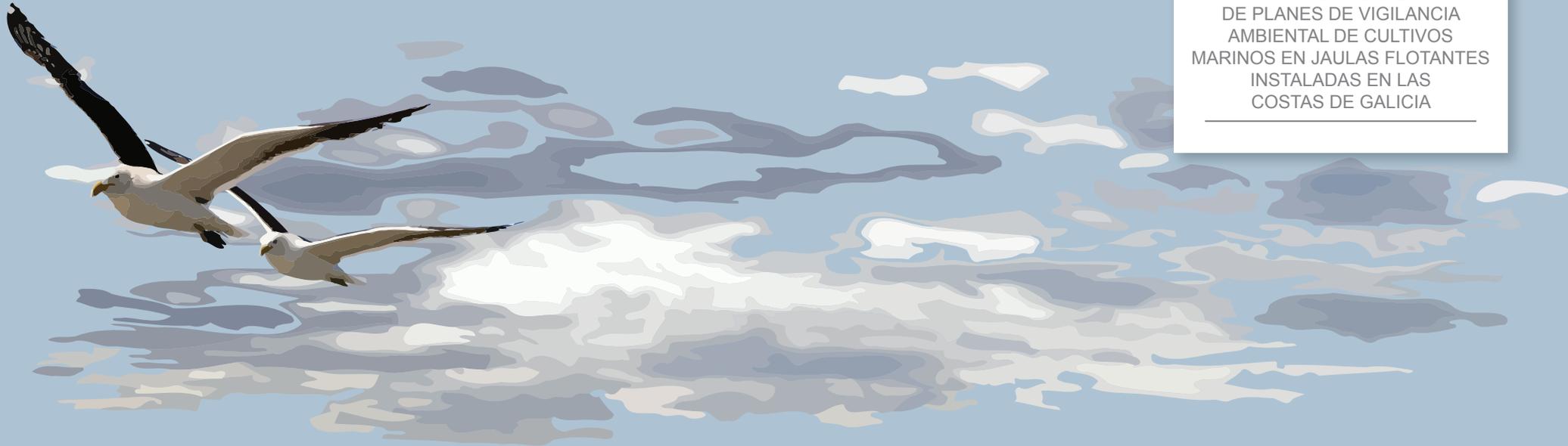
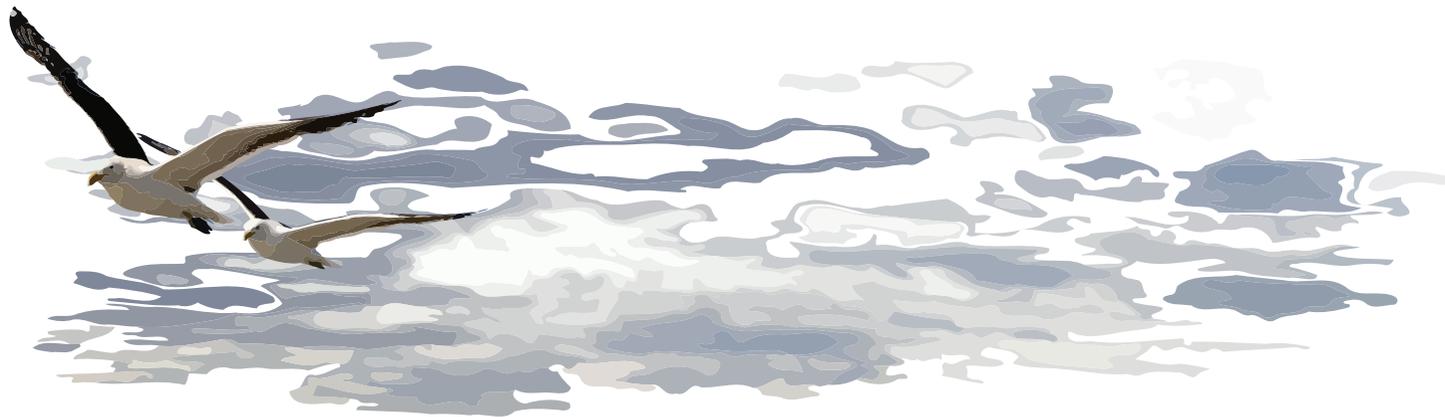


ESTRATEGIA GALLEGA ACUICULTURA

GUIA PARA LA REALIZACIÓN
DE PLANES DE VIGILANCIA
AMBIENTAL DE CULTIVOS
MARINOS EN JAULAS FLOTANTES
INSTALADAS EN LAS
COSTAS DE GALICIA



XUNTA DE GALICIA



ESTRATEGIA GALLEGA ACUICULTURA

GUIA PARA LA REALIZACIÓN
DE PLANES DE VIGILANCIA
AMBIENTAL DE CULTIVOS
MARINOS EN JAULAS FLOTANTES
INSTALADAS EN LAS
COSTAS DE GALICIA



DR. ALEJO CARBALLEIRA OCAÑA
DR. CARLOS BRAIS CARBALLEIRA BRAÑA

Ecotoxicología. Área de Ecología
Departamento de Biología Funcional
Facultad de Biología
Universidad 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: 978-84-453-5282-3

Depósito Legar: C 1886-2017

“ Por una acuicultura responsable y medioambientalmente
sostenible en nuestra comunidad autónoma ”

Agradecimientos

Por sus aportaciones y revisión del texto queremos mostrar nuestra gratitud a todos los organismos participantes de la Administración de la Xunta de Galicia, así como:

Dr. Jesús Aboal Viñas

Grupo de Investigación en Ecotoxicología (ECOTOX)
Área de Ecología. Departamento de Biología Funcional
Facultad de Biología. Campus de Vida
Universidad de Santiago de Compostela

Dr. Ignacio Bárbara Criado

Grupo de Investigación en Biología Costera (BioCost)
Laboratorio de Algas Marinas. Área de Botánica
Departamento de Biología Animal, Biología vegetal y Ecología
Facultad de Ciencias
Universidad de A Coruña

Dr. Javier Cremades Ugarte

Grupo de Investigación en Biología Costera (BioCost)
Laboratorio de Algas Marinas. Área de Botánica
Departamento de Biología Animal, Biología vegetal y Ecología
Facultad de Ciencias
Universidad de A Coruña

Dra. Rosario de la Huz Serrano

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

Dr. Mariano Lastra Valdor

Equipo de Ecología y Zoología Laboratorio de Ecología Bentónica
Departamento de Ecología y Biología Animal
Facultad de Ciencias del Mar
Universidad de Vigo

Dr. José Mora Bermúdez

Departamento de Zoología
Facultad de Biología
Universidad de Santiago de Compostela

Dr. Carlos Real Rodríguez

Grupