on the spatio-temporal dynamic of a Mediterranean maërl algae community. *Marine Environmental Research* 74, 47-55.
- Aguado, F., Carballeira, A., Collado, C., González, N., Sánchez-Jerez, P., 2013. Propuesta metodológica para la elaboración y ejecución de los planes de vigilancia ambiental de las instalaciones de cultivos marinos en jaulas flotantes. Ed. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, in: Xacumar (Ed.). Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, p. 180.
- Apostolaki, E.T., Tsagaraki, T., Tsapakis, M., Karakassis, I., 2007. Fish farming impact on sediments and macrofauna associated with seagrass meadows in the Mediterranean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 75, 408-416.
- Armstrong, S.M., Hargrave, B.T., Haya, K., 2005. Antibiotic use in finfish aquaculture: modes of action, environmental fate, and microbial resistance, in: Hargrave, B. (Ed.), *Environmental Effects of Marine Finfish Aquaculture*. Springer Berlin Heidelberg, pp. 341-357.
- Bárbara, I., Cremades, J., Pérez-Cirera, J.L., 1994. Zonación de la vegetación bentónica marina en la Ría de A Coruña (NO. de España). *Nova acta científica compostelana (Biología)* 5, 5-23.
- Barbera, C., Bordehore, C., Borg, J.A., Glémarec, M., Grall, J., Hall-Spencer, J.M., de la Huz, C., Lanfranco, E., Lastra, M., Moore, P.G., Mora, J., Pita, M.E., Ramos- Esplá, A.A., Rizzo, M., Sánchez-Mata, A., Seva, A., Schembri, P.J., Valle, C., 2003. Conservation and management of northeast Atlantic and Mediterranean maerl beds. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13, 65-76.
- Barreiro, R., Carballeira, A., Real, C., 1989. Metales pesados en bivalvos comerciales de cinco rías gallegas. *Thalassas* 7, 15-18.
- Barreiro, R., Real, C., Carballeira, A., 1993. Heavy metal accumulation by *Fucus ceranoides* in small estuary in north west Spain. *Marine Environmental Research* 36, 39-61.
- Barreiro, R., Real, C., Carballeira, A., 1994. Chromium bioavailability from polluted estuarine sediments estimated using the amphipod *Corophium volutator*. *Environmental Contamination* 6, 178-182.
- Barrington, K., Ridler, N., Chopin, T., Robinson, S., Robinson, B., 2010. Social aspects of the sustainability of integrated multi-trophic aquaculture. *Aquaculture International* 18, 201-211.
- Belan, T.A., 2003. Benthos abundance pattern and species composition in conditions of pollution in Amursky Bay (the Peter the Great Bay, the Sea of Japan). *Marine Pollution Bulletin* 46, 1111-1119.
- Belle, S.M., Nash, C.E., 2009. Better Management Practices for Net-Pen Aquaculture, *Environmental Best Management Practices for Aquaculture*. Wiley-Blackwell, pp. 261-330.
- Beveridge, M., 2004. *Cage Aquaculture*. 3rd Ed. Wiley, pp.376.

- Beveridge, M.C.M., 1984. Cage and pen fish farming: carrying capacity models and environmental impact. FAO, Virginia.
- Black, K., 2005. The ecological effects of sea lice medicines in Scottish sea lochs, in: Cromey Chris, Willis Kate (Ed.). SEAS, p. 60.
- Black, K., Cromey, C., Nickell, T., 2012. Benthic Recovery Project Scottish Association for Marine Science, p. 84.
- Bondie, M., Wolf, A., 2013. Planning for sustainable aquaculture tilapia farming in the United States, China and Honduras University of Illinois at Chicago, Chicago, p. 39.
- Borg, J.A., Crosetti, D., Massa, F., 2011. Site selection and carrying capacity in Mediterranean marine aquaculture: key issues (wgsc-shocmed) Rome, p. 180.
- Borja, Á., Rodríguez, J.G., Black, K., Bodoy, A., Emblow, C., Fernandes, T.F., Forte, J., Karakassis, I., Muxika, I., Nickell, T.D., Papageorgiou, N., Pranovi, F., Sevastou, K., Tomassetti, P., Angel, D., 2009. Assessing the suitability of a range of benthic indices in the evaluation of environmental impact of fin and shellfish aquaculture located in sites across Europe. *Aquaculture* 293, 231-240.
- Boyra, A., Nascimento, F.J.A., Tuya, F., Sanchez- Jerez, P., Haroun, R.J., 2004. Impact of sea-cage fish farms on intertidal macrobenthic assemblages. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 84, 665-668.
- Brooks, K.M., Stierns, A.R., Backman, C., 2004. Seven year remediation study at the Carrie Bay Atlantic salmon (*Salmo salar*) farm in the Broughton Archipelago, British Columbia, Canada. *Aquaculture* 239, 81-123.
- Brooks, K.M., Stierns, A.R., Mahnken, C.V.W., Blackburn, D.B., 2003. Chemical and biological remediation of the benthos near Atlantic salmon farms. *Aquaculture* 219, 355-377.
- Burridge, L., Weis, J.S., Cabello, F., Pizarro, J., Bostick, K., 2010. Chemical use in salmon aquaculture: A review of current practices and possible environmental effects. *Aquaculture* 306, 7-23.
- Cabaço, S., Machas, R., Vieira, V., Santos, R., 2008. Impacts of urban wastewater discharge on seagrass meadows (*Zostera noltii*). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 78, 1-13.
- Cacabelos, E., Lourido, A., Troncoso, J.S., 2010. Composition and distribution of subtidal and intertidal crustacean assemblages in soft-bottoms of the Ria de Vigo (NW Spain). *Scientia Marina* 74, 455-464.
- Cacabelos, E., Moreira, J., Lourido, A., Troncoso, J.S., 2011. Ecological features of *Terebellida* fauna (*Annelida*, *Polychaeta*) from Ensenada de San Simón (NW Spain). *Animal Biodiversity and Conservation* 34, 141-150.
- Cacabelos, E., Moreira, J., Troncoso, J.S., 2008. Distribution of *Polychaeta* in soft-bottoms of a Galician Ria (NW Spain). *Scientia Marina* 72, 655-667.
- Cancemi, G., Falco, G.D., Pergent, G., 2003. Effects of organic matter input from a fish farming facility on a *Posidonia oceanica* meadow. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56, 961-968.
- Cañete, J.I., Leighton, G.L., Soto, E.H., 2000. Proposición de un índice de vigilancia ambiental basado en la variabilidad temporal de la abundancia de dos especies de poliquetos bentónicos de bahía Quintero, Chile. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 35, 185-194.

- Carballeira, A., 2003. Considerations in the design of a monitoring program of the biological effects of the Prestige oil spill. *Marine Science* 29 (1), 123-139.
- Carballeira, A. 2013a. Estudio sobre la adaptación de la propuesta metodológica ministerial para la realización de los planes de vigilancia ambiental de los cultivos marinos en jaulas flotantes al caso de Galicia. Informe realizado para la Secretaria Xeral do Mar. Consellería do Medio Rural e do Mar. XUGA.
- Carballeira, A., Aboal, J., 2000. Bancos de espécimes ambientales: una propuesta para Galicia. Universidade de Santiago de Compostela, p.123.
- Carballeira, A., Aguado, F., González, N., Sanchez-Jerez, P., Teixeira, J., Gairín, I., Carballeira, C., García-García, M., Fernández-González, V., Carreras, J., Macías, J.C., Acosta, D., Collado, C., 2011a. Utilización de perfiles ecológicos para la selección de variables geoquímicas de sedimentos marinos como indicadores del impacto ambiental generado por los cultivos marinos en mar abierto, XIII Congreso Nacional de Acuicultura. SEAS, Castelldefels.
- Carballeira, A., Carral, E., Puente, X., Villares, R., 2000. Regional-scale monitoring of coastal contamination. Nutrients and heavy metals in estuarine sediments and organisms on the coast of Galicia (North West Spain). *The Control of marine Pollution: Current status and future trends*. Ed International Journal of the Environment and Pollution 13 (1-6), 534-572.
- Carballeira, C., 2013b. Bases científicas para el diseño de un plan de vigilancia ambiental para las piscifactorías marinas instaladas en tierra. Dept. Química-Física. Universidad de Cádiz, Puerto Real, p. 342.
- Carballeira, C., Espinosa, J., Carballeira, A., 2011b. Linking $\delta^{15}\text{N}$ and histopathological effects in molluscs exposed *in situ* to effluents from land-based marine fish farms. *Marine Pollution Bulletin* 62, 2633-2641.
- Carballeira, C., Ramos-Gómez, J., Martín-Díaz, M.L., DeIvalls, T.A., Carballeira, A., 2012a. Designing an integrated environmental monitoring plan for land-based marine fish farms located at exposed and hard bottom coastal areas. *Journal of Environmental Monitoring* 14, 1305-1316.
- Carballeira, C., Viana, I., Carballeira, A., 2012b. $\delta^{15}\text{N}$ values of macroalgae as an indicator of the potential presence of waste disposal from land-based marine fish farms. *Journal of Applied Phycology*, 1-11.
- Carral, E., Villares, R., Puente, X., Carballeira, A., 1996. Influence of watershed lithology on heavy metal levels in estuarine sediments and organisms in Galicia (North West Spain). *Marine Pollution Bulletin* 30 (9), 604-608.
- Carral, E., Puente, X., Villares, R., Carballeira, A., 1995. Background heavy metal levels in estuarine sediments and organisms in Galicia (NW Spain) as determined by modal analysis. *The Science of the Total Environment* 172, 175-188.
- Carroll, M.L., Cochrane, S., Fieler, R., Velvin, R., White, P., 2003. Organic enrichment of sediments from salmon farming in Norway: environmental factors, management practices, and monitoring techniques. *Aquaculture* 226, 165-180.
- Costello, M.J., Grant, A., Davies, I.M., Cecchini, S., Papoutsoglou, S., Quigley, D., Saroglia, M., 2001. The control of chemicals used in aquaculture in Europe. *Journal of Applied Ichthyology* 17, 173-180.

- Cremades, J., Bárbara, I., Veiga, A.J., 2004. Intertidal vegetation and its commercial potential on the shores of Galicia (NW Iberian peninsula). *Thalassas* 20, 69-80.
- Cromey, C., Thetmeyer, H., Lampadariou, N., Black, K., Kögeler, J., Karakassis, I., 2012. MERAMOD: predicting the deposition and benthic impact of aquaculture in the eastern Mediterranean Sea. *Aquaculture Environment Interactions* 2, 157-176.
- Cromey, C.J., Black, K.D., 2005. Modelling the impacts of finfish aquaculture, in: Hargrave, B. (Ed.), *Environmental Effects of Marine Finfish Aquaculture*. Springer Berlin Heidelberg, pp. 129-155.
- Chopin, T., Robinson, S., 2006. Rationale for developing Integrated Multi-trophic Aquaculture (IMTA): an example from Canada. *Fish Farmer* 1, 20-21.
- Dean, H.K., 2008. The use of polychaetes (*Annelida*) as indicator species of marine pollution: a review. *Revista de Biología Tropical* 56, 11-38.
- Dean, R.J., Shimmield, T.M., Black, K.D., 2007. Copper, zinc and cadmium in marine cage fish farm sediments: An extensive survey. *Environmental Pollution* 145, 84-95.
- Delgado, O., Grau, G., Pou, S., Riera, F., Massuti, C., Zabala, M., Ballesteros, E., 1997. Seagrass regression caused by fish cultures in Fornells Bay (Menorca, western Mediterranean). *Oceanologica Acta* 20, 557-563.
- Dempster, T., Fernandez-Jover, D., Sanchez-Jerez, P., Tuya, F., Bayle-Sempere, J., Boyra, A., Haroun, R.J., 2005. Vertical variability of wild fish assemblages around sea-cage fish farms: implications for management. *Marine Ecology Progress Series* 304, 15-29.
- Dempster, T., Sanchez-Jerez, P., Tuya, F., Fernandez-Jover, D., Haroun, R., 2006. Coastal aquaculture and conservation can work together. *Marine Ecology Progress Series* 314, 309-310.
- Díaz-Almela, E., Marbà, N., Álvarez, E., Santiago, R., Holmer, M., Grau, A., Mirto, S., Danovaro, R., Petrou, A., Argyrou, M., Karakassis, I., Duarte, C.M., 2008. Benthic input rates predict seagrass (*Posidonia oceanica*) fish farm-induced decline. *Marine Pollution Bulletin* 56, 1332-1342.
- Díaz-Cruz, M.S., López de Alda, M.J., Barceló, D., 2003. Environmental behavior and analysis of veterinary and human drugs in soils, sediments and sludge. *TRAC Trends in Analytical Chemistry* 22, 340-351.
- Díaz-López, B., 2012. Bottlenose dolphins and aquaculture: interaction and site fidelity on the north-eastern coast of Sardinia (Italy). *Marine Biology* 159, 2161-2172.
- Díaz López, B., Marini, L., Polo, F., 2005. The impact of a fish farm on a bottlenose dolphin population in the Mediterranean sea. *Thalassas* 21, 65-70.
- Dolenec, T., Lojen, S., Kniewald, G., Dolenec, M., Rogan, N., 2007. Nitrogen stable isotope composition as a tracer of fish farming in invertebrates *Aplysina aerophoba*, *Balanus perforatus* and *Anemonia sulcata* in central Adriatic. *Aquaculture* 262, 237-249.
- Dolenec, T., Lojen, S., Lambasa, S., Dolenec, M., 2006. Effects of fish farm loading on sea grass *Posidonia oceanica* at Vrgada Island (Central Adriatic): a nitrogen stable isotope study. *Isotopes in Environmental Health Studies* 42, 77-85.
- Donze, M., 1968. The Algal Vegetation of the Ria de Arosa (NW. Spain). *Blumea* 16, 159-192.

- Ellis, D., 1985. Taxonomic sufficiency in pollution assessment. *Marine Pollution Bulletin* 16, 459.
- Ervik, A., Hansen, P.K., Aure, J., Stigebrandt, A., Johannessen, P., Jahnsen, T., 1997. Regulating the local environmental impact of intensive marine fish farming I. The concept of the MOM system (Modelling-Ongrowing fish farms- Monitoring). *Aquaculture* 158, 85-94.
- ESCA-FEP, 2014. Prevención y mitigación de escapes de peces en acuicultura en mar abierto. Proyecto co-financiado por el Fondo Europeo de Pesca y la Fundación Biodiversidad (Ministerio de Agricultura, Alimentación y medio Ambiente), 2007-2013.
- FAO, 2010. Expanding mariculture farther offshore. Technical, environmental, spatial and governance challenges. Technical Workshop 22–25 March. Orbetello, Italy.
- Fourqurean, J., Moore, T., Fry, B., Hollibaugh, J., 1997. Spatial and temporal variation in C:N:P ratios, $\delta^{15}\text{N}$, and $\delta^{13}\text{C}$ of eelgrass *Zostera marina* as indicators of ecosystem processes, Tomales Bay, California, USA. *Marine Ecology Progress Series* 157, 147–157.
- García-Marín, P., Cabaço, S., Hernández, I., Vergara, J.J., Silva, S.J., Santos, R., 2013. Multi-metric index based on the seagrass *Zostera noltii* (ZoNI) for ecological quality assessment of coastal and estuarine systems in SW Iberian Peninsula. *Marine Pollution Bulletin* 68, 46-54.
- Garmendia, J.M., Mora, J., 2007. Los diversos grupos faunísticos, ¿son representativos de la comunidad macrobentónica en arenas submareales? *Boletín Instituto Español de Oceanografía* 23, 45-55.
- Garmendia, J.M.P., J. M., Murillo, J., Mora, J., 2005. Profundización mínima necesaria para la evaluación de impactos de cultivos marinos sobre la fauna bentónica. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía* 21, 19-28.
- Gatesoupe, F.J., 2000. Uso de probióticos en acuicultura, in: Civera-Cerecedo, R., Pérez-Estrada, C.J., Ricque-Marie, D. y Cruz-Suárez, L.E. (Ed.), *Avances en Nutrición Acuicola IV. Memorias del IV Simposium Internacional de Nutrición Acuicola*, La Paz, pp. 463-472.
- GESAMP, 1997. Towards safe and effective use of chemicals in coastal aquaculture, Reports and studies. FAO, Rome, p. 126.
- Giles, H., 2008. Using Bayesian networks to examine consistent trends in fish farm benthic impact studies. *Aquaculture* 274, 181-195.
- Grant, A., Briggs, A.D., 1998. Toxicity of ivermectin to estuarine and marine invertebrates. *Marine Pollution Bulletin* 36, 540-541.
- Gräslund, S., Bengtsson, B.-E., 2001. Chemicals and biological products used in south-east Asian shrimp farming, and their potential impact on the environment --a review. *The Science of The Total Environment* 280, 93-131.
- Grigorakis, K., Rigos, G., 2011. Aquaculture effects on environmental and public welfare - The case of Mediterranean mariculture. *Chemosphere* 85, 899-919.
- Hall-Spencer, J., White, N., Gillespie, E., Gillham, K., Foggo, A., 2006. Impact of fish farms on maërl beds in strongly tidal areas. *Marine Ecology Progress Series* 326, 1-9.
- Hall, S.J., Raffaelli, D., Turrell, W.R., 1990. Predator-caging experiments in marine systems a reexamination of their value. *American Naturalist* 136, 657-672.
- Hansen, P.K., Ervik, A., Schaanning, M., Johannessen, P., Aure, J., Jahnsen, T., Stigebrandt, A., 2001. Regulating the local environmental impact of intensive, marine fish farming: II. The monitoring programme of the MOM system (Modelling-Ongrowing fish farms-Monitoring). *Aquaculture* 194, 75-92.

- Hargrave, B., 2003. A scientific review of the potential environmental effects of aquaculture in aquatic ecosystems, vol. I. Far field environmental effects of marine finfish aquaculture. Fisheries and Oceans, Canada, pp. 2450.
- Hargrave, B.T., 2010. Empirical relationships describing benthic impacts of salmon aquaculture. *Aquaculture Environment Interactions* 1, 33-46.
- Hargrave, B.T., Doucette, L.I., Haya, K., Friars, F.S., Armstrong, S.M., 2008a. A micro-dilution method for detecting oxytetracycline-resistant bacteria in marine sediments from salmon and mussel aquaculture sites and an urbanized harbour in Atlantic Canada. *Marine Pollution Bulletin* 56, 1439-1445.
- Hargrave, B.T., Duplisea, D.E., Pfeiffer, E., Wildish, D.J., 1993. Seasonal changes in benthic fluxes of dissolved oxygen and ammonium associated with marine cultured Atlantic salmon. *Ecology Progress Series* 96, 249-257.
- Hargrave, B.T., Holmer, M., Newcombe, C.P., 2008b. Towards a classification of organic enrichment in marine sediments based on biogeochemical indicators. *Marine Pollution Bulletin* 56, 810-824.
- Hargrave, B.T., Phillips, G.A., Doucette, L.I., White, M.J., Milligan, T.G., Wildish, D.J., Cranston, R.E., 1997. Assessing Benthic Impacts of Organic Enrichment from Marine Aquaculture. *Water, Air, and Soil Pollution* 99, 641-650.
- Harkantra, S., Rodrigues, N., 2004. Numerical analyses of soft bottom macroinvertebrates to diagnose the pollution in tropical coastal waters. *Environmental Monitoring and Assessment* 93, 251-275.
- Haya, K., Burridge, L., Chang, B., 2001. Environmental impact of chemical wastes produced by the salmon aquaculture industry. *ICES Journal of Marine Science* 58, 492-496.
- Haya, K., Burridge, L., Davies, I., Ervik, A., 2005. A review and assessment of environmental risk of chemicals used for the treatment of sea lice infestations of cultured salmon, environmental effects of marine finfish aquaculture. Springer Berlin / Heidelberg, pp. 305-340.
- Hermosilla, Z., 2005. Diferencias espaciales y estacionales en el contenido de nutrientes, demanda de oxígeno y potencial redox en sedimentos bajo una instalación de producción acuícola en jaulas. *Instituto Español de Oceanografía* 21 (1-4), 29-35.
- Hernández, I., Fernández-Engo, M., Pérez-Lloréns, J., Vergara, J., 2005. Integrated outdoor culture of two estuarine macroalgae as biofilters for dissolved nutrients from *Sparus aurata* waste waters. *Journal of Applied Phycology* 17, 557-567.
- Holmer, M., 2010. Environmental issues of fish farming in offshore waters: perspectives, concerns and research needs. *Aquaculture Environment Interactions* 1, 57-70.
- Holmer, M., Argyrou, M., Dalsgaard, T., Danovaro, R., Diaz-Almela, E., Duarte, C.M., Frederiksen, M., Grau, A., Karakassis, I., Marbà, N., Mirto, S., Pérez, M., Pusceddu, A., Tsapakis, M., 2008. Effects of fish farm waste on *Posidonia oceanica* meadows: Synthesis and provision of monitoring and management tools. *Marine Pollution Bulletin* 56, 1618-1629.
- Holmer, M., Duarte, C.M., Boschker, H.T.S., Barrón, C., 2004. Carbon cycling and bacterial carbon sources in pristine and impacted Mediterranean seagrass sediments. *Aquatic Microbial Ecology* 36, 227-237.
- Holmer, M., Kristensen, E., 1992. Impact of marine fish cage farming on metabolism and sulfate reduction of underlying sediments. *Ecology Progress Series* 80, 191-201.

- Holmer, M., Marbá, N., Terrados, J., Duarte, C.M., Fortes, M.D., 2002. Impacts of milkfish (*Chanos chanos*) aquaculture on carbon and nutrient fluxes in the Bolinao area, Philippines. *Marine Pollution Bulletin* 44, 685-696.
- Holmer, M., Pérez, M., Duarte, C.M., 2003. Benthic primary producers—a neglected environmental problem in Mediterranean maricultures? *Marine Pollution Bulletin* 46, 1372-1376.
- Holmer, M., Wildish, D., Hargrave, B., 2005. Organic Enrichment from Marine Finfish Aquaculture and Effects on Sediment Biogeochemical Processes, in: Hargrave, B. (Ed.), *Environmental Effects of Marine Finfish Aquaculture*. Springer Berlin Heidelberg, pp. 181-206.
- Honkanen, T., Helminen, H., 2000. Impacts of Fish Farming on Eutrophication: Comparisons among Different Characteristics of Ecosystem. *International Review of Hydrobiology* 85, 673-686.
- Huntington, T.C., Roberts, H., Cousins, N., Pitta, V., Marchesi, N., Sanmamed, A., Hunter-Rowe, T., Fernandes, T.F., Tett, P., McCue, J., Brockie, N., 2006. Some aspects of the environmental impact of aquaculture in sensitive areas, Report to the DG Fish and Maritime Affairs of the European Commission. Poseidon Aquatic Resource Management, Hampshire, p. 305.
- ICES, 2002. Report of the Working Group on Environmental Interactions of Mariculture, CM 2002/F:04, Copenhagen, p. 101.
- INFREMER, 2003. Guide méthodologique pour l'élaboration des dossiers de demande d'autorisation d'Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE) en matière de pisciculture marine pour la région Corse. Rapport Scientifique Technique DEL/PAC/04-05.
- IUCN, 2007. Guide for the sustainable development of mediterranean aquaculture. The World Conservation Union (IUCN), Spanish Ministry of agriculture, fisheries and food and the European Federation of Aquaculture Producers, Switzerland and Malaga, p. 107.
- Jones, G.P., Andrews, N.L., 1992. Temperate reefs and the scope of seascape ecology, 2nd Temperate Reef Symposium, Auckland, pp 63-76.
- Kalantzi, I., Karakassis, I., 2006. Benthic impacts of fish farming: Meta-analysis of community and geochemical data. *Marine Pollution Bulletin* 52, 484-493.
- Kapetsky, J.M., Aguilar-Manjarrez, J., Jenness, J., 2013. A global assessment of potential for offshore mariculture development from a spatial perspective. *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper*, Rome, p. 181.
- Karakassis, I., Tsapakis, M., Hatziyanni, E., 1998. Seasonal variability in sediment profiles beneath fish farm cages in the Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series* 162, 243-252.
- Karakassis, I., Tsapakis, M., Hatziyanni, E., Papadopoulou, K.-N., Plaiti, W., 2000. Impact of cage farming of fish on the seabed in three Mediterranean coastal areas. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 57, 1462-1471.
- Karakassis, I., Tsapakis, M., Smith, C.J., Rumohr, H., 2002. Fish farming impacts in the Mediterranean studied through sediment profiling imagery. *Marine Ecology Progress Series* 227, 125-133.
- Katz, T., Herut, B., Genin, A., Angel, D.L., 2002. Gray mullets ameliorate organically enriched sediments below a fish farm in the oligotrophic Gulf of Aqaba. *Ecology Progress Series* 234, 205-214.
- Keeley, N.B., Forrest, B.M., Crawford, C., Macleod, C.K., 2012. Exploiting salmon farm benthic enrichment gradients to evaluate the regional

- performance of biotic indices and environmental indicators. *Ecological Indicators* 23, 453-466.
- Klaoudatos, S.D., Klaoudatos, D.S., Smith, J., Bogdanos, K., Papageorgiou, E., 2006. Assessment of site specific benthic impact of floating cage farming in the eastern Hios island, Eastern Aegean Sea, Greece. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 338, 96-111.
- Kutti, T., Hansen, P.K., Ervik, A., Høisæter, T., Johannessen, P., 2007. Effects of organic effluents from a salmon farm on a fjord system. II. Temporal and spatial patterns in infauna community composition. *Aquaculture* 262, 355-366.
- Lalumera, G.M., Calamari, D., Galli, P., Castiglioni, S., Crosa, G., Fanelli, R., 2004. Preliminary investigation on the environmental occurrence and effects of antibiotics used in aquaculture in Italy. *Chemosphere* 54, 661-668.
- Lampadariou, N., Akoumianaki, I., Karakassis, I., 2008. Use of the size fractionation of the macrobenthic biomass for the rapid assessment of benthic organic enrichment. *Ecological Indicators* 8, 729-742.
- Lampadariou, N., Karakassis, I., Teraschke, S., Arlt, G., 2005. Changes in benthic meiofaunal assemblages in the vicinity of fish farms in the eastern Mediterranean. *Vie et Milieu* 55, 61-69.
- Lepoint, G., Dauby, P., Gobert, S., 2004. Applications of C and N stable isotopes to ecological and environmental studies in seagrass ecosystems. *Marine Pollution Bulletin* 49, 887-891.
- Levy, O., Rosenfeld, M., Loya, Y., Yam, R., Mizrahi, I., Shemesh, A., 2010. Anthropogenic stressors and eutrophication processes as recorded by stable isotopes compositions in coral skeletons. *Biogeosciences Discuss* 7, 7657-7672.
- Lin, D.T., Bailey-Brock, J.H., 2008. Partial recovery of infaunal communities during a fallow period at an open-ocean aquaculture operation. *Marine Ecology Progress Series* 371, 65-72.
- Loring, D.H., Rantala, R.T.T., 1992. Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. *Earth-Science Reviews* 32, 235-283.
- Lourido, A., Cacabelos, E., Troncoso, J.S., 2008. Patterns of distribution of the polychaete fauna in subtidal soft sediments of the Ría de Aldán (north-western Spain). *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 88, 263-275.
- Lovatelli, A., Aguilar-Manjarrez, J., Soto, D., 2013. Expanding mariculture farther offshore – Technical, environmental, spatial and governance challenges, *FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings*. FAO, Orbetello, p. 314.
- Macías, J.C., Collado, J., Álamo, C., Escalona, M., García, E., 2005. Seguimiento ambiental para instalaciones de acuicultura marina. *Boletín Instituto Español de Oceanografía* 21, 57-66.
- Machás, R., 2007. Isotopic tracking of sources in coastal systems: special emphasis to *Zostera noltii* (Horneman) food web. Tesis doctoral Universidade do Algarve, pp. 130.
- Machias, A., Karakassis, I., Giannoulaki, M., Papadopoulou, K.N., Smith, C. J., Somarakis, S., 2005. Response of demersal fish communities to the presence of fish farms. *Marine Ecology Progress Series* 288, 241-250.
- Machias, A., Karakassis, I., Labropoulou, M., Somarakis, S., Papadopoulou, K.N., Papaconstantinou, C., 2004. Changes in wild fish assemblages after the establishment of a fish farming zone in an oligotrophic marine ecosystem. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 60, 771-779.

- Maldonado, M., Carmona, M.C., Echeverría, Y., Riesgo, A., 2005. The environmental impact of Mediterranean cage fish farms at semi-exposed locations: does it need a re-assessment? *Helgoland marine research* 59, 121-135.
- Marbà, N., Santiago, R., Díaz-Almela, E., Álvarez, E., Duarte, C.M., 2006. Seagrass (*Posidonia oceanica*) vertical growth as an early indicator of fish farm-derived stress. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 67, 475-483.
- Martí, E., Martí, C.M., Martínez, M.R., Paches, M.A.V., Giaccaglia, S.L., 2005. El programa de vigilancia ambiental de piscifactorias en jaulas flotantes. *Boletín- Instituto Español de Oceanografía* 21, 67-73.
- Martinez-Garcia, E., Sanchez-Jerez, P., Aguado-Giménez, F., Ávila, P., Guerrero, A., Sánchez-Lizaso, J.L., Fernandez-Gonzalez, V., González, N., Gairín, J.I., Carballeira, C., García-García, B., Carreras, J., Macías, J.C., Carballeira, A., Collado, C., 2013. A meta-analysis approach to the effects of fish farming on soft bottom polychaeta assemblages in temperate regions. *Marine Pollution Bulletin* 69, 165-171.
- McClelland, J.W., Valiela, I., Michener, R.H., 1997. Nitrogen-stable isotope signatures in estuarine food webs: A record of increasing urbanization in coastal watersheds. *Limnology and Oceanography* 42, 930-937.
- McLachlan, A., 1983. Sandy beach ecology – A review, in: McLachlan, A., Erasmus, T. (Eds.), *sandy beaches as ecosystems*. Springer Netherlands, pp. 321-380.
- McLachlan, A., Brown, A.C., 2010. *The ecology of sandy shores*, 2 ed. Elsevier Science, San Diego, pp. 373.
- McLachlan, A., Jaramillo, E., 1995. Zonation on sandy beaches. *Oceanography and Marine Biology: Annual Review of Biochemistry* 33, 305-335.
- Méndez, N., Flos, J., Romero, J., 1998. Littoral soft-bottom polychaete communities in a pollution gradient in front of Barcelona (Western Mediterranean, Spain). *Bulletin of Marine Science* 63, 167-178.
- Mendiguchía, C., Moreno, C., Manuel-Vez, M.P., García-Vargas, M., 2006. Preliminary investigation on the enrichment of heavy metals in marine sediments originated from intensive aquaculture effluents. *Aquaculture* 254, 317-325.
- Modica, A., Scilipoti, D., La Torre, R., Manganaro, A., Sarà, G., 2006. The effect of mariculture facilities on biochemical features of suspended organic matter (southern Tyrrhenian, Mediterranean). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 66, 177-184.
- Mora, J., 1980. Poblaciones bentónicas de la Ría de Arosa: Memoria, *Zoología y Fisiología Animal*. Universidade de Santiago de Compostela, Santiago de compostela, pp. 335.
- Mora, J., 2006. Identificación de parámetros físico-químicos y biológicos que actúen como mejores indicadores del impacto ambiental generado por los cultivos marinos en jaulas flotantes, in: Xacumar (Ed.). *Universidad de Santiago de compostela, Santiago de compostela*, pp. 119.
- Moreira, J., Cacabelos, E., Troncoso, J.S., 2004. A new species of *Sphaerodoropsis* (*Polychaeta: Sphaerodoridae*) from north-east Atlantic, with comments on other species of the genus. *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 84, 995-1000.
- Moreira, J., Quintas, P., Troncoso, J.S., 2000. *Pisione parapari* n. sp., a new pisionid from the North-East Atlantic (*Polychaeta: Pisionidae*). *Ophelia* 52, 177-182.
- Moreira, J., Quintas, P., Troncoso, J.S., 2006. Spatial distribution of soft-bottom polychaete annelids in the Ensenada de Baiona (Ría de Vigo, Galicia, north-west Spain). *Scientia Marina* 70, 217-224.

- Mulsow, S., Krieger, Y., Kennedy, R., 2006. Sediment profile imaging (SPI) and micro- electrode technologies in impact assessment studies: Example from two fjords in Southern Chile used for fish farming. *Journal of Marine Systems* 62, 152-163.
- Muxika, I., Borja, Á., Bald, J., 2007. Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 55, 16-29.
- Nash, C.E., 2001. The net-pen salmon farming industry in the Pacific Northwest, NOAA Technical Memorandum. U.S. Department of Commerce, pp. 147.
- Nash, C.E., 2003. Interactions of Atlantic salmon in the Pacific Northwest: VI. A synopsis of the risk and uncertainty. *Fisheries Research* 62, 339-347.
- Nash, C.E., Burbridge, P.R., Volkman, J.K., 2005. Guidelines for ecological risk assessment of marine fish aquaculture, in: NOAA (Ed.), NOAA Technical Memorandum. U.S.Dept. Commerce, Springfield, pp. 90.
- Navarrete-Mier, F., Sanz-Lázaro, C., Marín, A., 2010. Does bivalve mollusc polyculture reduce marine fin fish farming environmental impact? *Aquaculture* 306, 101-107.
- Navarro, N.L., R.J.G., Black, K.D., 2008. Effect of salmon cage aquaculture on the pelagic environment of temperate coastal waters seasonal changes in nutrients and microbial community. *Marine Ecology Progress Series* 1, 47-58.
- Nehring, S., 2001. After the TBT era: Alternative anti-fouling paints and their ecological risks. *Senckenbergiana maritima* 31, 341-351.
- Neofitou, N., Vafidis, D., Klaoudatos, S., 2010. Spatial and temporal effects of fish farming on benthic community structure in a semi-enclosed gulf of the Eastern Mediterranean. *Aquaculture Environment Interactions* 1, 95-105.
- Neori, A., Chopin, T., Troell, M., Buschmann, A.H., Kraemer, G.P., Halling, C., Shpigel, M., Yarish, C., 2004. Integrated aquaculture: rationale, evolution and state of the art emphasizing seaweed biofiltration in modern mariculture. *Aquaculture* 231, 361-391.
- Nier, A.O., 1950. A Redetermination of the Relative Abundances of the Isotopes of Neon, Krypton, Rubidium, Xenon, and Mercury, *Physical Review*. American Physical Society, pp. 450.
- Nordvarg, L., Johansson, T., 2002. The effects of fish farm effluents on the water quality in the Åland archipelago, Baltic Sea. *Aquacultural Engineering* 25, 253-279.
- Olsen, L., Holmer, M., Olsen, Y., 2008. Perspectives of nutrient emission from fish aquaculture in coastal waters. Literature review with evaluated state of knowledge. The Fishery and Aquaculture Industry Research Fund, pp. 87.
- Otero-Schmitt, J., Perez-Cirera, J.L., 2002. Infralittoral benthic biocoenoses from northern Ría de Muros, Atlantic coast of northwest Spain. *Botanica Marina* 45, 93-122.
- Pagliosa, P.R., 2005. Another diet of worms: the applicability of polychaete feeding guilds as a useful conceptual framework and biological variable. *Marine Ecology* 26, 246-254.
- Parapar, J., 2012. *Annelida polychaeta* III. Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Madrid, pp. 416.
- Pearson, T.H., Black, K.D., 2001. The environmental impacts of marine fish cage culture, in: Black, K.D. (Ed.), Environmental impacts of aquaculture Sheffield biological sciences, pp. 1-31.

- Pearson, T.H., Rosenberg, R., 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology Annual Review* 16, 229-311.
- Peña, V., 2010. Estudio biológico de los fondos de maërl y cascajo en el noroeste de la Península Ibérica, *Biología Animal, Biología Vegetal e Economía*. Universidade da Coruña La Coruña, pp. 626.
- Peña, V., Bárbara, I., 2007. Los fondos marinos de maërl del Parque Nacional de las Islas Atlánticas (Galicia, España): distribución, abundancia y flora asociada. *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)* 15, 7-25.
- Peña, V., Barbara, I., 2008a. Biological importance of an Atlantic European maërl bed off Benencia Island (northwest Iberian Peninsula). *Botanica Marina* 51, 493-505.
- Peña, V., Bárbara, I., 2008b. Maërl community in the north-western Iberian Peninsula: a review of floristic studies and long-term changes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18, 339-366.
- Peña, V., Bárbara, I., 2009. Distribution of the Galician maërl beds and their shape classes (Atlantic Iberian Peninsula): proposal of areas in future conservation actions. *Cahiers de Biologie Marine* 50, 353-368.
- Peña, V., Bárbara, I., 2010a. New records of crustose seaweeds associated with subtidal maërl beds and gravel bottoms in Galicia (NW Spain). *Botanica Marina* 53, 41-61.
- Peña, V., Bárbara, I., 2010b. Seasonal patterns in the maërl community of shallow European Atlantic beds and their use as a baseline for monitoring studies. *European Journal of Phycology* 45, 327-342.
- Pérez, M., García, T., Invers, O., Ruiz, J.M., 2008. Physiological responses of the seagrass *Posidonia oceanica* as indicators of fish farm impact. *Marine Pollution Bulletin* 56, 869-879.
- Pergent-Martini, C., Boudouresque, C.-F., Pasqualini, V., Pergent, G., 2006. Impact of fish farming facilities on *Posidonia oceanica* meadows: a review. *Marine Ecology* 27, 310-319.
- Phillips, S., 2005. Environmental impacts of marine aquaculture issue paper. Pacific States Marine Fisheries Commission, Portland, Oregon, pp.28.
- Piedecausa, M.A., Aguado-Giménez, F., Cerezo Valverde, J., Hernández Llorente, M.D., García-García, B., 2012. Influence of fish food and faecal pellets on short- term oxygen uptake, ammonium flux and acid volatile sulphide accumulation in sediments impacted by fish farming and non-impacted sediments. *Aquaculture Research* 43, 66-74.
- Pitta, P., Apostolaki, E., Tsagaraki, T., Tsapakis, M., Karakassis, I., 2006. Fish farming effects on chemical and microbial variables of the water column: a spatio- temporal study along the Mediterranean Sea. *Hydrobiologia* 563, 99-108.
- Pitta, P., Apostolaki, E.T., Giannoulaki, M., Karakassis, I., 2005. Mesoscale changes in the water column in response to fish farming zones in three coastal areas in the Eastern Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 65, 501-512.
- Pitta, P., Karakassis, I., Tsapakis, M., Zivanovic, S., 1998. Natural vs. mariculture induced variability in nutrients and plankton in the eastern Mediterranean. *Hydrobiologia* 391, 179-192.
- Porrello, S., Lenzi, M., Ferrari, G., Persia, E., Savelli, F., Tomassetti, P., 2005. Loading of nutrient from a land-based fish farm (Orbetello, Italy) at different times. *Aquaculture International* 13, 97-108.
- Porrello, S., Lenzi, M., Tomassetti, P., Persia, E., Finioia, M.G., Mercatali, I., 2003. Reduction of aquaculture wastewater eutrophication by phytotreatment ponds system. II. Nitrogen and phosphorus content in macroalgae and sediment. *Aquaculture* 219 (1-4), 531-544.

- Puente, X., Carral, E., Villares, R., Carballeira, A., 1994. Heavy metal bioavailability to deposit *Scrobicularia plana* and *Nereis diversicolor* from estuarine sediments in Galicia (NW Spain). *Environmental Contamination* 6, 253-256.
- Puente, X., Villares, R., Carral, E., Carballeira, A., 1996. Nacreous shell of *Mytilus galloprovincialis* as a biomonitor of heavy metal pollution in Galiza (NW Spain). *The Science of the Total Environment* 183, 205-211.
- Qian, P.Y., Lau, S.C.K., Dahms, H.U., Dobretsov, S., Harder, T., 2007. Marine biofilms as mediators of colonization by marine macroorganisms: implications for antifouling and aquaculture. *Marine Biotechnology* 9, 399-410.
- Quintas, P., Cacabelos, E., Troncoso, J.S., 2012. Inventario de los moluscos y poliquetos asociados a las praderas de *Zostera marina* y *Zostera noltei* de la Ensenada de O Grove (Galicia, N-O España). *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural. Sección Biológica* 106, 113-126.
- Quintas, P., Cacabelos, E., Troncoso, J.S., 2013a. Spatial-distribution of soft-bottom polychaetes in seagrass beds of the Ensenada de O Grove (NW Spain). *Thalassas: An international journal of marine sciences* 29, 45-58.
- Quintas, P., Moreira, J., Troncoso, J.S., 2013b. Distribution patterns of *Syllidae* (*Annelida: Polychaeta*) from seagrass (*Zostera marina* and *Z. noltei*) meadows in the Ensenada de O Grove (Galicia, NW Spain). *Scientia Marina* 77, 511-523.
- Real, C., Barreiro, R., Carballeira, A., 1991. Heavy metal bioindicator ability of *Fucus ceranoides* in NW Spain estuaries (Vertical position and Tissue age). *Heavy Metals in the Environment IX* (2), 195-198.
- Rensel, J.E., Forster, J.R.M., 2007. Beneficial environmental effects of marine finfish mariculture. NOAA National Marine Fisheries Service, Washington D.C., pp. 62.
- Rey-Asensio, A., Carballeira, C., Viana, I.G., Carballeira, A., 2010. Biomonitorización de los efluentes de piscifactorías marinas instaladas en tierra: Bioacumulación de microcontaminantes, in: Rey-Méndez M., L.C., Fernández Casal J., Guerra A. (Ed.), *Foro dos Recursos mariños e da Acuicultura das Rías Galegas XIII*. USC, O Grove, pp. 201-218.
- Rigos, G., Nengas, I., Alexis, M., Troisi, G.M., 2004. Potential drug (oxytetracycline and oxolinic acid) pollution from Mediterranean sparid fish farms. *Aquatic Toxicology* 69, 281-288.
- Risk, M.J., Lapointe, B.E., Sherwood, O.A., Bedford, B.J., 2009. The use of $\delta^{15}\text{N}$ in assessing sewage stress on coral reefs. *Marine Pollution Bulletin* 58, 793-802.
- Robinson, D., 2001. $\delta^{15}\text{N}$ as an integrator of the nitrogen cycle. *Trends in Ecology & Evolution* 16, 153-162.
- Robinson, S.M.C., Auffrey, L.M., Barbeau, M.A., 2005. Far-Field Impacts of Eutrophication on the Intertidal Zone in the Bay of Fundy, Canada with Emphasis on the Soft-Shell Clam, *Mya arenaria*, in: Hargrave, B. (Ed.), *Environmental Effects of Marine Finfish Aquaculture*. Springer Berlin Heidelberg, pp. 253-274.
- Rodgers, C.J.F., D., 2009. Antimicrobial agents in aquaculture: practice, needs and issues, in: C. Rodgers, B.B. (Ed.), *The use of veterinary drugs and vaccines in Mediterranean Aquaculture*. CIHEAM/FAO, Zaragoza, pp. 41-59.
- Rogers, S.I., Somerfield, P.J., Schratzberger, M., Warwick, R., Maxwell, T.A.D., Ellis, J.R., 2008. Sampling strategies to evaluate the status of

- offshore soft sediment assemblages. *Marine Pollution Bulletin* 56, 880-894.
- Ruiz, J.M., Marco-Mendez, C., Sanchez-Lizaso, J.L., 2010. Remote influence of off-shore fish farm waste on Mediterranean seagrass meadows. *Marine Environment Research* 3, 118-126.
- Ruiz, J.M., Pérez, M., Romero, J., 2001. Effects of fish farm loadings on seagrass (*Posidonia oceanica*) distribution, growth and photosynthesis. *Marine Pollution Bulletin* 42, 749-760.
- Salas, F., 1996. Valoración y aplicabilidad de los índices e indicadores biológicos de contaminación orgánica en la gestión del medio marino. Universidad de Murcia, Murcia, pp. 191.
- San Martín, G., 2004. Fauna ibérica. Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC, Madrid, pp. 530.
- Sanchez-Jerez, P., Fernandez-Jover, D., Bayle-Sempere, J., Valle, C., Dempster, T., Tuya, F., Juanes, F., 2008. Interactions between bluefish *Pomatomus saltatrix* (L.) and coastal sea-cage farms in the Mediterranean Sea. *Aquaculture* 282, 61-67.
- Sánchez-Mata, A., Mora, J., 2000. A review of marine aquaculture in Spain: production, regulations and environmental monitoring. *Journal of Applied Ichthyology* 16, 209-213.
- Sanz-Lázaro, C., Belando, M.D., Navarrete-Mier, F., Marín, A., 2011. Effects of wild fish and motile epibenthic invertebrates on the benthos below an open water fish farm. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 71, 22-30.
- Sarà, G., 2007. A meta-analysis on the ecological effects of aquaculture on the water column: Dissolved nutrients. *Marine Environmental Research* 63, 390-408.
- Sarà, G., Scilipoti, D., Mazzola, A., Modica, A., 2004. Effects of fish farming waste to sedimentary and particulate organic matter in a southern Mediterranean area (Gulf of Castellammare, Sicily): a multiple stable isotope study ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$). *Aquaculture* 234, 199-213.
- Sarà, G., Scilipoti, D., Milazzo, M., Modica, A., 2006. Use of stable isotopes to investigate dispersal of waste from fish farms as a function of hydrodynamics. *Marine Ecology Progress Series* 313, 261-270.
- Scott, R.J., 2004. Environmental fate and effect of chemicals associated with Canadian freshwater aquaculture a scientific review of the potential environmental effects of aquaculture in aquatic ecosystems pp. 67-117.
- Schaanning, M.T., Hansen, P.K., 2005. The suitability of electrode measurements for assessment of benthic organic impact and their use in a management system for marine fish farms, in: Hargrave, B. (Ed.), *Environmental Effects of Marine Finfish Aquaculture*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, pp. 381-408.
- Schmidt, L.J., Gaikowski, M.P., Gingerich, W.H., 2006. Environmental assessment for the use of hydrogen peroxide in aquaculture for treating external fungal and bacterial diseases of cultured fish and fish eggs, in: Survey, U.S.G. (Ed.). *Upper Midwest Environmental Sciences Center, La Crosse*, pp. 180.
- Sørnum, H., L'Abée-Lund, T.M., 2002. Antibiotic resistance in food-related bacteria—a result of interfering with the global web of bacterial genetics. *International Journal of Food Microbiology* 78, 43-56.
- Stigebrandt, A., Aure, J., Ervik, A., Kupka, P., 2004. Regulating the local environmental impact of intensive marine fish farming. III. A model for estimation of the holding capacity in the Modelling-Ongrowing fish farm-Monitoring system. *Aquaculture* 234, 239-261.

- Sutherland, T.F., Levings, C.D., Petersen, S.A., Poon, P., Piercey, B., 2007. The use of meiofauna as an indicator of benthic organic enrichment associated with salmonid aquaculture. *Marine Pollution Bulletin* 54, 1249-1261.
- Telfer, T.C., Baird, D.J., McHenry, J.G., Stone, J., Sutherland, I., Wislocki, P., 2006. Environmental effects of the anti-sea lice (*Copepoda: Caligidae*) therapeutant emamectin benzoate under commercial use conditions in the marine environment. *Aquaculture* 260, 163-180.
- Templado, J., Ballesteros, E., Galparsoro, I., Borja, Á., Serrano, A., Martín, L., Brito, A., 2012. Guía interpretativa. Inventario español de hábitats marinos. (Ed.). Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, pp.231.
- Terlizzi, A., De Falco, G., Felling, S., Fiorentino, D., Gambi, M.C., Cancemi, G., 2010. Effects of marine cage aquaculture on macrofauna assemblages associated with *Posidonia oceanica* meadows. *Italian Journal of Zoology* 77, 362-371.
- Tett, P., Carreira, C., Mills, D., Van Leeuwen, S., Foden, J., Bresnan, E., Gowen, R., 2008. Use of a Phytoplankton Community Index to assess the health of coastal waters. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 65, 1475-1482.
- Tett, P., Gowen, R., Mills, D., Fernandes, T., Gilpin, L., Huxham, M., Kennington, K., Read, P., Service, M., Wilkinson, M., Malcolm, S., 2007. Defining and detecting undesirable disturbance in the context of marine eutrophication. *Marine Pollution Bulletin* 55, 282-297.
- Tomassetti, P., Porrello, S., 2005. Polychaetes as indicators of marine fish farm organic enrichment. *Aquaculture International* 13, 109-128.
- Underwood, A., 1991. Beyond BACI: Experimental designs for detecting human environmental impacts on temporal variations in natural populations. *Marine and Freshwater Research* 42, 569-587.
- Underwood, A.J., 1993. The mechanics of spatially replicated sampling programmes to detect environmental impacts in a variable world. *Australian Journal of Ecology* 18, 99-116.
- Underwood, A.J., 1994. On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecological Applications* 4, 3-15.
- Underwood, A.J., 1997. Experiments in ecology. Their logical and interpretation using analysis of variance, 8 ed. Press syndicate of the University of Cambridge, Cambridge, p.524.
- Valdemarsen, T., Kristensen, E., Holmer, M., 2009. Metabolic threshold and sulfide-buffering in diffusion controlled marine sediments impacted by continuous organic enrichment. *Biogeochemistry* 95, 335-353.
- Valdemarsen, T., Kristensen, E., Holmer, M., 2010. Sulfur, carbon, and nitrogen cycling in faunated marine sediments impacted by repeated organic enrichment. *Marine Ecology Progress Series* 400, 37-53.
- Van Dover, C.L., Grassle, J.F., Fry, B., Garritt, R.H., Starczak, V.R., 1992. Stable isotope evidence for entry of sewage-derived organic material into a deep-sea food web. *Nature* 360, 153-156.
- Viana, I.G., Aboal, J.R., Fernández, J.A., Real, C., Villares, R., Carballeira, A., 2010. Use of macroalgae stored in an Environmental Specimen Bank for application of some European Framework Directives. *Water Research* 44, 1713-1724.
- Viana, I.G., Fernández, J.A., Aboal, J.R., Carballeira, A., 2011. Measurement of $\delta^{15}\text{N}$ in macroalgae stored in an environmental specimen bank for

- regional scale monitoring of eutrophication in coastal areas. *Ecological Indicators* 11, 888-895.
- Viéitez, J.M., 2004. Fauna ibérica. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Madrid, pp.530.
- Vilas, F., Bernabeu, A.M., Méndez, G., 2005. Sediment distribution pattern in the Rias Baixas (NW Spain): main facies and hydrodynamic dependence. *Journal of Marine Systems* 54, 261-276.
- Villares, R., Carballeira, A., 2006. Trophic categorization in the Rias Baixas (NW Spain): nutrients in water and in macroalgae. *Scientia Marina* 70(1), 89-97.
- Villares, R., Puente, X., Carballeira, A., 2002. Seasonal variation and background levels of heavy metals in two green seaweeds. *Environmental Pollution* 119, 79-90.
- Villares, R., Puente, X., Carballeira, A., 2001. *Ulva and Enteromorpha* as indicators of heavy metal pollution. *Hydrobiologia* 462, 221-232.
- Villares, R., Real, C., Fernández, J.A., Aboal, J.R., Carballeira, A., 2007. Use of an environmental specimen bank for evaluating the impact of the Prestige oil spill on the levels of trace elements in two species of *Fucus* on the coast of Galicia (NW Spain). *Science of the Total Environment* 374, 379-387.
- Vita, R., Marín, A., Madrid, J.A., Jiménez-Brinquis, B., Cesar, A., Marín-Guirao, L., 2004. Effects of wild fishes on waste exportation from a Mediterranean fish farm. *Marine Ecology Progress Series* 277, 253-261.
- Vizzini, S., Savona, B., Caruso, M., Savona, A., Mazzola, A., 2005. Analysis of stable carbon and nitrogen isotopes as a tool for assessing the environmental impact of aquaculture: a case study from the western Mediterranean. *Aquaculture International* 13, 157-165.
- Warwick, R.M., 1988a. Analysis of community attributes of the macrobenthos of Frierfjord/Langesundfjord at taxonomic levels higher than species. *Marine Ecology Progress Series* 46, 167-170.
- Warwick, R.M., 1988b. The level of taxonomic discrimination required to detect pollution effects on marine benthic communities. *Marine Pollution Bulletin* 19, 259-268.
- Wilding, T.A., 2011. A characterization and sensitivity analysis of the benthic biotopes around Scottish salmon farms with a focus on the sea pen *Pennatula phosphorea* L. *Aquaculture Research* 42, 35-40.
- Wildish, D.J., 1999. A Recommended Method for Monitoring Sediments to Detect Organic Enrichment from Mariculture in the Bay of Fundy. (Ed.), Technical Report from the Biological Station. Fisheries and Oceans Canada Biological Station, pp. 45
- Wildish, D.J., Dowd, M., Sutherland, T.F., Levings, C.D., 2004. Near-Field Organic Enrichment from Marine Finfish Aquaculture in: Canada, F.A.O. (Ed.), A Scientific Review of the Potential Environmental Effects of Aquaculture in Aquatic Ecosystems 3, pp. 117.
- Wildish, D.J., Hargrave, B.T., MacLeod, C., Crawford, C., 2003. Detection of organic enrichment near finfish net-pens by sediment profile imaging at SCUBA-accessible depths. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 285– 286, 403-413.
- Wildish, D.J., Pohle, G.W., 2005. Benthic Macrofaunal Changes Resulting from Finfish Mariculture, in: Hargrave, B. (Ed.), *Environmental Effects of Marine Finfish Aquaculture*. Springer Berlin Heidelberg, pp. 275-304.
- Wilson, S., Blake, C., Berges, J.A., Maggs, C.A., 2004. Environmental tolerances of free-living coralline algae (maërl): implications for European marine conservation. *Biological Conservation* 120, 279-289.

Willis, K.J., Gillibrand, P.A., Cromey, C.J., Black, K.D., 2005. Sea lice treatments on salmon farms have no adverse effects on zooplankton communities: a case study. *Marine Pollution Bulletin* 50, 806-816.

Wu, R.S.S., 1995. The environmental impact of marine fish culture: Towards a sustainable future. *Marine Pollution Bulletin* 31, 159-166.

Glosario

Foto Dr. Mariano Lastra Valdor



Acuicultura

Cultivo de organismos acuáticos en áreas continentais ou costeiras, que implica a intervención no proceso de crianza para mellorar a produción e a propiedade individual ou empresarial do stock cultivado.

Anisotropía

Este termo referido á área de influencia dun foco emisor de contaminantes indica que a contaminación varía segundo a dirección en que é examinada. O termo oposto é isotropía.

ANOVA

Análise da varianza. Procedemento estatístico de gran robustez para a asunción de variabilidade e contraste de hipóteses. Este procedemento, no seu deseño máis sinxelo, desenvolve un contraste de hipóteses estatísticas, que afecta simultaneamente os valores medios ou esperados de poboacións (variables aleatorias) con distribución normal e idénticas varianzas.

Anóxica

Condición da auga ou do sedimento con nula ou extremadamente baixa dispoñibilidade de osíxeno disolto, habitualmente menor do 1% da correspondente en saturación. Xeralmente, a anoxia relaciónase con cargas orgánicas excesivas de tal forma que o consumo de osíxeno polas bacterias é maior que a subministración de osíxeno.

Antrópica

O orixinado pola actividade humana. Tamén se di actividade antropoxénica.

Agregación

Grupo de especies que explotan o mesmo tipo de ambiente de xeito similar.

Antifouling

Antiincrustante ou composto químico que elimina os organismos que colonizan as superficies artificiais. Xeralmente refírese a pinturas ou produtos antiincrustantes formados por unha resina na que se dissolveu algún pigmento que ao produto e outros produtos como os biocidas, que serán os que evitarán que se fixen as algas e demais formas de vida. Como biocida utilízase normalmente algunha forma química do cobre.

Bentónico

Tamén béntico, referido ao que está ou sucede no fondo dun corpo de auga. Son organismos bentónicos aqueles que viven intimamente ligados ao leito acuático independentemente da súa natureza.

Biocenose

Grupo de organismos que forman unha comunidade natural determinada pola condicións do ambiente ou ecosistema local.

Bioindicador ou monitor biolóxico (biomonitor)

Calquera especie, ou grupo de especies, capaz de informar sobre a saúde do ecosistema ou do medio. En función do organismo seleccionado e o seu uso, pódese distinguir diferentes tipos de biomonitores. Habitualmente utilízase a presenza ou a abundancia dunha especie como carácter indicador, pero tamén se poden usar respostas bioquímicas, fisiolóxicas ou do comportamento. Frecuentemente utilízase a análise corporal de elementos ou compostos, entón fálase de bioindicadores da contaminación por acumulación (bioacumulador). Cando se utiliza a composición ou estrutura dunha comunidade biolóxica como monitor entón coñécese como monitor biointegrador.

Biomonitorización

É o uso continuado de organismos ou respostas biolóxicas na vixilancia da calidade ambiental.

Bolso

Tamén copo, é a rede que colga do dispositivo flotante e que encerra os peixes na explotación. A rede pode ser de diferente tamaño de poro e materiais. Ás veces o bolso rodéase dunha segunda malla de protección fronte a depredadores (i.e. delfíns) de poro máis ancho e máis resistente.

Circalitoral

Franxa do medio mariño que se estende dende o límite inferior infralitoral -que alcanza as algas fotófilas e as fanerógamas mariñas- ata a profundidade máxima compatible coa vida das algas esciófilas ou ata o bordo da plataforma continental se se seguen criterios batimétricos. A maior profundidade encóntranse os pisos batial (zona do noiro continental) e abisal (grandes fondos e chairas oceánicas).

Coloide

Tamén denominado suspensión coloidal, é un sistema formado por dúas fases: unha continua (fluída) e outra dispersa en forma de partículas (sólida). As partículas nos coloides son microscópicas (1nm-1mm), e unha das principais propiedades é a súa tendencia espontánea a agregarse formando coágulos.

Dioxinas

Son compostos químicos que se producen a partir de procesos de combustión que implican o cloro. Habitualmente o termo aplícase indistintamente tanto ás policlorodibenzodioxinas (PCDD) coma aos furanos (policlorodibenzofuranos, PCDF). Son recoñecidos contaminantes ambientais

persistentes. Debido á súa persistencia no medio e afinidade polas graxas acumúlanse doadamente ao longo da cadea alimentaria.

Detrítico-sedimentario

Fondo formado pola sedimentación e compresión de partículas de materiais xeolóxicos ou bioxénicos preexistentes.

Disco de Secchi

Disco de avaliación da transparencia. É un instrumento que permite medir a penetración luminosa, e polo tanto a turbidez, en masas de auga.

Deseños BACI (*Before and After - Control - Impact*)

Deseño experimental óptimo para estudos ambientais que considera a mostraxe antes e despois de comezar un impacto, tendo en conta localidades control. Se non se considerasen zonas control, a posibilidade de que un cambio observado fose causado por algún outro fenómeno podería ser excluída. Do mesmo modo, se só existisen datos de zonas de impacto e control posteriores ao fenómeno de estudo as diferenzas observadas só serían válidas se ambas as dúas fosen idénticas en ausencia de impacto.

Draga Van-Veen

É unha das dragas máis utilizadas para a extracción de mostras bentónicas en fondos brandos en estudos. Destaca especialmente pola súa sinxeleza e por non necesitar grandes equipamentos no barco onde se vaia utilizar. Está composta por dúas cubetas de mostraxe suxeitas a dous brazos longos que actúan a xeito de panca e facilitan o peche da draga.

Epífito

Provén do grego *epi* (sobre) e *phyton* (planta), refírese a calquera planta que medra sobre outro vexetal usándoo só como soporte, sen ser parasito.

Escalado multidimensional (MDS, *MultiDimensional scaling*)

Técnica estatística de escalado multidimensional para a ordenación dos datos multivariantes.

Estatístico

É unha función medible que, dada unha mostra estatística de valores, serve para estimar un determinado parámetro da distribución da que procede a mostra.

Estado cero

É o resultado dun estudo preciso sobre o estado pre-operativo a unha instalación ou actividade humana das características do ecosistema que pode verse potencialmente afectado. O estado supón unha referencia relevante para o plan de vixilancia ambiental futura.

Estudo do Impacto Ambiental (EsIA)

O estudo de impacto ambiental constitúe o documento básico para o proceso de avaliación do impacto ambiental. É un estudo técnico, obxectivo, de carácter pluri e interdisciplinario, que se realiza para predicir os impactos ambientais que poden derivarse da execución dun proxecto, creación ou modificación dunha normativa existente..., permitindo a toma de decisións sobre a viabilidade ambiental deste.

Eutrofización

Proceso de degradación do medio debido ao enriquecemento natural ou artificial dos nutrientes dun corpo de auga (nutrición), asociado a extensas floracións algais (planctónicas ou bentónicas) e a conseguinte redución do osíxeno disolto.

Avaliación de Impacto Ambiental (AIA)

Procedemento técnico-administrativo que permite identificar, prever e interpretar os impactos ambientais que producirá un proxecto no seu contorno co fin de que a Administración competente poida aceptalo, rexeitalo ou modificalo. Comprende as seguintes actuacións:

- Solicitude de sometemento do proxecto a avaliación de impacto ambiental polo promotor, acompañada do documento inicial do proxecto.
- Determinación de alcance do estudo de impacto ambiental polo órgano ambiental, logo da consulta ás administracións públicas afectadas e, de ser o seu caso, ás persoas interesadas.
- Elaboración do estudo de impacto ambiental polo promotor do proxecto.
- Evacuación do trámite de información pública e de consultas ás administracións públicas afectadas e a persoas interesadas polo órgano substantivo.
- Emisión da declaración de impacto ambiental polo órgano ambiental, a cal se fará pública.

Fallowing

Barbeito ou parada entre períodos de produción. O barbeito pódese utilizar como unha medida de rehabilitación do medio despois da alteración sufrida durante unha ou varias fases de cultivo.

Fondo de maërl

Son fondos sedimentarios constituídos pola acumulación de talos de algas vermellas calcarias libres e arbusculares. Estes fondos de algas vermellas

coralinas son hábitats que gozan dun alto nivel de protección na UE e son relativamente comúns nas nosas costas.

Fouling

Conxunto de organismos acuáticos que se adhiren e medran sobre obxectos somerxidos, como cascos de barcos, estruturas de peiraos, redes de gaiolas e balsas.

Xenotipo

Conxunto de xenes característicos de cada especie, vexetal ou animal, é dicir, o xenotipo son os xenes en formato de ADN que un ser vivo recibe de herdanza de parte dos seus dous proxenitores, e que polo tanto se encontra conformado polas dúas dotacións de cromosomas que conteñen a información xenética do ser en cuestión.

Graos de liberdade (g.l.)

Os graos de liberdade son un estimador do número de categorías independentes nun test particular ou experimento estatístico. O número de graos de liberdade para un conxunto de datos é o número de valores mostral que pode variar despois de que certas restricións sexan impostas a todos os valores dos datos.

Gráficos de burbulla

Bubble plots. Representación dunha variable con puntos de diámetros proporcionais ao valor desta.

Hipótese nula (H_0)

Hipótese construída para anular ou refutar, co obxectivo de apoiar unha hipótese alternativa. A hipótese nula é a hipótese que se contrasta, e se presume verdadeira ata que unha proba estatística indique o contrario.

Se a hipótese nula non se rexeita, isto quere dicir que sexa verdadeira. Se se rexeita a hipótese nula é porque se asume como correcta unha hipótese complementaria que se denomina hipótese alternativa e se denota por H^1 .

Hipoxia

Condición da auga ou do sedimento con reducida dispoñibilidade de osíxeno disolto, inferior ao 30% do osíxeno en saturación.

Homocedasticidade

Fálase de homocedasticidade cando o erro cometido polo modelo estatístico ten sempre a mesma varianza.

Índice de diversidade de Shannon-Wiener (H')

O índice de Shannon-Wiener úsase para medir a diversidade específica dunha comunidade. O índice considera a cantidade de especies presentes na área de estudo (riqueza de especies) e a cantidade relativa de individuos de cada unha desas especies (abundancia). Este índice exprésase en bit (logaritmo en base 2) e normalmente toma valores entre 1 e 4,5.

Índice de equidade de Pielou (J)

Índice que mide a proporción da diversidade observada con relación á máxima diversidade esperada se se mantivesen igual número de especies e número total de individuos. O seu valor vai de 0 a 1, de forma que 1 corresponde a situacións onde todas as especies son igualmente abundantes e representa a máxima complexidade estrutural.

Krigging

O *krigeado* é un método xeoestadístico avanzado de estimación de puntos que utiliza un modelo de variograma para a obtención de datos. Esta técnica

ca de interpolación asume que os datos recollidos dunha determinada po-
boación se encontran correlacionados no espazo de tal forma que: "*puntos
próximos no espazo tenden a ter valores máis parecidos que os puntos máis
distantes*". Xera unha superficie estimada a partir dun conxunto de puntos
dispersados e proporciona algunha medida de certeza ou precisión das pre-
dicións.

Infaunal

Referido aos organismos que no caso dun fondo sedimentario viven entre as
partículas. Escavan e desprázanse no interior do substrato.

Infra ou sublitoral

Franxa do medio mariño que comprende os fondos mariños permanen-
temente somerxidos, ou moi raramente emerxidos, dende o nivel infe-
rior da baixamar ata a profundidade máxima compatible co desenvolvemento
de fanerógamas mariñas e algas fotófilas, o cal depende do grao
de transparencia da auga. Non adoita superar os 15-20 m nas costas
atlánticas.

Macrófito

Os macrófitos engloban distintos grupos de comunidades vexetais. O termo
macrófito refírese ás plantas acuáticas visibles a simple vista, entre as que
se encontran principalmente plantas vasculares acuáticas, aínda que se in-
clúen tamén briófitos, microalgas e cianobacterias. Xeralmente recoñécense
tres formas de macrófitos: flotantes, mergullados e emerxidos.

Meso ou intermareal

Franxa do medio mariño afectada polo varrido das ondas e as mareas, polo
que está sometida a inmersións e emersións periódicas. Nas costas atlán-
ticas galegas esta franxa ten unha notable amplitude de ata 4,5 m debido á
oscilación mareal.

Multivariante

Tratamento de datos conxunto para múltiples variables.

Nectónico

Relativo ao conxunto de organismos peláxicos que nadan activamente, ca-
paces de moverse independentemente das correntes de auga. O concepto
aplícase por igual tanto aos sistemas de auga doce coma aos oceánicos.

Nivel de significación

O nivel de significación defínese como a probabilidade de rexeitar erronea-
mente a hipótese nula.

Nomograma

Diagrama bidimensional que permite o cálculo gráfico aproximado dunha
función.

Norma de Calidade Ambiental (NCA)

Concentración dun determinado contaminante ou grupo de contaminantes
na auga, os sedimentos ou a biota, que non debe superarse, en prol da pro-
tección da saúde humana e o medio. Este limiar pode expresarse como Con-
centración Máxima Admisible (NCA-CMA) ou como Media Anual (NCA-MA).

Normóxica

Condición normal de osixenación do medio (auga ou sedimento)

Offshore, Off the coast, Coastal

Mar aberto, lonxe da costa, preto da costa. Refírese á clasificación das
granxas mariñas que dá a FAO respecto ao tipo de situación no mar.

PERMANOVA

Análise multivariante da varianza mediante permutacións, equivalente ao ANOVA univariante.

Perturbacións non Desexadas (PnD)

Cambios ocasionados polo cultivo que son intolerables, non só na ZEP, senón tamén no seu contorno.

pH

A sigla refírese ao potencial de hidróxeno, que é unha medida da acidez ou alcalinidade dun medio. É o logaritmo inverso en base 10 da actividade dos ións hidróxeno. Varía de 0 a 14. Os medios con $\text{pH} \approx 7$ son neutros, con $\text{pH} < 7$ son ácidos e con $\text{pH} > 7$ alcalinos.

Planctónico

Relativo aos organismos que derivan pasivamente ou nadan debilmente na columna de auga.

Plan de Vixilancia Ambiental (PVA)

O plan de vixilancia ambiental é un sistema que permite coñecer a evolución do medio en relación aos prognósticos realizados no EsIA, e valorar se estas se están a cumprir. Trátase dun estudo dinámico que pode ser modificado a teor das observacións realizadas.

Poliquetos

É a clase máis numerosa dos anélidos. Son animais acuáticos, case exclusivamente mariños, caracterizados por portar en cada segmento un par de parápodos ou extensións laterais, dotados de numerosas quetas. Literal-

mente *Polychaeta* significa: "moitas serdas". O seu tamaño é moi variable de $< 1\text{mm}$ ata $> 3\text{m}$.

Potencial redox (Eh)

É unha medida da actividade dos electróns no sedimento. Está relacionado co pH e co contido de osíxeno. Mide a actividade dos electróns e exprésase en mv. En función do Eh pódense distinguir diferentes zonas no sedimento, fundamentalmente a oxidada ($> 200\text{ mv}$) e a reducida con potencial negativo ($< 0\text{ mv}$).

Produtores primarios

Son os organismos por onde entra a enerxía nos ecosistemas. Os principais produtores primarios do medio mariño son as algas, que mediante o proceso da fotosíntese captan a enerxía luminosa que procede do sol e convértena en enerxía química, coa concorrencia de CO_2 , auga e nitróxeno. No medio mariño distínguese entre produción primaria bentónica e planctónica á realizada polas macroalgas e polas microalgas (fitoplancto), respectivamente.

Sinal isotópico do N ($\delta^{15}\text{N}$)

É a ratio dos isótopos estables do N -o isótopo máis pesado (^{15}N) fronte ao máis lixeiro (^{14}N)- determinada no medio ou nos organismos. O $\delta^{15}\text{N}$ indica a desviación da composición da mostra fronte ao valor estándar internacional.

Sonda multiparamétrica (CTD)

Conxunto de sensores para a determinación de variables físicas, químicas e/ou biolóxicas da columna de auga. A máis sinxela e amplamente utilizada é a sonda tipo CTD (acrónimo en inglés de condutividade, temperatura e profundidade), aínda que se adoitan incorporar outros sensores para medir, osíxeno disolto, clorofilas e turbidez.

Sostibilidade

Que satisfai as necesidades das xeracións presentes sen comprometer as posibilidades das do futuro para atender as súas propias necesidades.

Supralitoral

Franxa do medio mariño sometida á influencia directa da humectación e das salpicaduras do mar, pero que nunca queda mergullada nin sometida ao varrido das ondas.

Tanatomasa

Masa de orixe vexetal ou animal representativa de organismos mortos cuxos restos permanecen na comunidade. Normalmente trátase de restos calcarios persistentes durante un tempo prolongado.

Test de Friedman

É un test non paramétrico equivalente a ANOVA para medidas repetidas. O método consiste en ordenar os datos por filas ou bloques, substituíndoos pola súa respectiva orde. A H_0 que se contrasta é que as respostas asociadas a cada un dos tratamentos teñen a mesma distribución de probabilidade ou distribucións coa mesma mediana, fronte á hipótese alternativa de que polo menos a distribución dunha das respostas difire das demais. Para poder utilizar esta proba as respostas deben ser variables continuas e estar medidas polo menos nunha escala ordinal.

Test de Kruskal-Wallis

É unha proba estatística moi axeitada para comparar poboacións cuxas distribucións non son normais. Mesmo cando as poboacións son normais, este

contraste funciona moi ben. Tamén é adecuado cando as desviacións típicas dos diferentes grupos non son iguais entre si. O Anova dun factor é moi robusto e só se ve afectado cando as desviacións típicas difiren en gran magnitude. Na proba de Kruskal-Wallis a H_0 é que as k medianas son todas iguais.

Test Post Hoc de Student-Newman-Keuls (SNK)

Test *a posteriori* dun ANOVA para determinar diferenzas entre as medias dos distintos niveis dun determinado factor.

Test de similaridade SIMPER

Similarity percentage. Test estatístico que determina a porcentaxe de disimilitude entre dous conxuntos de datos multivariantes e a contribución de cada variable á disimilitude obtida.

Test de Wilk-Shapiro

Baséase en estudar o axuste dos datos sobre un gráfico probabilístico no que cada dato é un punto. O valor de abscisa é o valor observado de probabilidade para un valor determinado da variable, e o de ordenada o valor esperado de probabilidade. O estatístico W de Shapiro-Wilks mide a forza do axuste cunha recta. Canto maior sexa este estatístico maior desacordo habrá coa recta de normalidade, polo que poderemos rexeitar a hipótese nula. Este test está considerado como a proba máis potente para mostras inferiores a 30 casos.

Transecto

En ecoloxía é un tipo de disposición das unidades de mostraxe ao longo dunha liña ou corredor situado ao azar ou na dirección dun gradiente ambiental. Á súa vez as UM pódense dispoñer no transecto a intervalos regulares, de xeito azaroso, seguindo unha escala exponencial.

Unidade de Turbidez Nefelométrica (NTU)

Nefelometric Turbidity Unit. Especificamente detalla unha técnica analítica baseada na dispersión da luz por partículas en suspensión no seo dunha disolución, medindo o feixe de luz na dirección que forma un ángulo recto (90°). Utilizan formazina como patrón de referencia, aínda que existen outras suspensións de polímeros como patrón máis estables dispoñibles no mercado, e recoñécense como unha alternativa aceptable.

Varianza

Constante que representa unha medida de dispersión media dunha variable aleatoria, respecto ao seu valor medio ou esperado. Pode interpretarse como medida de "variabilidade" da variable.

Variograma (semivariograma)

É unha ferramenta que permite analizar o comportamento espacial dunha variable sobre unha área definida, obtendo como resultado a influencia dos datos a diferentes distancias. A taxa de crecemento do variograma coa distancia indica que rápido a influencia dun foco decae coa distancia. Cando non hai máis correlación entre as mostras o variograma alcanza o seu valor límite. Esta distancia crítica ou "rango" dá unha definición máis precisa da noción de "zona de influencia". A partir dos datos proporcionados polo variograma teórico realízase a estimación por *krigeaxe*.

Zona A

Zona que recibe as modificacións do cultivo de forma directa. Localízase dentro da ZEP debaixo das unidades de cultivo ou nas súas proximidades.

Zona B

Zona B ou periferia da ZEP. Cinto de 50 m arredor dos límites da concesión administrativa dunha instalación de cultivos mariños.

Zona C

Zona de referencia ou control para o establecemento da variabilidade natural, fronte á que se comparan as zonas A e B.

Zona de Efectos Permitidos (ZEP)

Área de fondo mariño e volume da masa de auga receptora onde a autoridade competente permite aos produtores algunha alteración dos niveis de determinados indicadores ambientais, definidos polas normas de calidade ambiental —establecidos por grupos de expertos sobre a base de estudos pilotos ou datos existentes—, producindo un efecto negativo sobre o ecosistema que sexa.

Anexos

(Foto. Dr. Javier Cremades Ugarte)



ANEXO I

Normas nacionais e internacionais e lexislación de referencia

Normas nacionais e internacionais

- ISO. Calidade da auga. Determinación da condutividade eléctrica. ISO 7888: 1985.
- ISO. Calidade da auga. Determinación de osíxeno disolto mediante un método electroquímico a través dun sensor. ISO 5814: 1990.
- ISO. Calidade da auga. Determinación da turbidez. ISO 7027: 1999.
- ISO. Calidade do solo. Determinación do potencial redox. Método de terreo. ISO 11271: 2002.
- ISO. Calidade da auga. Mostraxe. Parte 3: guía para a conservación e manipulación das mostras de auga. ISO 5667 -3: 2003.
- ISO. Calidade da auga. Mostraxe. Parte 19: liñas directrices para a mostraxe de sedimentos no medio mariño. ISO 5667 -19: 2004.
- ISO. Directrices para a mostraxe cuantitativa e o tratamento de mostras da macrofauna dos fondos brandos mariños. ISO 16665: 2005.
- ISO. Calidade da auga. Mostraxe. Parte 1: liñas directrices para a concepción de programas e técnicas de mostraxe. ISO 5667 -1: 2006.
- ISO. Calidade da auga. Liñas directrices para a realización de estudos biolóxicos mariños de poboacións de substrato duro. ISO 19493: 2007.
- ISO. Calidade da auga. Determinación do pH. ISO 10523: 2008

- ISO. Calidade da auga. Mostraxe. Parte 15: guía para a conservación e manipulación de mostras de lama e sedimentos. ISO 5667 -15: 2010.

Lexislación de referencia

Lexislación acuicultura

Lexislación autonómica zona marítima

1. Lei 11/2008, do 3 de decembro, de pesca de Galicia. DOG núm. 243 do 16/12/2008.
2. Lei 1/2009, do 15 de xuño, de modificación da Lei 11/2008, do 3 de decembro, de pesca de Galicia. DOG núm. 116 do 16/06/2009.
3. Lei 6/2009, do 11 de decembro, de modificación da Lei 11/2008, do 3 de decembro, de pesca de Galicia. DOG núm. 243 do 15/12/2009.
4. Decreto 406/1996, do 7 de novembro, polo que se aproba o Regulamento de viveiros de cultivos mariños nas augas de Galicia. DOG núm. 228, do 21/11/1996.
5. Decreto 174/2002, do 10 de maio, polo que se modifica o Regulamento de viveiros de cultivos mariños nas augas de Galicia, aprobado polo Decreto 406/1996, do 7 de novembro (DOG núm. 97, do 22 de maio de 2002).
6. Orde do 28 de xaneiro de 1998 pola que se determinan as características das placas identificativas dos viveiros de cultivos mariños nas augas de Galicia. DOG núm. 30, do 13/02/1998.
7. Decreto 338/1999, do 3 de decembro, polo que se modifica o Regulamento de viveiros de cultivos mariños nas augas de Galicia, aprobado polo Decreto 406/1996, do 7 de novembro. DOG núm. 251, do 30/12/1999.

8. Orde do 17 de setembro de 1998 pola que se regula o procedemento para o outorgamento de autorizacións temporais de carácter experimental en polígonos de viveiros de cultivos mariños. DOG núm. 188, do 28/09/98.
9. Orde do 15 de xuño de 1999 pola que se regula o procedemento para a transmisión da titularidade das concesións dos viveiros de cultivos mariños nas augas de Galicia. DOG núm. 126, do 02/07/1999.
10. Orde do 7 de outubro de 1999 pola que regula o procedemento para a transmisión *mortis causa* da titularidade das autorizacións temporais de carácter experimental nos polígonos de viveiros. DOG núm. 207, do 26/10/1999.
11. Orde do 17 de novembro de 1999 pola que se regula o procedemento para o outorgamento de prórrogas das concesións dos viveiros de cultivos mariños nas augas de Galicia. DOG núm. 245, do 22/12/99.
12. Orde do 17 de decembro de 1999 pola que se regula o procedemento para o outorgamento de prórrogas das autorizacións temporais de carácter experimental nos polígonos de viveiros. DOG núm. 13, do 20/01/2000.
13. Orde do 8 de maio de 2000 que modifica a do 15 de xuño de 1999, pola que se regula o procedemento para a transmisión da titularidade das concesións de viveiros de cultivos mariños nas augas de Galicia. DOG núm. 95, do 18/05/2000.
14. Orde do 18 de abril de 2001 pola que se regula o procedemento que rexirá a permuta de puntos de fondeo e os cambios de sistema, localización e cultivo nos viveiros de cultivos mariños. DOG núm. 83, do 30/04/2001.

Avaliación do impacto ambiental de proxectos (lexislación estatal)

1. Lei 21/2013, do 9 de decembro, de avaliación ambiental. BOE núm. 296, do 11 de decembro de 2013.

2. Orde ARM/2656/2008, do 10 de setembro, pola que se aproba a instrución da planificación hidrolóxica.
3. Real decreto 60/2011, do 21 de xaneiro, sobre as normas de calidade ambiental no contorno da política de augas.

Avaliación da incidencia ambiental de actividades (lexislación autonómica)

1. Lei 9/2013, do 19 de decembro, do emprendemento e da competitividade económica de Galicia. DOG núm. 247, do 27/12/2013.

Augas

1. Lei 9/2010, do 4 de novembro, de augas de Galicia. DOG núm. 222, do 18/11/2010
2. Real decreto legislativo 1/2001, do 20 de xullo, polo que se aproba o texto refundido da Lei de augas. BOE núm. 176, do 24/07/2001.

Sanidade animal

1. Lei 8/2003, do 24 de abril, de sanidade animal. BOE núm. 99, do 25/04/2003.
2. Real decreto 479/2004, do 26 de marzo, polo que se establece e regula o Rexistro xeral de explotacións gandeiras. BOE núm. 89, do 13-abril-2004.
3. Real decreto 1614/2008, do 3 de outubro, relativo aos requisitos zosanitarios dos animais e dos produtos da acuicultura, así como a prevención e o control de determinadas enfermidades dos animais acuáticos. BOE núm. 242, do 07/04/2008.

ANEXO II

Metodoloxía de mostraxe e análise normalizada

Este anexo recolle as fichas resumo de todas as variables de estado e explicativas sobre:

- Método de mostraxe: recursos humanos e materiais, procedemento de mostraxe e normativa aplicable.
- Análise en laboratorio: recursos humanos e materiais, procedementos analíticos e normativa aplicable.
- Interpretación de resultados: unidades, normas de calidade e observacións.

Orde de presentación das fichas resumo

Sistema bentónico

- Fondos de tipo detrítico-sedimentario

Variable de estado *Poboamento infaunal poliquetos*

Variables explicativas *Granulometría (FF)*

pH

Potencial redox (Eh)

Sinal isotópico do ¹⁵N (δ¹⁵N)

Contido en materia orgánica (MO)

Sulfuros totais libres (FST)

- Fondos rochosos

Variable de estado: *Biomasa (Kg.m⁻²) de organismos formadores do hábitat*

- Fondos de maërl

Variable de estado: *Relación biomasa/tanatomasa*

- Pradeira de fanerógamas mariñas

Variable de estado: *Densidade de feixes (nº/m²)*

Sistema peláxico

- Columna de auga

Variable de estado: *Clorofila-a (mg.l⁻¹)*

Variables explicativas: *Temperatura (°C)*

Salinidade (g.l⁻¹)

Turbidez (UNF)

Osíxeno disolto (mg.l⁻¹)

ANEXO III

Formularios tipo para a realización do PVA

Neste anexo pódese encontrar unha relación de formularios tipo para a mostraxe e determinación dalgún dos indicadores, así como o do Plan de vixilancia visual.

- ISO. Calidade da auga. Mostraxe. Parte 19: liñas directrices para a mostraxe de sedimentos no medio mariño. ISO 5667 -19: 2004.
- ISO. Directrices para a mostraxe cuantitativa e o tratamento de mostras da macrofauna dos fondos brandos mariños. ISO 16665: 2005.
- ISO. Calidade da auga. Liñas directrices para a realización de estudos biolóxicos mariños de poboacións de substrato duro. ISO 19493: 2007.

PLAN DE VIXILANCIA VISUAL

Concesión

ID concesión

Auditor

Data de autoría DATAS CONCESIÓN QUE REALIZOU

Limpeza dos fondos Limpeza das redes

Revisión das ancoraxes Revisión das redes

Antifouling Gasto Antibióticos Gasto

Outros tratamentos Gasto Reparacións Gasto

Observación da instalación

Realización vídeo Lonxitude Latitude

INDICADORES OBSERVADOS:

1. Plásticos (p.ex. bolsas de penso), redes, cebos e contrapesos restos metálicos. CUANTIFICACIÓN	<input type="text"/>
2. Acumulacións visibles de gránulos de penso nos fondos. CUANTIFICACIÓN	<input type="text"/>
3. Presenza no fondo de restos fouling. CUANTIFICACIÓN	<input type="text"/>
4. Presenza no fondo de tapices bacterianos de <i>Beggiata sp.</i> ou mantos diatomeas. CUANTIFICACIÓN	<input type="text"/>
5. Presenza no fondo de burbullo de gases de metano e sulfuros. CUANTIFICACIÓN	<input type="text"/>
6. Presenza de aceites, graxas, combustibles na capa superficial da auga. CUANTIFICACIÓN	<input type="text"/>
7. Na capa superficial olor manifesto a penso ou descomposición orgánica. CUANTIFICACIÓN	<input type="text"/>
8. Na capa superficial olor manifesto a penso ou descomposición orgánica. CUANTIFICACIÓN	<input type="text"/>
9. Presenza de animais escapados. CUANTIFICACIÓN	<input type="text"/>

Cuantificación para todos os indicadores, excepto escapes:

En máis do 15% do percorrido: valor: 0

Entre o 10-15% do percorrido: valor: 4

Entre o 5-10% do percorrido: valor: 6

Entre o 1-5% do percorrido: valor: 8

Menor ao 1%: valor: 10

Cuantificación para escapes:

Presenza: valor: 0

Presenza menor de 10 individuos: valor: 10

Valoración de vixilancia:

Todos os valores teñen valor 10:

Todos os valores teñen valor ≥8: valor: 10 (excelente)

De 1 a 3 indicadores teñen un valor igual a 6: valor: 8 (moi boa)

De 1 a 3 indicadores teñen un valor igual a 4: valor: 6 (boa)

De 2 ou máis indicadores teñen un valor igual a 0: valor: 4 (mala)

De 2 ou máis indicadores teñen un valor igual a 0: valor: 0 (pésima)

Asinado polo responsable da concesión

Asinado polo auditor

Formularios para mostras de auga, de sedimento e biolóxicas

Identificación do plan de vixilancia ambiental

Nivel de Vixilancia __. __ Data __ / __ / __

- Datos identificativos da granxa

DATOS DA EMPRESA			ENDEREZO DE CONTACTO	
Nome			Rúa / nº / piso / porta	
			Poboación	
			C.P. / Provincia	
			Teléfono	
CIF			Fax	
			Persoa de contacto	
			Correo electrónico	
DATOS DA CONCESIÓN				
Código			Nº de gaiolas	
Coordenadas	Lonxitude (X)	Latitude (Y)	Tipo (marca) de gaiolas	
Punto a			Profundidade máx	
Punto b			Tipo de cultivo especie 1	
Punto c			Tipo de cultivo especie 2	
Punto d			Producción anual total	

- Datos identificación do operador/entidade/empresa ambiental

DATOS DO OPERADOR AMBIENTAL		ENDEREZO DE CONTACTO	
Empresa		Rúa / nº / piso / porta	
		Poboación	
		C.P. / Provincia	
		Teléfono	
CIF		Correo electrónico	
		Fax	
		Coordinador da campaña	

Observacións

- Condicións oceanográficas (hora de baixamar e preamar, dirección da marea, dirección e forza da ondada, etc.).
- Condicións meteorolóxicas (dirección e forza do vento, % de cuberta de nubes, etc.).

Mostraxe de variables na columna de auga

Zona ou Transecto	Réplica	Lonxitude (X)	Latitude (Y)	Profundidade	Data (/ /)	Hora (:)	Equipo (marca)	Variable da mostraxe (profundidade, temperatura salinidade, turbidez osíxeno disolto, <i>clorofila-a</i>)
Zona A (ZEP)								
A	1							
A	2							
A	3							
A	4							
A	5							
A	6							
Zona B / Transecto 50 m								
T ₅₀	1							
T ₅₀	2							
T ₅₀	3							
T ₅₀	4							
T ₅₀	5							
T ₅₀	6							
Transecto 100-125 m								
T ₁₀₀	1							

Zona ou Transecto	Réplica	Lonxitude (X)	Latitude (Y)	Profundidade	Data (/ /)	Hora (:)	Equipo (marca)	Variable da mostraxe (profundidade, temperatura salinidade, turbidez osíxeno disolto, <i>clorofila-a</i>)
T ₁₀₀	2							
T ₁₀₀	3							
T ₁₀₀	4							
T ₁₀₀	5							
T ₁₀₀	6							
Transecto 200-250m								
T ₂₀₀	1							
T ₂₀₀	2							
T ₂₀₀	3							
T ₂₀₀	4							
T ₂₀₀	5							
T ₂₀₀	6							
Transecto 400-500m								
T ₄₀₀	1							
T ₄₀₀	2							
T ₄₀₀	3							
T ₄₀₀	4							

Zona ou Transecto	Réplica	Lonxitude (X)	Latitude (Y)	Profundidade	Data (/ /)	Hora (:)	Equipo (marca)	Variable da mostraxe (profundidade, temperatura salinidade, turbidez osíxeno disolto, <i>clorofila-a</i>)
T ₄₀₀	5							
T ₄₀₀	6							
....							
....							
....							

Observacións da mostraxe (incidencias, datos que se van desbotar, etc.):

Mostraxe de variables en sedimentos

Zona ou Transecto	Réplica	Lonxitude (X)	Latitude (Y)	Profundidade	Data (/ /)	Hora (:)	Dispositivo marca Core/Draga	Variable mostrada Comunidade poliquetos, pH-Eh, granulometría, $\delta^{15}\text{N}$,...
Zona A (ZEP)								
A	1							
A	2							
A	3							
A	4							
A	5							
...	...							
Zona B /Transecto 50 m								
T ₅₀	1							
T ₅₀	2							
T ₅₀	3							
T ₅₀	4							
T ₅₀	5							
...	...							
Transecto 100-125 m								
T ₁₀₀	1							

Zona ou Transecto	Réplica	Lonxitude (X)	Latitude (Y)	Profundidade	Data (/ /)	Hora (:)	Dispositivo marca Core/Draga	Variable mostrada Comunidade poliquetos, pH-Eh, granulometría, $\delta^{15}N$,...
T ₁₀₀	2							
T ₁₀₀	3							
T ₁₀₀	4							
T ₁₀₀	5							
...	...							
Transecto 200-250m								
T ₂₀₀	1							
T ₂₀₀	2							
T ₂₀₀	3							
T ₂₀₀	4							
T ₂₀₀	5							
....	...							
Transecto 400-500m								
T ₄₀₀	1							
T ₄₀₀	2							
T ₄₀₀	3							
T ₄₀₀	4							

Zona ou Transecto	Réplica	Lonxitude (X)	Latitude (Y)	Profundidade	Data (/ /)	Hora (:)	Dispositivo marca Core/Draga	Variable mostrada Comunidade poliquetos, pH-Eh, granulometría, $\delta^{15}\text{N}$,...
T ₄₀₀	5							
...	...							

Observacións da mostraxe (incidencias, datos que se van desbotar, etc.):

Mostraxe de variables biolóxicas

Fondos de maërl: *biomasa/tanatomasa* (raspado de toda a comunidade).

Zona ou Transecto	Réplica	Lonxitude (X)	Latitude (Y)	Profundidade	Data (/ /)	Hora (:)	Tamaño da cuadrícula	Biomasa/ Tanatomasa (%)
Zona PROBLEMA								
P	1							
P	2							
P	3							
P	4							
P	5							
...	...							
Zona CONTROL								
C	1							
C	2							
C	3							
C	4							
C	5							
...	...							

Observacións da mostraxe (incidencias, datos que se van desbotar, etc.):

Fondo rochoso: **Biomasa de macroalgas** (raspado de todas as macroalgas).

Zona ou Transecto	Réplica	Lonxitude (X)	Latitude (Y)	Profundidade	Data (/ /)	Hora (:)	Tamaño da cuadrícula	Biomasa (g ps.m ⁻²)
Zona PROBLEMA								
P	1							
P	2							
P	3							
P	4							
P	5							
...	...							
Zona CONTROL								
C	1							
C	2							
C	3							
C	4							
C	5							
...	...							

Observacións da mostraxe (incidencias, datos que se van desbotar, etc.):

Pradeira de fanerógamas: *densidade de feixes* (núm.m⁻²)

Zona ou Transecto	Réplica	Lonxitude (X)	Latitude (Y)	Profundidade	Data (/ /)	Hora (:)	Tamaño da cuadrícula (')	Número ou densidade de feixes
Zona PROBLEMA								
P	1							
P	2							
P	3							
P	4							
P	5							
...	...							
Zona CONTROL								
C	1							
C	2							
C	3							
C	4							
C	5							
...	...							

Observacións da mostraxe (incidencias, datos que se van desbotar, etc.):

Pradeira de fanerógamas: **cobertura** (mídese visualmente ao longo dun transecto lineal de ≈40 m estimando a porcentaxe de substrato ocupado por manchas de pradeira).

Zona ou Transecto	Réplica	Lonxitude (X)	Latitude (Y)	Profundidade	Data (/ /)	Hora (:)	Lonx. Total / Lonx. interceptada	Cobertura (% intercepción)
Zona PROBLEMA								
P	1							
P	2							
P	3							
P	4							
P	5							
...	...							
Zona CONTROL								
C	1							
C	2							
C	3							
C	4							
C	5							
...	...							

Observacións da mostraxe (incidencias, datos que se van desbotar, etc.):

ANEXO III

MOSTRAXE Sistema Bentónico: Fondos de Tipo detrítico-sedimentario Variable de estado: Poboamento infaunal de poliquetos			
RECURSOS	PROCEDEMENTO DA MOSTRAXE	NORMATIVA APLICABLE	
RECURSOS MATERIAIS	PREPARACIÓN		
Lista de materiais: <ul style="list-style-type: none"> • Embarcación • GPS • Mostradores: <ol style="list-style-type: none"> Draga tipo Van-Veen de 0,04 m² de superficie e 10 cm de penetración (válida cando sobe pechada e sen perda de material). core de 10 cm de diámetro. • Filtro con luz de malla de 1 mm. • Recipientes de plástico con peche estanco. • Formularios para a recollida de información in situ • Neveira de campo 		ISO 5667 - 1: 2006. Calidade da Auga. Mostraxe. Parte 1: Liñas directrices para a concepción de programas e técnicas de mostraxe. Nesta norma inclúense: <ul style="list-style-type: none"> • Definicións referentes aos tipos de mostraxes que se poden realizar. • O equipo de mostraxe xenérica, tanto para mostras de auga coma de sedimentos. • A preparación dunha campaña de mostraxe e de todo o equipo necesario. • Transporte, almacenamento e rexistro das mostras • Extraídas. 	
RECURSOS HUMANOS	RECOLLIDA		
Lista de recursos humanos: <ul style="list-style-type: none"> • 1 patrón de embarcación con título e equipo propio de mergullo • 2 técnicos con experiencia en utilización de dragas e sacabocados e con titulación e equipo propio de mergullo 	Tamaño mínimo da mostra será de 200 g Cantidade de mostras: segundo proposta de deseño experimental e nivel de vixilancia Procedemento: <ul style="list-style-type: none"> • Faise baixar o equipo verticalmente cara ao fondo mariño, a unha velocidade regular, evitando que se dispare o mecanismo. • Pechar a draga e comezar o ascenso da draga. • Filtrar a mostra in situ, baleirándoa nunha moega de lavado, a apertura de malla do filtro será de 1 mm, para eliminar os tamaños finos da mostra. • Introdúcese a mostra filtrada nun recipiente de plástico con peche estanco codificado. • Fixar a mostra nunha dilución de formaldehido, taponado con bórax, para neutralizar o pH da mostra Rexistro: <ul style="list-style-type: none"> • Cubrir o formulario de rexistro e codificar as mostras respecto ás posicións obtidas con GPS • Identificar cada mostra co código da mostra, o día da recollida e técnico responsable da mostraxe 	ISO 5667 - 15: 2009. Calidade da auga. Mostraxe. Parte 15: Guía para a conservación e manipulación de mostras de lama e sedimentos. Nesta norma inclúense: <ul style="list-style-type: none"> • Indicacións sobre o tipo de recipiente, condicións de conservación e de almacenamento dunha mostra de sedimento mariño segundo o parámetro de determinación. 	
	CONSERVACIÓN		
		Almacenamento en recipiente de plástico ou vidro. A conservación terá que ser en refrixerador de 1 a 5° C, durante un máximo de 24 h, se a identificación se vai realizar in situ. Pola contra, pódese almacenar durante un máximo de 3 meses sempre que se fixe a mostra con formaldehido (entre 37% e 41% en masa de formaldehido) neutralizada con bórax, por exemplo 2 g/l de bórax en po.	ISO 5667 - 19: 2004. Calidade da auga. Mostraxe. Parte 19: Guía para a mostraxe de sedimentos mariños. Nesta norma inclúense: <ul style="list-style-type: none"> • Dispositivos de mostraxe segundo tipo de sedimento • Formulario tipo de rexistro de mostras de sedimentos ISO 16665: 2005. Directrices para a mostraxe cuantitativa e o tratamento de mostras da macrofauna dos fondos brandos mariños. Nesta norma inclúense: <ul style="list-style-type: none"> • Determinación de tipo de mostraxe • Conservación de mostras • Formulario tipo

ANÁLISE EN LABORATORIO		
Sistema Bentónico: Fondos de tipo detrítico-sedimentario		Variable de estado: Poboamento infaunal de poliquetos
RECURSOS	PROCEDEMENTO DE ANÁLISE	NORMATIVA APLICABLE
<p>RECURSOS MATERIAIS</p> <p>Lista de materiais:</p> <ul style="list-style-type: none"> Filtros de 1 mm de luz de malla. Bandexas de plástico. Instrumentos de disección (pinzas, lancetas, etc). Flexo provisto dunha lupa. Lupa binocular. Microscopio. Claves de determinación. Equipos de protección persoal para produtos químicos 	<p>Procedemento:</p> <ul style="list-style-type: none"> Unha vez que chega a mostra ao laboratorio hai que escorrer a disolución de formol da mostra nun bidón apropiado para a súa eliminación controlada como tóxico perigoso, nunha campá de fluxo protexéndose con luvas e máscara, enxaugando con auga de mar utilizando un filtro cunha luz de malla de 1 mm. Sepáranse os poliquetos da totalidade da fauna do sedimento preferentemente nunha mesa de cristal con iluminación por debaixo para facilitar este labor. Identifícanse por grupos taxonómicos a un nivel de familia. Colócase o material clasificado en etanol ao 75%. Calcularanse os seguintes valores definitorios da estrutura da comunidade: <ul style="list-style-type: none"> Riqueza total e por localidade. Abundancias de familia total e por localidade. <p>Procedemento alternativo:</p> <p>Non fixar con formol as mostras ao recollelas e, unha vez no laboratorio, estender a mostra nunha bandexa e deixar cuberta con auga de mar durante toda a noite. Moitos organismos saen do sedimento e poden doadamente ser recollidos cunhas pinzas. Se non se vai continuar procesando a mostra, entón fixar e conservar como se describe o procedemento.</p>	<p>ISO 16665: 2005 Directrices para a mostraxe cuantitativa e o tratamento de mostras da macro-fauna dos fondos brandos mariños.</p> <p>Bibliografía para a identificación de poliquetos</p> <p>Volumes de Fauna Ibérica dedicados a <i>Annelida, Polychaeta</i>: Viéitez J.M., Alós C., Parapar J., Besteiro C., Moreira J., Núñez J., Laborda J. and San Martín G. 2004. Annelida, Polychaeta I. En: Fauna Ibérica, vol. 25. Ed. Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC). Madrid. 530 pp San Martín G. 2003. Annelida, Polychaeta II. En: Fauna Ibérica, Vol. 21. Ed. Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC). Madrid. 554 pp. Parapar J., Alós C., Núñez J., Moreira J., López E., Aguirrezabalaga F., Besteiro C., Martínez A. 2012. Annelida, Polychaeta III. En: Fauna Ibérica, Vol. 36. Ed. Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC). Madrid. 416 pp.</p> <p>Consultar as citas para Galicia recollidas na bibliografía desta guía: Cacabelos et al. 2008, 2010, 2011 Garmendia et al. 2007 Lourido et al. 2008 Mora 1980 Moreira et al. 2000, 2004, 2006 Quintas et al. 2012, 2013 a,b.</p>
<p>RECURSOS HUMANOS</p> <p>Lista de recursos humanos:</p> <ul style="list-style-type: none"> 1 técnico con experiencia neste tipo de análise e que coñeza as normas de seguridade do laboratorio 		
<p>REACTIVOS</p> <p>Lista de reactivos:</p> <ul style="list-style-type: none"> Formalina: Formol ao 40% diluído en auga de mar contido na mostra para conseguir unha concentración final do 4%. 		

INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS

Sistema Bentónico:
Variable de estado:

Fondos de tipo detrítico-sedimentario
Poboamento infaunal de poliquetos

PARÁMETRO	UNIDADES	NORMA DE CALIDADE AMBIENTAL	OBSERVACIÓNS
Zona A n.º de familias de poliquetos	%	n.º de familias de poliquetos admitida: 75% inferior que na zona control ou de referencia	Comparación da evolución no tempo do poboamento de poliquetos entre as zonas A e B, e ambas as dúas fronte á zona control ou de referencia mediante un test estatístico axeitado para o contraste da hipótese H_0 : non existen diferenzas significativas para a media entre as zonas A e C >75%.
Zona B n.º de familias de poliquetos	%	n.º de familias de poliquetos admitido: 50% inferior que na zona control ou de referencia	Comparación da evolución no tempo do poboamento de poliquetos entre as zonas A e B, e ambas as dúas fronte á zona control ou de referencia, mediante un test estatístico axeitado para o contraste da hipótese H_0 : non existen diferenzas significativas para a media entre as zonas B e C >50%.

MOSTRAXE		
Sistema Bentónico: Variable explicativa:		Fondos de tipo detrítico-sedimentario Granulometría (FF)
RECURSOS	PROCEDEMENTO DE MOSTRAXE	
RECURSOS MATERIAIS	PREPARACIÓN	
<p>Lista de materiais:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Embarcación • GPS • Mostradores: <ul style="list-style-type: none"> i) Sacabocado de gravidade (<i>corer sampler</i>) de policarbonato ou outro tipo de plástico transparente, con tapóns plásticos que aseguren a hermeticidade do recipiente. ii) Draga tipo Van-Veen de 0,04 m² de superficie e 10 cm de penetración (válida cando sobe pechada e sen perda de material). • Formularios para a recollida de información in situ. • Neveira de campo. 		
RECURSOS HUMANOS	RECOLLIDA	
<p>Lista de recursos humanos:</p> <ul style="list-style-type: none"> • 1 patrón de embarcación con título e equipo propio de mergullo • 2 técnicos con experiencia en utilización de dragas e sacabocados e con titulación e equipo propio de mergullo 	<p>Tamaño mínimo da mostra homoxeneizada necesario para análise granulométrica: 100 g Cantidade de mostrax: segundo proposta de deseño experimental e nivel de vixilancia. Procedemento:</p> <ul style="list-style-type: none"> i) Con sacabocados: sacar unha mostra asegurándonos que non se vai perder mostra durante a toma. Asegurar que os dous tapóns do sacabocado quedan ben pechados. ii) Con draga tipo VanVeen: Asegurarse que as culleres da draga pecharon correctamente. Desbotar calquera mostra de escaso volume ou que se sospeite da perda de mostra durante o ascenso da draga. <p>Rexistro:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Cubrir o formulario de rexistro e codificar as mostrax respecto ás posicións obtidas con GPS • Identificar cada mostra co código de mostra, o día da recollida e o técnico responsable da mostraxe 	
	CONSERVACIÓN	
	<p>Se non se realiza o almacenamento no sacabocado, almacenar en recipiente de plástico ou vidro que quede hermeticamente pechado. Usualmente sécase a mostra, xa sexa ao aire ou en estufa, e consérvase nun lugar fresco e seco ata a análise.</p>	
<p>NORMATIVA APLICABLE</p> <p>ISO 5667 - 1: 2006. Calidade da auga. Mostraxe. Parte 1: Liñas directrices para a concepción de programas e técnicas de mostraxe. Nesta norma inclúense:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Definicións referentes aos tipos de mostraxes que se poden realizar. • O equipo de mostraxe xenérica, tanto para mostrax de auga coma de sedimentos. • A preparación dunha campaña de mostraxe e de todo o equipo necesario. • Transporte, almacenamento e rexistro das mostrax extraídas. <p>ISO 5667 - 15: 2009. Calidade da auga. Mostraxe. Parte 15: Guía para a conservación e manipulación de mostrax de lodo e sedimentos. Nesta norma inclúense:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Indicacións sobre o tipo de recipiente, condicións de conservación e de almacenamento dunha mostra de sedimento mariño segundo o parámetro de determinación. <p>ISO 5667 - 19: 2004. Calidade da auga. Mostraxe. Parte 19: Guía para a mostraxe de sedimentos mariños. Nesta norma inclúense:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Dispositivos de mostraxe segundo o tipo de sedimento • Formulario tipo de rexistro de mostrax de sedimentos 		

ANÁLISE EN LABORATORIO

Sistema Bentónico: Fondos de tipo detrítico-sedimentario
Variable explicativa: Granulometría (FF)

RECURSOS	PROCEDEMENTO DE ANÁLISE	REFERENCIAS
<p>RECURSOS MATERIAIS</p> <p>Lista de materiais:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Balanza • Filtros (recoméndanse 3 filtros como mínimo). • Axitador mecánico de filtros (se se opta por depuración en seco). • Forno ou estufa de desecamento. • Axitador de botellas para a dispersión das mostras. • Equipo adicional de laboratorio (culleres, recipientes, luvas, etc.). • Equipos de protección persoal para produtos químicos. 	<p>Procedemento:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Tomar 100 g de mostra seca homoxeneizada, filtrar por 2 mm para quitar materiais grosos (pésanse). • Pesas 40 g, engadir 50 mL de solución dispersante (hexametáfosfato), arrasar ata 1 l con auga destilada e axitar durante polo menos 12 h • Lavar a través da batería de filtros e pesar as fraccións retidas en cada unha delas. A fracción + fina obtense por diferenza. 	<p>Loring, D.H. and Rantala R.T.T., 1992. Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. Earth Sci. Rec., 32:235 - 283</p> <p>ISO 16665: 2005. Directrices para a mostraxe cuantitativa e o tratamento de mostras da macrofauna dos fondos brandos mariños.</p>
<p>RECURSOS HUMANOS</p> <p>Lista de recursos humanos:</p> <ul style="list-style-type: none"> • 1 técnico con experiencia neste tipo de análise e que coñeza as normas de seguridade do laboratorio 		
<p>REACTIVOS</p> <p>Lista de reactivos:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Disolución dispersante de hexametáfosfato sódico e bicarbonato sódico: Pésase 35,70 g de hexametáfosfato sódico e engádeselle 7,94 g de bicarbonato sódico 10 hidratado; e dilúese con auga destilada ata 1 l. 		

INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS				
		Sistema Bentónico: Fondos de tipo detrítico-sedimentario		
		Variable explicativa: Granulometría (FF)		
PARÁMETRO	UNIDADES	LÍMITE DE CUANTIFICACIÓN	NORMA DE CALIDADE AMBIENTAL	OBSERVACIÓNS
Zona A Granulometría FF <63 µm	%	Segundo límites da balanza de pesado	Non se poderá ter un incremento da FF un 50% superior que na zona control ou de referencia.	Incumprir a NCA para a zona descrita podería supoñer actuacións administrativas e de xestión como a recolocación das instalacións, dimensionamento de unidades de produción e/ou diminución da produción.
Zona A Granulometría FF <63 µm	%	Segundo límites da balanza de pesado	Non se poderá ter un incremento da FF un 25% superior que na zona control ou de referencia.	Incumprir a NCA para a zona descrita podería supoñer xestións administrativas de reconsideración das dimensións da concesión.

MOSTRAXE Sistema Bentónico: Fondos de tipo detrítico-sedimentario Variable explicativa: pH		
RECURSOS	PROCEDEMENTO DE MOSTRAXE	NORMATIVA APLICABLE
RECURSOS MATERIAIS	PREPARACIÓN	
Lista de materiais: <ul style="list-style-type: none"> • Embarcación • GPS • Mostradores: <ul style="list-style-type: none"> i) Sacabocado de gravidade (<i>corer sampler</i>) de policarbonato ou outro tipo de plástico transparente, con tapóns plásticos que aseguren a hermeticidade do recipiente. ii) Draga tipo Van-Veen de 0,04 m² de superficie e 10 cm de penetración (válida cando sobe pechada e sen perda de material) • Formularios para a recollida de información in situ • pHmetro • Eléctrodo de pH de penetración 	<p>Seguir as instrucións do fabricante do eléctrodo de pH para o calibrado, transporte e mantemento deste.</p> <p>Calibrado do eléctrodo de pH:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Realízase o calibrado con 3 disolucións tampón, énchese o tubo coa disolución tampón 1 ata o nivel indicado de enchedura, desenróscase o protector que contén o electrólito e lávase o eléctrodo con auga destilada, seguidamente enróscase o eléctrodo ao tubo co primeiro tampón, axítase lixeiramente e obtérase a medida. • O pHmetro fará dúas curvas de calibrado coas tres medidas tomadas e séguense as instrucións do instrumento para rematar a calibración deste. 	<p>ISO 5667 - 1: 2006. Calidade da auga. Mostraxe. Parte 1: Liñas directrices para a concepción de programas e técnicas de mostraxe.</p> <p>Nesta norma inclúense:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Definicións referentes aos tipos de mostraxes que se poden realizar. • O equipo de mostraxe xenérica, tanto para mostraxas de auga coma de sedimentos. • A preparación dunha campaña de mostraxe e de todo o equipo necesario. • Transporte, almacenamento e rexistro das mostraxas extraídas.
RECURSOS HUMANOS	RECOLLIDA	
Lista de recursos humanos: <ul style="list-style-type: none"> • 1 patrón de embarcación con título e equipo propio de mergullo • 2 técnicos con experiencia en utilización de eléctrodo de pH de penetración e con titulación e equipo propio de mergullo 	<p>Tamaño mínimo da mostra será de 50 g</p> <p>Cantidade de mostraxas: segundo a proposta de deseño experimental e nivel de vixilancia</p> <p>Procedemento de mostraxe:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Unha vez obtida a mostra (tanto con draga coma con sacabocado) realízase a determinación in situ, introducindo o eléctrodo de penetración na parte máis superficial do sedimento, a unha profundidade equivalente de 0 2 cm. • Espérase a que se estabilice o eléctrodo durante 2 minutos e tómase a medida, anotar tamén a temperatura que mostra o pHmetro para tela como referencia. <p>Rexistro:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Cubrir o formulario de rexistro e codificar as mostraxas respecto ás posicións obtidas con GPS • Identificar cada mostra co código de mostra, o día da recollida e o técnico responsable da mostraxe 	<p>ISO 5667 - 19: 2004. Calidade da auga. Mostraxe. Parte 19: Guía para a mostraxe de sedimentos mariños.</p> <p>Nesta norma inclúense:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Dispositivos de mostraxe segundo o tipo de sedimento. • Formulario tipo de rexistro de mostraxas de sedimentos. <p>ISO 10523: 2008. Determinación do pH.</p>
	CONSERVACIÓN	
	A mostra terá que manterse húmida sen alteracións. Realízase a determinación in situ.	

ANÁLISE EN LABORATORIO		
Sistema Bentónico: Variable explicativa:		Fondos de tipo detrítico-sedimentario pH
RECURSOS	PROCEDIMENTO DE ANÁLISE	NORMATIVA APLICABLE
RECURSOS MATERIAIS		
<p>Lista de materiais:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Buretas de 25 mL • Soporte universal • Matraces erlenmeyer de 250 mL • Pipeta parcial de 10 mL • Pipeta aforada de 10 mL • Probeta de 50 mL • Matraces aforados de 1000 mL • 200 mL • Balanza analítica • Estufa de secado • Placas de petri • Morteiro • Papel de aluminio • Equipos de protección persoal para produtos químicos 	<p>Procedemento:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Secar a mostra a 60° C nun forno • Pulverizar a mostra cun morteiro • Extráese unha masa de 0,5 g de sedimento seco e trátase con 10 mL de $K_2Cr_2O_7$ 1 N en 20 mL de H_2SO_4 concentrado e 10 mL de Ag_2SO_4 0,25% • Axitar un pouco e deixar actuar durante 30 min. • Unha vez finalizada a oxidación do carbono no sedimento, agréganse 100 mL de auga destilada, 10 mL de H_3PO_4 concentrado, 0,2 g de $NaF^{(s)}$ e 10 gotas de difenilamina • Valorar engadindo $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2 \cdot 6H_2O$ 0,5 N ata que se consiga unha cor verdosa, seguir engadindo $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2$ ata o punto final de verde brillante • lévase en paralelo a titulación dos brancos, usando as mesmas cantidades de disolucións e reactivos. <p>Cálculo de materia orgánica:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Cálculase primeiro o % de carbono orgánico a través da seguinte fórmula: $\% \text{ Carbono orgánico} = [10 \times (1 - (T/S)) \times (1 N \times 0,003) \times (100/W)] \times 1,33$ onde: <ul style="list-style-type: none"> • 10 mL = volume de $K_2Cr_2O_7$ agregados á mostra de sedimento 1N = Normalidade do $K_2Cr_2O_7$ T = volume (mL) gastado da disolución de sulfato de ferro (II) e amonio para o exceso de $K_2Cr_2O_7$ S = volume (mL) gastado no branco da disolución de sulfato de ferro (II) e amonio 0,003 = 12 / 4000 miliequivalente gramos do carbono W = masa (g) da mostra de sedimento 1,33 = factor de corrección para o método que recupera o 75% • E o % de materia orgánica obtense coa seguinte fórmula: $\% \text{ Materia orgánica} = \% C \times 1,724$ onde: <ul style="list-style-type: none"> 1,724 = factor de Van Bemmelen, o cal considera que a materia orgánica contén como media o 58% de carbono. 	<p>Loring, D.H. and Rantala R.T.T., 1992. Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. Earth Sci. Rec., 32:235 - 283.</p> <p>Walkey, A. 1947. A critical examination of a rapid method for determining organic carbon in soil. Soil Sci., 63: 251 - 263.</p> <p>Jackson, M.L., 1958. Soil Chemical Analysis. Prentice Hall, New York, N.Y., 485 pp.</p>
RECURSOS HUMANOS		
<p>Lista de recursos humanos:</p> <ul style="list-style-type: none"> • 1 técnico con experiencia neste tipo de análise e que coñeza as normas de seguridade do laboratorio 		
REACTIVOS		
<p>Lista de reactivos:</p> <ul style="list-style-type: none"> • $K_2Cr_2O_7$ 1 N. Disólvese en auga exactamente 49,04 g de $K_2Cr_2O_7$, e dilúese a disolución ata 1 litro. • $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2 \cdot 6H_2O$ 0,5 N. Disólvese 195,93 g de $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2$, en 800 mL de auga que contén 20 mL de H_2SO_4 concentrado e dilúese ata 1 litro. • Ag_2SO_4 0,25 %. Disolver 0,5 g de Ag_2SO_4 nun certo volume de auga e diluír ata 200 mL. • H_3PO_4 concentrado ao 85 % • $NaF^{(s)}$ • Indicador Difenilamina. Disólvese 0,5 g de difenilamina nunha mestura de 20 mL de auga con 100 mL de H_2SO_4 concentrado. 		

INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS		Sistema Bentónico: Variable explicativa:		Fondos de tipo detrítico-sedimentario pH
PARÁMETRO	UNIDADES	LÍMITE DE CUANTIFICACIÓN	NORMA DE CALIDADE AMBIENTAL	OBSERVACIÓNS
Zona A pH	Unidades de pH	O indicado polo fabricante do eléctrodo	7,0 - 9,0	Referencias: <ul style="list-style-type: none"> • Directiva 2006/113/CE
Zona B pH	Unidades de pH	O indicado polo fabricante do eléctrodo	7.5 - 8.5	<p>En caso de que a rexión de explotación da acuicultura se sitúe nun ambiente que naturalmente teña unha gran carga de materia orgánica (fronte á desembocadura dun río ou rampla) formularase un contraste de hipótese de tal forma que o pH na zona B non deba ser significativamente diferente do Control</p>

MOSTRAXE Sistema Bentónico: Fondos de Tipo detrítico-sedimentario Variable explicativa: Eh		
RECURSOS	PROCEDEMENTO DE MOSTRAXE	NORMATIVA APLICABLE
RECURSOS MATERIAIS	PREPARACIÓN	
<p>Lista de materiais:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Embarcación • GPS • Mostradores: <ol style="list-style-type: none"> Sacabocado de gravidade (<i>corer sampler</i>) de policarbonato ou outro tipo de plástico transparente, con tapóns plásticos que aseguren a hermeticidade do recipiente. Draga tipo Van-Veen de 0,04 m² de superficie e 10 cm de penetración (válida cando sobe pechada e sen perda de material). • Formularios para a recollida de información in situ. • pHmetro ou instrumento con entrada para eléctrodo Eh. • Eléctrodo de Eh de platino de penetración. 	<p>Seguir as instrucións do fabricante do eléctrodo de Eh para o calibrado, transporte e mantemento deste.</p> <p>Os eléctrodos metálicos non presentan desprazamentos significativos dos seus potenciais, por iso habitualmente non se calibran. Non obstante, polo uso poden producirse algunhas desviacións.</p> <p>Calibrado do sensor de Eh:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Realízase o calibrado con 1 disolución patrón de 220 mV, échese o tubo coa disolución patrón ata o nivel indicado de enchedura, desenróscase o protector que contén o electrólito e lávase o eléctrodo con auga destilada, seguidamente enróscase o eléctrodo ao tubo co patrón, axítase lixeiramente e obtérase a medida. • Seguir as instrucións da pantalla do instrumento e rematar a calibración. 	<p>ISO 5667 - 1: 2006. Calidade da auga. Mostraxe. Parte 1: Liñas directrices para a concepción de programas e técnicas de mostraxe.</p> <p>Nesta norma inclúense:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Definicións referentes aos tipos de mostraxes que se poden realizar. • O equipo de mostraxe xenérica, tanto para mostras de auga coma de sedimentos. • A preparación dunha campaña de mostraxe e de todo o equipo necesario. • Transporte, almacenamento e rexistro das mostras extraídas.
RECURSOS HUMANOS	RECOLLIDA	
<p>Lista de recursos humanos:</p> <ul style="list-style-type: none"> • 1 patrón de embarcación con título e equipo propio de mergullo. • 2 técnicos con experiencia en utilización eléctrodo de Eh de platino de penetración e con titulación e equipo propio de mergullo. 	<p>Tamaño mínimo da mostra será de 50 g.</p> <p>Cantidade de mostras: segundo a proposta de deseño experimental e nivel de vixilancia</p> <p>Procedemento de mostraxe:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Unha vez obtida a mostra (tanto con draga coma con sacabocado) realízase a determinación in situ, introducindo o eléctrodo de penetración na parte máis superficial do sedimento, a unha profundidade equivalente de 0 2 cm. • Espérase a que se establece o eléctrodo durante 2 minutos e tómase a medida, anotar tamén a temperatura que mostra o pHmetro para tela como referencia. <p>Rexistro:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Cubrir o formulario de rexistro e codificar as mostras respecto ás posicións obtidas con GPS. • Identificar cada mostra co código de mostra, o día da recollida e o técnico responsable da mostraxe. 	<p>ISO 5667 - 19: 2004. Calidade da auga. Mostraxe. Parte 19: Guía para a mostraxe de sedimentos mariños.</p> <p>Nesta norma inclúense:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Dispositivos de mostraxe segundo o tipo de sedimento. • Formulario tipo de rexistro de mostras de sedimentos.
	CONSERVACIÓN	
	A mostra terá que manterse húmida sen alteracións. Realízase a determinación in situ.	

INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS

Sistema Bentónico: Fondos de tipo detrítico-sedimentario
Variable explicativa: Eh

PARÁMETRO	UNIDADES	LÍMITE DE CUANTIFICACIÓN	NORMA DE CALIDADE AMBIENTAL	OBSERVACIÓNS
Zona A Eh	mV	O indicado polo fabricante do eléctrodo.	Valores termo medio admitidos de Eh non inferiores (máis electronegativos) a -200 mV medidos a 2 cm do interior do sedimento.	
Zona B Eh	mV	O indicado polo fabricante do eléctrodo	Valores termo medio admitidos de Eh comprendidos entre -50 e -100 mV medidos a 2 cm do interior do sedimento.	En caso de que a rexión de explotación da acuicultura se sitúe nun ambiente que naturalmente teña unha gran carga de materia orgánica (e.x. fronte á desembocadura dun río) formularase un contraste de hipótese de tal forma que o Eh na zona B non deba ser significativamente diferente da zona control ou de referencia.

MOSTRAXE Sistema Bentónico: Fondos de tipo detrítico-sedimentario Variable explicativa: Sinal isotópico do ¹⁵N		
RECURSOS	PROCEDEMENTO DE MOSTRAXE	NORMATIVA APLICABLE
RECURSOS MATERIAIS	PREPARACIÓN	
<p>Lista de materiais:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Embarcación • GPS • Mostradores: <ol style="list-style-type: none"> i) Sacabocado de gravidade (<i>corer sampler</i>) de policarbonato ou outro tipo de plástico transparente, con tapóns plásticos que aseguren a hermeticidade do recipiente. ii) Draga tipo Van-Veen de 0,04 m² de superficie e 10 cm de penetración (válida cando sobe pechada e sen perda de material). • Formularios para a recollida de información in situ • Xiringa recortada pola súa parte apical de 20 mL (2 cm de diámetro) • Parafina • Neveira de campo 		<p>ISO 5667 - 1: 2006. Calidade da auga. Mostraxe. Parte 1: Liñas directrices para a concepción de programas e técnicas de mostraxe. Nesta norma inclúense:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Definicións referentes aos tipos de mostraxes que se poden realizar. • O equipo de mostraxe xenérica, tanto para mostraxas de auga coma de sedimentos. • A preparación dunha campaña de mostraxe e de todo o equipo necesario. • Transporte, almacenamento e rexistro das mostraxas extraídas.
RECURSOS HUMANOS	RECOLLIDA	
<p>Lista de recursos humanos:</p> <ul style="list-style-type: none"> • 1 patrón de embarcación con título e equipo propio de mergullo. • 2 técnicos con experiencia en utilización de dragas e sacabocados e con titulación e equipo propio de mergullo. 	<p>Tamaño mínimo da mostra é de 5 mg de sedimento. Cantidade de mostraxas: segundo a proposta de deseño experimental e nivel de vixilancia. Procedemento:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Toma a mostra cunha draga ou cun sacabocado. • Tómase unha submostra (5 mL de sedimento) no primeiro cm de sedimento con xiringas de 20 mL (2 cm de diámetro) ás que se lles quitou a parte apical de modo que adquiren aspecto de émbolo. Cantidade de sedimento: 50 mg. • Seguidamente tápase a xiringa con parafina. <p>Rexistro:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Cubrir o formulario de rexistro e codificar as mostraxas respecto ás posicións obtidas con GPS • Identificar cada mostra co código de mostra, o día da recollida e técnico responsable da mostraxe 	<p>ISO 5667 - 15: 2009. Calidade da auga. Mostraxe. Parte 15: Guía para a conservación e manipulación de mostraxas de lodo e sedimentos. Nesta norma inclúense:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Indicacións sobre o tipo de recipiente, condicións de conservación e de almacenamento dunha mostra de sedimento mariño segundo o parámetro de determinación. <p>ISO 5667 - 19: 2004. Calidade da auga. Mostraxe. Parte 19: Guía para a mostraxe de sedimentos mariños. Nesta norma inclúense:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Dispositivos de mostraxe segundo o tipo de sedimento. • Formulario tipo de rexistro de mostraxas de sedimentos.
	CONSERVACIÓN	
	<p>Durante o transporte ata o laboratorio a mostra terá que estar refrixerada a 4° C, unha vez no laboratorio terá que conxelarse a mostra a -30° C, e poderá conservarse como moito durante 2 meses ata o momento da determinación. O material terá que ser desconxelado a temperatura ambiente para a súa determinación.</p>	

ANÁLISE EN LABORATORIO

Sistema Bentónico:
Variable explicativa:

Fondos de tipo detrítico-sedimentario
Sinal isotópico do ^{15}N

RECURSOS	PROCEDEMENTO DE ANÁLISE	REFERENCIA
RECURSOS MATERIAIS		
<p>Lista de materiais:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Estufa • Morteiro • Microbalanza • Cápsulas de estaño • Xiringa recortada pola súa parte apical • Espectrómetro de masas de relacións isotópicas • Analizador elemental • Equipos de protección persoal para produtos químicos 	<p>Procedemento:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Secar a mostra en estufa 40-60° C. • Moer as mostras con morteiro ou pulverizar con muíño de bólas para alicuotar mellor. O grao de moenda debe ser o máis posible para garantir homoxeneidade e representatividade da porción que se pesa. • Pesas o material seco en po nunha microbalanza de precisión e empacuetar en cápsulas de estaño. • A determinación isotópica realízase por medio dun elemental conectado a un espectrómetro de masas de isotópicas. <p>Logo aplícase a relación isotópica seguinte:</p> $\delta^{15}\text{N} = \left(\frac{{}^{15}\text{N}/{}^{14}\text{N}_{\text{mostra}}}{{}^{15}\text{N}/{}^{14}\text{N}_{\text{patrón}}} - 1 \right) \cdot 1000 (\text{‰})$	<p>Robinson D. 2001. $\delta^{15}\text{N}$ as an integrator of the nitrogen cycle. Trends in Ecology and Evolution 16, 153-162</p>
RECURSOS HUMANOS		
<p>Lista de recursos humanos:</p> <ul style="list-style-type: none"> • 1 técnico con experiencia neste tipo análise e que coñeza as normas de seguridade do laboratorio 		
REACTIVOS		
<p>Lista de reactivos:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Acetanilida como o estándar de referencia para cuantificar o contido de nitróxeno. • Varios estándares de referencia para o cálculo das relacións isotópicas 		

INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS		Sistema Bentónico: Fondos de tipo detrítico-sedimentario		
		Variable explicativa: Sinal isotópico do ^{15}N		
PARÁMETRO	UNIDADES	LÍMITE DE CUANTIFICACIÓN	NORMA DE CALIDADE AMBIENTAL	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS
Zona A $\delta^{15}\text{N}$	‰	Segundo límites de detección do espectrómetro de masas de relacións isotópicas. Erro total <2% para 30 réplicas.	Valores termo medio de $\delta^{15}\text{N}$ admitidos ata un 6 ‰ ou que non superen en máis de 4 unidades (‰) o sinal do control ou referencia.	Carballeira, A., Aguado-Giménez, F., González, N., Sánchez-Jerez, P., Texeira, J.M., Gairin, J.I., Carballeira, C., García-García, B., Fernández-González, V., Carreras, J., Macías, J.C., Acosta, D., Collado, C. 2011. Utilización de perfiles ecolóxicos para la selección de variables geoquímicas de sedimentos marinos como indicadores del impacto ambiental generado por los cultivos marinos en mar abierto. Comunicación, XIII Congreso Nacional de Acuicultura. Barcelona.
Zona B $\delta^{15}\text{N}$	‰	Segundo límites de detección do espectrómetro de masas de relacións isotópicas. Erro total <2% para 30 réplicas	Valores termo medio $\delta^{15}\text{N}$ de admitidos equivalentes aos valores termo medio do control ou referencia	I.G. Viana, <i>et al.</i>, 2011. Measurement of $\delta^{15}\text{N}$ in macroalgae stored in an environmental specimen bank for regional scale monitoring of eutrophication in coastal areas. Ecological Indicators 11. p. 11:888-895

MOSTRAXE Sistema Bentónico: Fondos de Tipo detrítico-sedimentario Variable explicativa: Sulfuros libres totais		
RECURSOS	PROCEDEMENTO DE MOSTRAXE	NORMATIVA APLICABLE
RECURSOS MATERIAIS	PREPARACIÓN	
Lista de materiais: <ul style="list-style-type: none"> • Embarcación • GPS • Mostradores: <ul style="list-style-type: none"> i) Sacabocado de gravidade (<i>corer sampler</i>) de policarbonato ou outro tipo de plástico transparente, con tapóns plásticos que aseguren a hermeticidade do recipiente. ii) Draga tipo Van-Veen de 0,04 m² de superficie e 10 cm de penetración (válida cando sobe pechada e sen perda de material). • Formularios para a recollida de información in situ. • Neveira de campo. • Xiringa de 20 mL recortada pola súa parte apical (2 cm de diámetro). • Parafina 		ISO 5667 - 1: 2006. Calidade da auga. Mostraxe. Parte 1: Liñas directrices para a concepción de programas e técnicas de mostraxe. Nesta norma inclúense: <ul style="list-style-type: none"> • Definicións referentes aos tipos de mostraxes que se poden realizar. • O equipo de mostraxe xenérica, tanto para mostraxas de auga coma de sedimentos. • A preparación dunha campaña de mostraxe e de todo o equipo necesario. • Transporte, almacenamento e rexistro das mostraxas extraídas.
RECURSOS HUMANOS	RECOLLIDA	ISO 5667 - 15: 2009. Calidade da auga. Mostraxe. Parte 15: Guía para a conservación e manipulación de mostraxas de lodo e sedimentos. Nesta norma inclúense: <ul style="list-style-type: none"> • Indicacións sobre o tipo de recipiente, condicións de conservación e de almacenamento dunha mostra de sedimento mariño segundo o parámetro de determinación.
Lista de recursos humanos: <ul style="list-style-type: none"> • 1 patrón de embarcación con título e equipo propio de mergullo. • 2 técnicos con experiencia en utilización de dragas e sacabocados e con titulación e equipo propio de mergullo. 	Tamaño mínimo da submostra será de 5 mL. Cantidade de mostraxas: segundo a proposta de deseño experimental e nivel de vixilancia Procedemento: <ul style="list-style-type: none"> • Toma a mostra cunha draga ou cun sacabocado • Tómase unha submostra (5 mL de sedimento) nos primeiros 2 cm de sedimento con xiringas de 20 mL (2 cm de diámetro), ás que se lles quitou a parte apical de modo que adquiren aspecto de émbolo. Nestas xiringas a marca de 5 mL coincide con 2 cm de penetración no sedimento, seguidamente tápase a xiringa con parafina. Rexistro: <ul style="list-style-type: none"> • Cubrir o formulario de rexistro e codificar as mostraxas respecto ás posicións obtidas con GPS • Identificar cada mostra co código de mostra, o día da recollida e o técnico responsable da mostraxe 	ISO 5667 - 19: 2004. Calidade da auga. Mostraxe. Parte 19: Guía para a mostraxe de sedimentos mariños. Nesta norma inclúense: <ul style="list-style-type: none"> • Dispositivos de mostraxe segundo o tipo de sedimento. • Formulario tipo de rexistro de mostraxas de sedimentos.
	CONSERVACIÓN	
	Conservación en frío e escuridade. É conveniente realizar a análise o máis axiña posible, nunca despois de 72 h despois da toma da mostra	

ANÁLISE EN LABORATORIO		
Sistema Bentónico: Fondos de tipo detrítico-sedimentario		
Variable explicativa: Sulfuros libres totais		
RECURSOS	PROCEDEMENTO DE ANÁLISE	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS
RECURSOS MATERIAIS	CALIBRADO	
<p>Lista de materiais:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Data-logger portátil pH/ISE-metro • Eléctrodo ión selectivo de prata/sulfuro con disolución de recheo. • Axitador magnético. • Barras magnéticas recubertas de teflón. • Bureta de 10 mL. • Vasos de precipitado de 50 e 100 mL. • Probetas de 250 mL. • Pipetas automáticas de volume variable (50-100 µL, 100-1000 µL, 1-10 mL). • Balanza analítica de precisión 0,01 g • Equipos de protección persoal para produtos químicos 	<p>Seguir as instrucións do fabricante do eléctrodo de prata/sulfuro para o calibrado e mantemento deste.</p> <p>Os eléctrodos metálicos non presentan desprazamentos significativos dos seus potenciais, por iso habitualmente non se calibran. Non obstante, polo uso poden producirse algunhas desviacións.</p> <p>O eléctrodo debe encherse coa súa solución de recheo correspondente 24 h antes da calibración e medición.</p> <p>Calibrado do eléctrodo prata/sulfuro:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Conectar o eléctrodo de prata /sulfuro e o eléctrodo de referencia (cando corresponda) ao pH/ISE-metro, enxaugar ambos os dous eléctrodos con auga destilada e secar con papel absorbente. Recoméndase utilizar como mínimo 3 patróns, de 100 µM, 1000 µM e 10000 µM, aínda que dependendo dos niveis da zona pode ser recomendable utilizar outras concentracións. • Colocar o/os eléctrodo/s na mostra e rexistrar a medida unha vez que se establece. A calibración ha de facerse en orde crecente de concentración dos patróns. • Engadir SAOB (con ácido ascórbico) en relación 1:1, e ler co eléctrodo mentres se axita suavemente. A pendente dos coeficientes de calibración ha de estar entre -26 e -34. Realizar unha calibración por cada 30 mostras medidas para evitar a deriva do eléctrodo. 	<p>Referencias:</p> <p>Thermo Scientific Orion Silver/ Sulfide electrodes. ORION RESEARCH INCORPORATED. Instruction Manual sulfide ion electrode, silver ion electrode. 9616BNWP Ionplus Sure-Flow solid state combination with WPBNC.</p> <p>AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21th edition. Washington, 2005, Sección 4500S2- A y 4500S2- G, pp.4-170 a 4-172 y 4-177 a 4-178.</p> <p>Wildish, D.J., Akagi, H.M., Hamilton, N., Hargrave, B.T. (1999). A recommended method for monitoring sediments to detect organic enrichment from mariculture in the Bay of Fundy. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2286: iii + 31p.</p>
RECURSOS HUMANOS	ANÁLISE	
<p>Lista de recursos humanos:</p> <ul style="list-style-type: none"> • 1 técnico con experiencia neste tipo de análise e que coñeza as normas de seguridade do laboratorio. 	<p>Procedemento:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Pasar a mostra da xiringa con punta recortada na parte apical (aprox. 5 mL) a un vaso de precipitado (por ex. de 50 mL) e engadir 5 mL de tampón antioxidante dos sulfuros (SAOB)-ác ascórbico. • Colocar directamente no recipiente unha barra magnética e axitar suavemente. • Esperar entre 1-3 minutos antes de proceder á súa medición (non superar os 15 minutos dende que se mestura o sedimento mostra co tampón SAOB). Introducir o eléctrodo na mestura sedimento-reactivos. Rexistrar a medida de sulfuro (lectura estable en 1-2 minutos). • Limpar o eléctrodo con auga entre mostra e conservar despois do seu uso segundo as instrucións do fabricante. 	
REACTIVOS		
<p>Lista de reactivos:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Auga destilada e desaireada para evitar posibles oxidacións do ión sulfuro. • Disolución de 0.1 M perclorato de chumbo Pb (ClO₄)₂. Disolver 40,610 g de perclorato de chumbo en auga e levar 1000 mL en matraz aforado. • Buffer antioxidante de sulfuro (SAOB): 20.0 g NaOH +17.9 gr EDTA preparar unha disolución de 250 mL nun matraz aforado. • Ácido ascórbico. • O SAOB mestúrase co ác. ascórbico antes da súa utilización. 8.75 g ác. ascórbico/250 mL de SAOB • Disolución stock sulfuro de sodio ao 3% (0.01 M) (Estable durante 48 h. Manter en frasco de cor ámbar ou na escuridade). Determinar a súa concentración exacta por titulación potenciométrica con perclorato de chumbo 0.100 M, segundo procedemento para determinación de sulfuro por titulación potenciométrico. • Preparar a disolución estándar de sulfuro de 0.001 M e 0.0001 M en matraces aforado de 50 mL. 		

INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS

Sistema Bentónico:
Variable explicativa:

Fondos de tipo detrítico-sedimentario
Sulfuros libres totais

PARÁMETRO	UNIDADES	LÍMITE DE CUANTIFICACIÓN	NORMA DE CALIDADE AMBIENTAL	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS
Zona A TFS	μM	O establecido polo fabricante do eléctrodo selectivo	<ul style="list-style-type: none"> Valores termo medio de TFS normais admitidos deben ser inferiores a 3000 μM (media de todas as réplicas; non se admiten máis de 3 mostras >5000 μM). Valores termo medio de TFS de 3000 -5000 μM implican un incremento na frecuencia de seguimento de TFS e do poboamento infaunal de poliquetos. Valores termo medio de TFS >5000 μM (valores intolerables na zona A) implica actuacións administrativas e de xestión como a recolocación das instalacións e/ou diminución da produción. 	<p>Referencia: Hargrave, B.T., Holmer, M., Newcombe, C.P. (2008). Towards a classification of organic enrichment in marine sediments based on biogeochemical indicators. Mar. Poll. Bull. 56(5): 810-824.</p>
Zona A TFS	μM	O establecido polo fabricante do eléctrodo selectivo	<ul style="list-style-type: none"> Valores de TFS admitidos dependentes de valores en zonas control ou de referencia: como máximo un 50% superior aos valores nos controis. Valores termo medio de TFS un 50% superior aos dos controis implican un incremento na frecuencia de seguimento do poboamento infaunal de poliquetos. A superación desta NCA pode chegar a supoñer xestións administrativas de reconsideración das dimensións da concesión. Valores termo medio de TFS >3000 μM (valores intolerables na zona B) Implicaría actuacións administrativas e de xestión como a recolocación das instalacións e/ou diminución da produción. 	

MOSTRAXE Sistema Bentónico: Fondos de tipo detrítico-sedimentario Variable explicativa: Materia Orgánica (MO)		
RECURSOS	PROCEDEMENTO DE MOSTRAXE	NORMATIVA APLICABLE
RECURSOS MATERIAIS	PREPARACIÓN	
Lista de materiais: <ul style="list-style-type: none"> • Embarcación • GPS • Mostradores: <ol style="list-style-type: none"> Sacabocado de gravidade (<i>corer sampler</i>) de policarbonato ou outro tipo de plástico transparente, con tapóns plásticos que aseguren a hermeticidade do recipiente. Draga tipo Van-Veen de 0,04 m² de superficie e 10 cm de penetración (válida cando sobe pechada e sen perda de material). • Formularios para a recollida de información in situ. • Neveira de campo. 		ISO 5667 - 1: 2006. Calidade da auga. Mostraxe. Parte 1: Liñas directrices para a concepción de programas e técnicas de mostraxe. Nesta norma inclúense: <ul style="list-style-type: none"> • Definicións referentes aos tipos de mostraxes que se poden realizar. • O equipo de mostraxe xenérica, tanto para mostraxas de auga coma de sedimentos. • A preparación dunha campaña de mostraxe e de todo o equipo necesario. • Transporte, almacenamento e rexistro das mostraxas extraídas.
RECURSOS HUMANOS	RECOLLIDA	
Lista de recursos humanos: <ul style="list-style-type: none"> • 1 patrón de embarcación con título e equipo propio de mergullo. • 2 técnicos con experiencia en utilización de dragas e sacabocados e con titulación e equipo propio de mergullo. 	Tamaño mínimo da mostra será de 100 g. Cantidade de mostraxas: segundo a proposta de deseño experimental e nivel de vixilancia Procedemento: <ul style="list-style-type: none"> • Sacar unha mostra cun sacabocado de gravidade para asegurar que non se vai perder durante a mostraxe a fracción fina de sedimento. • Asegurar que os dous tapóns do sacabocado quedan ben pechados. Rexistro: <ul style="list-style-type: none"> • Cubrir o formulario de rexistro e codificar as mostraxas respecto ás posicións obtidas con GPS. • Identificar cada mostra co código de mostra, o día da recollida e o técnico responsable da mostraxe 	ISO 5667 - 15: 2009. Calidade da auga. Mostraxe. Parte 15: Guía para a conservación e manipulación de mostraxas de lodo e sedimentos. Nesta norma inclúense: <ul style="list-style-type: none"> • Indicacións sobre o tipo de recipiente, condicións de conservación e de almacenamento dunha mostra de sedimento mariño segundo o parámetro de determinación.
	CONSERVACIÓN	
	Se non se realiza o almacenamento no sacabocado, almacenar en recipiente de plástico ou vidro que quede hermeticamente pechado. A conservación terá que ser en refrixerador de 1 a 5°C e durante un máximo de 7 días.	ISO 5667 - 19: 2004. Calidade da auga. Mostraxe. Parte 19: Guía para a mostraxe de sedimentos mariños. Nesta norma inclúense: <ul style="list-style-type: none"> • Dispositivos de mostraxe segundo o tipo de sedimento. • Formulario tipo de rexistro de mostraxas de sedimentos.

ANÁLISE EN LABORATORIO

Sistema Bentónico:
Variable explicativa:

Fondos de tipo detrítico-sedimentario
Materia orgánica

RECURSOS	PROCEDIMIENTO DE ANÁLISE	NORMATIVA APLICABLE
RECURSOS MATERIAIS		
<p>Lista de materiais:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Buretas de 25 mL • Soporte universal • Matraces erlenmeyer de 250 mL • Pipeta parcial de 10 mL • Pipeta aforada de 10 mL • Probeta de 50 mL • Matraces aforados de 1000 mL • 200 mL • Balanza analítica • Estufa de secado • Placas de petri • Morteiro • Papel de aluminio • Equipos de protección personal para produtos químicos. 	<p>Procedemento:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Secar a mostra a 60° C nun forno • Pulverizar a mostra cun morteiro • Extráese unha masa de 0,5 g de sedimento seco e trátase con 10 mL de $K_2Cr_2O_7$ 1 N en 20 mL de H_2SO_4 concentrado e 10 mL de Ag_2SO_4 0,25%. • Axitar un pouco e deixar actuar durante 30 min. • Unha vez finalizada a oxidación do carbono no sedimento, agréganse 100 mL de auga destilada, 10 mL de H_3PO_4 concentrado, 0,2 g de $NaF_{(s)}$ e 10 gotas de difenilamina. • Valorar engadindo $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2 \cdot 6H_2O$ 0,5 N ata que se consiga unha cor verdosa, seguir engadindo $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2$ ata o punto final de verde brillante. • Lévese en paralelo a titulación dos brancos, usando as mesmas cantidades de disolucións e reactivos. <p>Cálculo de materia orgánica:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Calcúlase primeiro o % de carbono orgánico a través da seguinte fórmula: $\% \text{ Carbono orgánico} = [10 \times (1 - (T / S)) \times (1 N \times 0,003) \times (100 / W)] \times 1,33$ onde: 10 mL = volume de $K_2Cr_2O_7$ agregados á mostra de sedimento 1N = Normalidade do $K_2Cr_2O_7$ T = volume (mL) gastado da disolución de sulfato de ferro (II) e amonio para o exceso de $K_2Cr_2O_7$ S = volume (mL) gastado no branco da disolución de sulfato de ferro (II) e amonio 0,003 = 12 / 4000 miliequivalente gramos do carbono W = masa (g) da mostra de sedimento 1,33 = factor de corrección para o método que recupera o 75% 	
RECURSOS HUMANOS		
<p>Lista de recursos humanos:</p> <ul style="list-style-type: none"> • 1 técnico con experiencia neste tipo de análise e que coñeza as normas de seguridade do laboratorio. 		
REACTIVOS		
<p>Lista de reactivos:</p> <ul style="list-style-type: none"> • $K_2Cr_2O_7$ 1 N. Disólvese en auga exactamente 49,04 g de $K_2Cr_2O_7$, e diluír a disolución ata 1 litro. • $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2 \cdot 6H_2O$ 0,5 N. Disólvese 195,93 g de $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2$, en 800 mL de auga que contén 20 mL de H_2SO_4 concentrado e diluír ata 1 litro. • Ag_2SO_4 0,25%. Disolver 0,5 g de Ag_2SO_4 en certo volume de auga e diluír ata 200 mL. • H_3PO_4 concentrado ao 85% • $NaF_{(s)}$ • Indicador Difenilamina. Disólvese 0,5 g de difenilamina nunha mestura de 20 mL de auga con 100 mL de H_2SO_4 concentrado. 	<ul style="list-style-type: none"> • E o % de materia orgánica obtense coa seguinte fórmula: $\% \text{ Materia orgánica} = \% C \times 1,724$ onde: 1,724 = factor de Van Bemmelen, o cal considera que a materia orgánica contén como media o 58% de carbono. 	<p>Referencias:</p> <p>Loring, D.H. and Rantala R.T.T., 1992. Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. Earth Sci. Rec., 32:235 - 283.</p> <p>Walkey, A. 1947. A critical examination of a rapid method for determining organic carbon in soil. Soil Sci., 63: 251 - 263.</p> <p>Jackson, M.L., 1958. Soil Chemical Analysis. Prentice Hall, New York, N.Y., 485 pp.</p>

INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS				
		Sistema Bentónico: Variable explicativa:	Fondos de tipo detrítico-sedimentario Contido en materia orgánica	
PARÁMETRO	UNIDADES	ESTANDARIZACIÓN	NORMA DE CALIDADE AMBIENTAL	OBSERVACIÓNS
Zona A Materia Orgánica	%	Utilización de dextrosa para estandarizar o método. Recoméndase unha desviación de materia orgánica en 10 réplicas $\leq 0,04\%$	Valores termo medio admitidos de MO ata un 50% superior que a media da zona control ou de referencia.	Comparación da evolución no tempo desta variable entre a zona A e o control ou referencia mediante o test estatístico axeitado para o contraste da hipótese H_0 : non existen diferenzas significativas entre os valores termo medio superiores ao 50% do control.
Zona B Materia Orgánica	%	Utilización de dextrosa para estandarizar o método. Recoméndase unha desviación de materia orgánica en 10 réplicas $\leq 0,04\%$	Valores termo medio admitidos de MO inferiores ou iguais aos valores media da zona control ou de referencia.	Comparación da evolución no tempo desta variable entre a zona B fronte ao control ou referencia mediante o test estatístico axeitado para o contraste da hipótese H_0 : non existen diferenzas significativas entre os valores termo medio.

MOSTRAXE

Sistema Bentónico:
Variable de estado:

Fondos rochosos
Biomasa de organismos formadores do hábitat

RECURSOS	PROCEDEMENTO DE MOSTRAXE	NORMATIVA APLICABLE
RECURSOS MATERIAIS	PREPARACIÓN	
<p>Lista de materiais:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Embarcación • GPS • Marco de 20 cm x 20 cm de PVC • Formularios para a recollida de información in situ, papel vexetal. • Taboíña de PVC e lapis graxo. • Espátula para raspar a superficie rochosa. • Neveira de campo. 	<p>Previamente terase identificado o "organismo formador do hábitat"</p>	<p>ISO 5667 - 9: 2003. Calidade da auga. Mostraxe. Parte 3: Liñas directrices para a conservación e manipulación de mostras de auga. Nesta norma inclúense:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Táboa de recomendacións para a conservación de mostras de macroalgas (masa fresca). <p>ISO 19493: 2007. Calidade da auga. Orientación para os estudos biolóxicos das poboacións do substrato duro. Nesta norma inclúense:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Mostraxe • Indicacións para a identificación taxonómica • Tratamento das mostras • Formulario de campo tipo <p>Consultar as citas seguintes recollidas na bibliografía desta guía: Bárbara et al. 1995 Cremades et al. 2004 Donze, 1968 Miranda, 1934 Otero-Schmitt and Pérez-Cirera, 2002.</p>
RECURSOS HUMANOS	RECOLLIDA	
<p>Lista de recursos humanos:</p> <ul style="list-style-type: none"> • 1 patrón de embarcación con título e equipo propio de mergullo. • 2 técnicos con experiencia na mostraxe de substratos rochosos con titulación e equipo propio de mergullo. 	<p>Cantidade de mostras: segundo a proposta de deseño experimental e nivel de vixilancia</p> <p>Procedemento:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Realízase un raspado da rocha sobre un cadrado de 20 cm x 20 cm recollendo toda a epibiota (macroalgas) • Fíxase a mostra nunha dilución de formaldehído. • Engádesse un tampón, como o bórax, para neutralizar o pH da mostra. <p>Rexistro:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Cubrir o formulario de rexistro e codificar as mostras respecto ás posicións obtidas con GPS. • Identificar cada mostra co código de mostra, o día da recollida e técnico responsable da mostraxe. 	
	CONSERVACIÓN	
	<p>Segundo o método normalizado de conservación da ISO 5667 9:- 2003, se a análise se vai realizar nas próximas 24 h. será suficiente refrixerar a mostra entre 1 e 5° C. Pola contra, se vai tardar máis a análise terase que conservar con formaldehído ao 37% neutralizado con tetraborato de sodio ou hexametilentetraamina (disolución de formalina de 100 g/l) para obter unha disolución do 3,7% de formaldehído (correspondente a unha dilución 1:10 da disolución de formalina).</p>	

ANÁLISE EN LABORATORIO				
Sistema Bentónico: Fondos rochosos				
Variable de estado: Biomasa de organismos formadores do hábitat				
RECURSOS	PROCEDEMENTO DE ANÁLISE	NORMATIVA APLICABLE		
RECURSOS MATERIAIS				
<p>Lista de materiais:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Bandexas de plástico. • Filtro de 0,5 mm de luz de malla • Instrumentos de disección (pinzas, lancetas, etc.). • Unha lupa provista de flexo. • Lupa binocular. • Microscopio. • Claves de determinación. • Equipos de protección persoal para produtos químicos 	<p>Procedemento:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Se a mostra foi fixada lávase sobre un filtro de 0,5 mm de luz de malla para eliminar o formol. • Procédese á separación de espécimes sobre unha bandexa de plástico, coa axuda da luz dun flexo provisto de lupa para ver os individuos de menor tamaño. • As algas separadas do resto dos organismos recóllense da bandexa usando unhas pinzas de reloxeiro. • As algas separadas recóntanse e almacénanse en botes con formalina ata a súa posterior identificación. • A clasificación debe realizarse coa axuda de claves actualizadas do grupo taxonómico seleccionado (algas). • Por último, calcúlase a biomasa destes organismos (peso seco despois da exposición a 105° C durante 24 h). 	<p>ISO 19493: 2007. Calidade da auga. Orientación para os estudos biolóxicos das poboacións do substrato duro. Nesta norma inclúense:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Mostraxe • Indicacións para a identificación taxonómica • Tratamento das mostras • Formulario de campo tipo 		
RECURSOS HUMANOS				
<p>Lista de recursos humanos:</p> <ul style="list-style-type: none"> • 1 técnico con experiencia na identificación de organismos mariños e que coñeza as normas de seguridade do laboratorio. 				
REACTIVOS				
<p>Lista de reactivos:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Formaldehido ao 37% • Tampón de tetraborato de sodio ou hexametilentetraamina 				

INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS

Sistema Bentónico:
Variable de estado:

Fondos rochosos
Biomasa de organismos formadores do hábitat

PARÁMETRO	UNIDADES	NORMA DE CALIDADE AMBIENTAL	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS
Fondo rochoso inter ou submareal próximo ás instalacións Biomasa	g/m ²	Comparación da evolución no tempo da biomasa dos organismos formadores do hábitat entre o fondo rochoso máis afectado polas instalacións e o fondo control ou de referencia mediante o test estatístico axeitado que contraste a hipótese H ₀ : non existen diferenzas significativas entre os valores termo medio.	Referencias: Nas instalacións que se encontren nas masas de auga descritas pola táboa 45 da Orde ARM/2656/2008 utilizaranse os indicadores que se describen nesta.

MOSTRAXE Sistema Bentónico: Fondos de maërl Variable de estado: Biomasa/Tanatomasa		
RECURSOS	PROCEDEMENTO DE MOSTRAXE	NORMATIVA APLICABLE
RECURSOS MATERIAIS Lista de materiais: <ul style="list-style-type: none"> • Embarcación • GPS • Marco de 20 cm x 20 cm de PVC. • Formularios para a recollida de información in situ, papel vexetal. • Lapis • Taboíña de PVC e lapis graxo. • Espátula ou paleta para a recollida de algas calcarias. • Neveira de campo. 	PREPARACIÓN	ISO 5667 - 9: 2003. Calidade da auga. Mostraxe. Parte 3: Liñas directrices para a conservación e manipulación de mostras de auga. Nesta norma inclúense: <ul style="list-style-type: none"> • Táboa de recomendacións para a conservación de mostras de macroalgas (masa fresca).
RECURSOS HUMANOS	RECOLLIDA Cantidade de mostras: segundo a proposta de deseño experimental e nivel de vixilancia Procedemento: <ul style="list-style-type: none"> • Realízase un raspado da rocha sobre un cadrado de 20 cm x 20 cm recollendo toda a comunidade • Fixase a mostra nunha dilución de formaldehido. • Engádese un tampón, como o bórax, para neutralizar o pH da mostra. Rexistro: <ul style="list-style-type: none"> • Cubrir o formulario de rexistro e codificar as mostras respecto ás posicións obtidas con GPS. • Identificar cada mostra co código da mostra, o día da recollida e técnico responsable da mostraxe. 	
Lista de recursos humanos: <ul style="list-style-type: none"> • 1 patrón de embarcación con título e equipo propio de mergullo. • 2 técnicos con experiencia na toma de mostras de organismos bentónicos e con titulación e equipo propio de mergullo. 	CONSERVACIÓN Segundo o método normalizado de conservación da ISO 5667 9:- 2003, se a análise se vai realizar nas próximas 24 h. será suficiente refrixerar a mostra entre 1 e 5° C. Pola contra, se vai tardar máis a análise terase que conservar con formaldehido ao 37% neutralizado con tetraborato de sodio ou hexametilentetraamina (disolución de formaliina de 100 g/l) para obter unha disolución do 3,7% de formaldehido (correspondente a unha dilución 1:10 da disolución de formalina).	ISO 19493: 2007. Calidade da auga. Orientación para os estudos biolóxicos das poboacións do substrato duro. Nesta norma inclúense: <ul style="list-style-type: none"> • Mostraxe • Indicacións para a identificación taxonómica • Tratamento das mostras • Formulario de campo tipo Consultar as citas seguintes recollidas na bibliografía desta guía: Peña e Bárbara 2007, 2008 a,b, 2009, 2010. Peña 2010

ANÁLISE EN LABORATORIO				
	Sistema Bentónico: Variable de estado:	Fondos de maërl Biomasa/Tanatomasa		
RECURSOS	PROCEDEMENTO DE ANÁLISE	NORMATIVA APLICABLE		
RECURSOS MATERIAIS				
Lista de materiais: <ul style="list-style-type: none"> • Bandexas de plástico. • Filtro de 0,5 mm de luz de malla • Instrumentos de disección (pinzas, lancetas, etc.). • Unha lupa provista de flexo. • Lupa binocular. • Microscopio. • Claves de determinación. • Equipos de protección persoal para produtos químicos 	Procedemento: En xeral, non require unha separación pola súa doada identificación, en calquera caso pódese seguir os seguintes pasos: <ul style="list-style-type: none"> • Se a mostra foi fixada lávase sobre un filtro de 0,5 mm de luz de malla para eliminar o formaldehido. • Procédese á separación de espécimes sobre unha bandexa de plástico, coa axuda da luz dun flexo provisto de lupa para ver os individuos de menor tamaño. • As algas separadas do resto dos organismos recóllense da bandexa usando unhas pinzas de reloxeiro. • As algas separadas recóntanse e almacénanse en botes con formaldehido ata a súa posterior identificación. • A clasificación debe realizarse con axuda de claves actualizadas do grupo taxonómico seleccionado (algas). • Por último, calcúlase a biomasa destes organismos (peso seco despois da exposición a 105° C durante 24 h). 	ISO 19493: 2007. Calidade da auga. Orientación para os estudos biolóxicos das poboacións do substrato duro. Nesta norma inclúense: <ul style="list-style-type: none"> • Mostraxe • Indicacións para a identificación taxonómica • Tratamento das mostras • Formulario de campo tipo 		
RECURSOS HUMANOS				
Lista de recursos humanos: <ul style="list-style-type: none"> • 1 técnico con experiencia na identificación de organismos mariños e que coñeza as normas de seguridade do laboratorio 				
REACTIVOS				
Lista de reactivos: <ul style="list-style-type: none"> • Formaldehido ao 37% • Tampón de tetraborato de sodio ou exametilentetraamina. 				

INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS			
		Sistema Bentónico:	Fondos de maërl
		Variable de estado:	Biomasa/Tanatomasa
PARÁMETRO	UNIDADES	NORMA DE CALIDADE AMBIENTAL	OBSERVACIÓNS
Fondo de maërl próximo ás instalacións Relación biomasa/tanatomasa	Biomasa = g/m ² Tanatomasa = g/m ²	Comparación da evolución no tempo da relación biomasa/tanatomasa de algas calcarias entre o fondo de maërl máis afectado polas instalacións e o fondo control ou de referencia, mediante o test estatístico axeitado que contraste a hipótese H ₀ : non existen diferenzas significativas entre os valores termo medio.	Referencias: Nas instalacións que se encontren nas masas de auga descritas pola táboa 45 do Orde ARM/2656/2008 utilizaranse os indicadores que se describen nesta.

MOSTRAXE Sistema Bentónico: Pradeira de fanerógamas mariñas Variable de estado: Densidade de feixes		
RECURSOS	PROCEDEMENTO DE MOSTRAXE	REFERENCIAS
RECURSOS MATERIAIS	PREPARACIÓN	
Lista de materiais: <ul style="list-style-type: none"> • Embarcación. • GPS. • Marco de 40 cm x 40 cm de PVC • Formularios para a recollida de información in situ, papel vexetal. • Taboíña de PVC e lapis graxo. • Fita métrica de 50 m. 		Romero, J. 1988. Epífitos de las hojas de <i>Posidonia oceánica</i>: variaciones estacionales y batimétricas de biomasa en la pradera de las islas Medas (Gerona). Oecología aquatica. Spain 9: 19 - 25.
RECURSOS HUMANOS	RECOLLIDA	
Lista de recursos humanos: <ul style="list-style-type: none"> • 1 patrón de embarcación con título e equipo propio de mergullo. • 2 técnicos con experiencia na mostraxe de fanerógamas mariñas e con titulación e equipo propio de mergullo. 	Cantidade de mostrax: segundo a proposta de deseño experimental e nivel de vixilancia. Procedemento: <ul style="list-style-type: none"> • O método consiste na mostraxe visual de densidade, utilizarase o método do cadrado, usando para iso un cadrado de 40 cm x 40 cm. • En cada estación, e sempre que a extensión da pradeira o permita, un dos mergulladores despregará un transecto de 40 m dende a áncora da embarcación, en dirección paralela ás isóbatas. Ao longo deste transecto realizaranse todas as mostrax para evitar a dispersión do grupo e desorientacións con respecto á posición da embarcación. • Se a extensión da pradeira ou as irregularidades do terreo non permiten estender o transecto de 50 m, os puntos de mostraxe estableceranse ao azar cada 4 ou 5 aletadas do mergullador, manténdose sempre dentro do rango de profundidades desexado. <p>A densidade do feixe (n.º feixes / m²) mídese contando o número de feixes dentro do cadrado, disposto sobre as manchas de pradeira.</p> <p>A cobertura (%) mídese visualmente ao longo de transectos lineais de 50 m, estimando a porcentaxe de substrato ocupada por manchas da pradeira.</p> <p>A densidade global de feixes (Dg) calcúlase a partir da densidade de feixes (d) e a cobertura de pradeira (%C) segundo a ecuación de Romero (1989): $Dg = d \times \%C/100$</p>	Romero, J. 1989a. Note sur la floraison de <i>Posidonia oceanica</i> (L.) Delile dans les îles Medas (Gerona, Espagne). Posidonia Newsletter 2(2), 15-18. Romero, J. 1989b. Seasonal pattern of <i>Posidonia oceanica</i> production: growth, age and renewal of leaves. In International Workshop on Posidonia Beds. C. F. BOUDOURESQUE, A. MEINESZ, E. FRESI & V. GRAVEZ (Eds.) GIS Posidonie Publ., Fr. 2: 63 - 67. Romero, J. 1989c. Primary production of <i>Posidonia oceanica</i> beds in the Medas Islands (Girona, N.E. Spain). In International Workshop on Posidonia Beds. C. F. BOUDOURESQUE, A. MEINESZ, E. FRESI & V. GRAVEZ (Eds.) GIS Posidonie Publ., Fr. 2: 85 - 91.
	CONSERVACIÓN	
	NON PROCEDE. As mostrax realízanse mediante un método directo, o mergullador realiza a cuantificación in situ.	

INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS			
		Sistema Bentónico:	Pradeira de fanerógamas mariñas
		Variable de estado:	Densidade
PARÁMETRO	UNIDADES	NORMA DE CALIDADE AMBIENTAL	OBSERVACIÓNS
Pradeira de fanerógamas próxima ás instalacións Dg Densidade global de feixes	%	Comparación da evolución no tempo da densidade global de feixes entre a pradeira máis afectada polas instalacións e a pradeira control ou de referencia, mediante o test estatístico axeitado que contraste a hipótese H_0 : non existen diferenzas significativas entre os valores termo medio.	Referencias: Nas instalacións que se encontren nas masas de auga descritas pola táboa 45 da Orde ARM/2656/2008 utilizaranse os indicadores que se describen nesta.

MOSTRAXE

Sistema Peláxico Variable de estado: Clorofila-a

RECURSOS MATERIAIS	PREPARACIÓN	
<p>Lista de materiais:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Embarcación • GPS • Sonda multiparamétrica (CTD) cun fluorómetro. • Poleas • Cabos de lonxitude acorde á profundidade da mostraxe. • Formulario para a recollida de información in situ. • Ordenador para a lectura e procesado dos datos obtidos pola sonda multiparamétrica 	<p>Seguir as instrucións do fabricante da sonda multiparamétrica para o calibrado, transporte e mantemento da sonda.</p> <p>Calibración:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Para a calibración deste sensor deben compensarse os coeficientes de conversión do sinal, utilizando para iso unha disolución patrón estándar de fluorescencia e como referencia un fluorómetro cunha disolución patrón de clorofila-a caracterizada nun laboratorio de cultivo de mono especies de fitoplancto (<i>Thalassiosira weissflogii</i>). 	
RECURSOS HUMANOS	RECOLLIDA	
<p>Lista de recursos humanos:</p> <ul style="list-style-type: none"> • 1 patrón de embarcación con título e equipo propio de mergullo • 2 técnicos con experiencia en utilización de sondas multiparamétricas e con titulación e equipo propio de mergullo 	<p>Cantidade de mostrax: segundo a proposta de deseño experimental e nivel de vixilancia</p> <p>Procedemento:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Teranse que seguir as recomendacións do fabricante en todo momento, respecto á toma de medidas. • Somérxese o CTD, a ser posible asegurando unha velocidade de descenso e ascenso constante. • Espérase 60 s. a que se establece o instrumento na profundidade de mostraxe. • Empézase a tomar as medidas do perfil. Consultar protocolo do fabricante. • Rexístrase o perfil (ascenso, descenso ou ambos os dous). • Desbótase os datos do primeiro e último metro e os datos obtidos no descenso, utilizar só os de ascenso. • Realízase a mostraxe no resto dos puntos do transecto. 	
	CONSERVACIÓN	
	<p>NON PROCEDE.</p> <p>As mostrax realízanse mediante un método directo, o sensor fai a medición directamente polo que non se producirá a extracción dunha mostra de auga.</p>	

ISO 5667 - 1: 2006. Calidade da auga.
Mostraxe. Parte 1: Liñas directrices para a concepción de programas e técnicas de mostraxe.

Nesta norma inclúense:

- Definición de mostrax tomadas en serie (perfis verticais).
- A preparación dunha campaña de mostraxe e de todo o equipo necesario.

INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS		Sistema Peláxico		
		Variable de estado: Clorofila-a		
PARÁMETRO	UNIDADES	LÍM. DE CUANTIFICACIÓN	NORMA DE CALIDADE AMBIENTAL	OBSERVACIÓNS
Zona A Clorofila-a	µg/l	O indicado polo fabricante do sensor.	Valores de Chl-a (percentil 90) admitidos segundo o que sinale o valor indicativo do máximo estacional para cada tipoloxía de masa de auga.	Referencias: • Orde ARM/2656/2008
Zona B Clorofila-a	µg/l	O indicado polo fabricante do sensor.	Valores termo medio de Chl-a (percentil 90) admitidos ata un 25% distinto dos da zona control ou de referencia pero sen superar o límite bo/moderado do indicador Chl-a establecidos polo anexo III para cada un dos tipos de masas de auga, táboa 45 da Orde ARM/2656/2008.	Referencias: • Orde ARM/2656/2008

MOSTRAXE

Sistema Peláxico

Variable explicativa: Temperatura

RECURSOS RECURSOS MATERIAIS	PROCEDEMENTO DE MOSTRAXE PPREPARACIÓN	
<p>Lista de materiais:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Embarcación • GPS • Preferentemente sonda multiparamétrica (CTD) con sensor de temperaturapoleas • Poleas • Cabos de lonxitude á profundidade da mostraxe • Formulario para a recollida de información in situ • Ordenador para a lectura e procesado dos datos obtidos pola sonda multiparamétrica 	<p>Seguir as instrucións do fabricante da sonda multiparamétrica para o calibrado, transporte e mantemento da sonda.</p> <p>Calibrado:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Realizar a medida da temperatura cun termómetro certificado por un laboratorio autorizado. • A lectura da nosa sonda e do termómetro certificado terán que estar dentro do intervalo de exactitude (precisión) dada polo fabricante, pola contra terá que enviarse o equipo para que axuste o sensor ou desenvolva o protocolo establecido polo fabricante. 	
RECURSOS HUMANOS	RECOLLIDA	<p>ISO 5667- 1: 2006. Calidade da auga. Mostraxe. Parte 1: Liñas directrices para a concepción de programas e técnicas de mostraxe.</p> <p>Nesta norma inclúense:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Definición de mostraxas tomadas en serie (perfis verticais). • A preparación dunha campaña de mostraxe e de todo o equipo necesario.
<p>Lista de recursos humanos:</p> <ul style="list-style-type: none"> • 1 patrón de embarcación con título e equipo propio de mergullo • técnicos con experiencia en utilización de sondas multiparamétricas e con titulación e equipo propio de mergullo 	<p>Cantidade de mostraxas: segundo a proposta de deseño experimental e nivel de vixilancia.</p> <p>Procedemento:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Teranse que seguir as recomendacións do fabricante en todo momento, respecto á toma de medidas. • Soméxese o CTD, a ser posible asegurando unha velocidade de descenso e ascenso constante. • Espérase 60 s. a que se establece o instrumento na profundidade da mostraxe. • Empézase a tomar as medidas do perfil. Consultar o protocolo do fabricante. • Rexístrase o perfil (ascenso, descenso ou ambos os dous). • Desbotar os datos do primeiro e último metro e os datos obtidos no descenso, utilizar só os de ascenso. • Realízase a mostraxe no resto de puntos do transecto. <p style="text-align: center;">CONSERVACIÓN</p> <p>NON PROCEDE: As mostraxas realízanse mediante un método directo, o sensor fai a medición directamente polo que non se producirá a extracción dunha mostra de auga.</p>	

INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS		Sistema Peláxico		
		Variable explicativa: Temperatura		
PARÁMETRO	UNIDADES	LÍMITE DE CUANTIFICACIÓN	NORMA DE CALIDADE AMBIENTAL	OBSERVACIÓNS
Zona A Temperatura	°C	O indicado polo fabricante do sensor.	Considérase como límite moi bo/bo o valor correspondente a unha desviación $\leq 15\%$ respecto ás condicións do control ou de referencia e como límite bo/moderado o correspondente a unha desviación entre o 15 e o 25%	Referencias: • Orde ARM/2656/2008
Zona B Temperatura	°C	O indicado polo fabricante do sensor.	Considérase como límite moi bo/bo o valor correspondente a unha desviación $\leq 15\%$ respecto ás condicións do control ou de referencia e como límite bo/moderado o correspondente a unha desviación entre o 15 e o 25%	Referencias: • Orde ARM/2656/2008

MOSTRAXE Sistema Peláxico Variable explicativa: Salinidade		
RECURSOS	PROCEDEMENTO DE MOSTRAXE	NORMATIVA APLICABLE
RECURSOS MATERIAIS Lista de materiais: <ul style="list-style-type: none"> • Embarcación • GPS • Sonda multiparamétrica (CTD) con sensor de salinidade. • Poleas • Cabos de lonxitude acorde á profundidade da mostraxe. • Formulario para a recollida de información in situ. • Ordenador para a lectura e procesado dos datos obtidos pola sonda multiparamétrica. 	PREPARACIÓN Seguir as instrucións do fabricante da sonda multiparamétrica para o calibrado, transporte e mantemento da sonda. Calibración: <ul style="list-style-type: none"> • Utilización da Escala de Salinidade Práctica, realizarase o calibrado cunha mostra de auga de mar estándar (dispoñible no Standard Seawater Services, Institute of Oceanographic Services, Warmey, Godalming, Surrey, OSIL (Ocean Scientific International Ltd.), cunha condutividade relativa ao KCl coñecida, seguindo as instrucións do fabricante. 	ISO 5667 - 1: 2006. Calidade da auga. Mostraxe. Parte 1: Liñas directrices para a concepción de programas e técnicas de mostraxe. Nesta norma inclúense: <ul style="list-style-type: none"> • Definición de mostras tomadas en serie (perfis verticais). • A preparación dunha campaña de mostraxe e de todo o equipo necesario.
RECURSOS HUMANOS	RECOLLIDA Cantidade de mostras: segundo a proposta de deseño experimental e nivel de vixilancia. Procedemento: <ul style="list-style-type: none"> • Teranse que seguir as recomendacións do fabricante en todo momento, respecto á toma de medidas. • Somérxese o CTD, a ser posible asegurando unha velocidade de descenso e ascenso constante. • Espérase 60 s. a que se estabilice o instrumento na profundidade da mostraxe. • Empézase a tomar as medidas do perfil. Consultar o protocolo do fabricante. • Rexístrase o perfil (ascenso, descenso ou ambos os dous). • Realízase a mostraxe no resto de puntos do transecto. O sensor realizará a determinación da condutividade na auga e transformaraa en salinidade seguindo os algoritmos da UNESCO sobre as propiedades básicas da auga de mar.	
Lista de recursos humanos: <ul style="list-style-type: none"> • 1 patrón de embarcación con título e equipo propio de mergullo. • 2 técnicos con experiencia na utilización de sondas multiparamétricas e con titulación e equipo propio de mergullo. 	CONSERVACIÓN NON PROCEDE. As mostras realízanse mediante un método directo, o sensor fai a medición directamente polo que non se producirá a extracción dunha mostra de auga.	

INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS		Sistema Peláxico Variable explicativa: Salinidade		
PARÁMETRO	UNIDADES	LÍMITE DE CUANTIFICACIÓN	NORMA DE CALIDADE AMBIENTAL	OBSERVACIÓNS
Zona A Salinidade	‰	O indicado polo fabricante do sensor.	Considérase como límite moi bo/bo o valor correspondente a unha desviación $\leq 15\%$ respecto ás condicións do control ou de referencia e como límite bo/moderado o correspondente a unha desviación entre o 15 e o 25%.	<p>Na Directiva europea para a calidade esixida ás augas para a cría de moluscos establécese que non deberá de ser $\leq 40\%$. Ademais, a variación da salinidade provocada por unha vertedura, nas augas para cría de moluscos afectadas pola devandita vertedura, non deberá ser superior en máis dun 10% á salinidade medida nas augas non afectadas. Teranse en conta as salinidades mínimas e máximas para un crecemento adecuado dos peixes.</p> <p>Referencias</p> <ul style="list-style-type: none"> • Orde ARM/2656/2008 • Directiva 2006/113/CE
Zona B Salinidade	‰	O indicado polo fabricante do sensor.	Considérase como límite moi bo/bo o valor correspondente a unha desviación $\leq 15\%$ respecto ás condicións do control ou de referencia e como límite bo/moderado o correspondente a unha desviación entre o 15 e o 25%.	<p>Referencias</p> <ul style="list-style-type: none"> • Orde ARM/2656/2008

MOSTRAXE

Sistema Peláxico Variable explicativa: Turbidez

RECURSOS MATERIAIS	PREPARACIÓN	
<p>Lista de materiais:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Embarcación • GPS • Sonda multiparamétrica (CTD) con sensor óptico de turbidez. • Poleas • Cabos de lonxitude acorde á profundidade da mostraxe. • Formulario para a recollida de información in situ. • Ordenador para a lectura e procesado dos datos obtidos pola sonda multiparamétrica. 	<p>Seguir as instrucións do fabricante da sonda multiparamétrica para o calibrado, transporte e mantemento da sonda.</p> <p>Calibración:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Desenvolver o protocolo establecido polo fabricante. Débese utilizar unha disolución patrón estándar de turbidez. E mediante a compensación dos coeficientes de conversión do sinal debe conseguirse a sensibilidade esperada en unidades do sistema internacional, Unidades de Turbidez Formacina (FTU) ou Unidades Nefelométricas de Turbidez (NTU). Segundo o rango de turbidez tamén se pode expresar como Unidades Nefelométricas de Formacina (UNF) ou Unidades de Atenuación de Formacina (UAF). 	<p>ISO 5667 - 1: 2006. Calidade da auga. Mostraxe. Parte 1: Liñas directrices para a concepción de programas e técnicas de mostraxe.</p> <p>Nesta norma inclúense:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Definición de mostras tomadas en serie • (perfís verticais). • A preparación dunha campaña de mostraxe e de todo o equipo necesario. <p>ISO 7027: 1999. Calidade da auga. Determinación da turbidez.</p> <p>Nesta norma inclúense:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Método do tubo da avaliación da transparencia • Método do disco de avaliación da transparencia (Disco Secchi) • Método da radiación difusa • Método da atenuación da transparencia
<p>Lista de recursos humanos:</p> <ul style="list-style-type: none"> • 1 patrón de embarcación con título e equipo propio de mergullo. • 2 técnicos con experiencia en utilización de sondas multiparamétricas e con titulación e equipo propio de mergullo. 	<p>RECOLLIDA</p> <p>Cantidade de mostras: segundo a proposta de deseño experimental e nivel de vixilancia.</p> <p>Procedemento:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Teranse que seguir as recomendacións do fabricante en todo momento, respecto á toma de medidas. • Somérxese o CTD, a ser posible asegurando unha velocidade de descenso e ascenso constante. • Espérase 60 s. a que se establece o instrumento na profundidade da mostraxe. • Empézase a tomar as medidas do perfil. Consultar o protocolo do fabricante. • Rexístrase o perfil (ascenso, descenso ou ambos os dous). • Realízase a mostraxe no resto dos puntos do transecto. <p>CONSERVACIÓN</p> <p>NON PROCEDE.</p> <p>As mostras realízanse mediante un método directo, o sensor fai a medición directamente polo que non se producirá a extracción dunha mostra de auga.</p>	

INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS				
Sistema Peláxico				
Variable explicativa: Turbidez				
PARÁMETRO	UNIDADES	LÍMITE DE CUANTIFICACIÓN	NORMA DE CALIDADE AMBIENTAL	OBSERVACIÓNS
Zona A Turbidez	NTU	O indicado polo fabricante do sensor.	Recoméndanse valores nunca superiores en 4 NTU respecto ao control ou referencia. Non obstante pódese admitir que non existan diferenzas significativas nos valores termo medio que supoñan un incremento da turbidez >50% respecto ao control ou referencia	Valores nunca superiores a 4 NTU Teranse en conta as NTU de turbidez máximas para un crecemento axeitado dos peixes. Referencias: • Orde ARM/2656/2008
Zona B Turbidez	NTU	O indicado polo fabricante do sensor.	Que non existan diferenzas significativas nos valores termo medio que supoñan un incremento da turbidez >25% respecto ao control ou referencia	Referencias: • Orde ARM/2656/2008

MOSTRAXE

Sistema Peláxico

Variable explicativa: Osíxeno disolto

RECURSOS MATERIAIS	PREPARACIÓN	
<p>Lista de materiais:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Embarcación • GPS • Sonda multiparamétrica (CTD) con sensor selectivo de O₂ • Poleas • Cabos de lonxitude acorde á profundidade da mostraxe • Formulario para a recollida de información in situ 	<p>Seguir as instrucións do fabricante da sonda multiparamétrica para o calibrado, transporte e mantemento da sonda.</p> <p>Calibrado do sensor de O₂:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Axustar o cero eléctrico do instrumento (se procede). • Calibrado dun valor próximo á saturación, burbullando aire a través da auga a temperatura constante de maneira que se faga chegar o máis próximo á saturación de O₂; déixase ao redor de 15 min. a esa temperatura e determinase a concentración de O₂ mediante o método iodométrico da norma (ISO 5813). • Realizar unha curva do calibrado a concentracións coñecidas. 	<p>ISO 5667 - 1: 2006. Calidade da auga. Mostraxe. Parte 1: Liñas directrices para a concepción de programas e técnicas de mostraxe.</p> <p>Nesta norma inclúense:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Definición de mostras tomadas en serie (perfis verticais). • A preparación dunha campaña de mostraxe e de todo o equipo necesario.
RECURSOS HUMANOS	RECOLLIDA	
<p>Lista de recursos humanos:</p> <ul style="list-style-type: none"> • 1 patrón de embarcación con título e equipo propio de mergullo. • 2 técnicos con experiencia en utilización de sondas multiparamétricas e con titulación e equipo propio de mergullo. 	<p>Cantidade de mostras: segundo a proposta de deseño experimental e nivel de vixilancia.</p> <p>Procedemento:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Teranse que seguir as recomendacións do fabricante en todo momento, respecto á toma de medidas. • Somérxese o CTD, a ser posible asegurando unha velocidade de descenso e ascenso constante. • Espérase 60 s. a que se establece o instrumento na profundidade da mostraxe. • Empézase a tomar as medidas do perfil. Consultar o protocolo do fabricante. • Rexístrase o perfil (ascenso, descenso ou ambos os dous). • Desbótase os datos do primeiro e último metro e os datos obtidos no descenso, utilizar só os de ascenso. • Realizar a mostraxe no resto de puntos do transecto. 	<p>ISO 5814: 1990. Calidade da auga. Mostraxe. Determinación do osíxeno disolto. Método electroquímico.</p> <p>Nesta norma inclúense:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Exemplo de calibrado do sensor • Cálculo da concentración de O₂ • Táboas de solubilidade do O₂ en función da temperatura, a salinidade e a presión para a corrección dos datos.
	CONSERVACIÓN	
	<p>NON PROCEDE.</p> <p>As mostras realízanse mediante un método directo, o sensor fai a medición directamente polo que non se producirá a extracción dunha mostra de auga.</p>	

INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS		Sistema Peláxico		
		Variable explicativa: Osíxeno disolto		
PARÁMETRO	UNIDADES	LÍMITE DE CUANTIFICACIÓN	NORMA DE CALIDADE AMBIENTAL	OBSERVACIÓNS
Zona A Osíxeno disolto	%	O indicado polo fabricante do sensor.	>70%	<p>O 70% de saturación de osíxeno é o mínimo para un crecemento axeitado dos peixes. Se unha medición individual indicase un valor inferior ao 70%, as medicións repetiranse. Unha medición individual non poderá indicar un valor inferior ao 60%.</p> <p>Referencias:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Orde ARM/2656/2008 • Directiva 2006/113/CE
Zona B Osíxeno disolto	%	O indicado polo fabricante do sensor.	Valores ata un 25% distintos do control ou referencia	<p>Non se pode superar o 25% do límite de saturación das condicións medias da zona de control de referencia.</p> <p>Referencias:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Orde ARM/2656/2008

galicia

ISBN: 978-84-7453-5281-6
9 788445 352816

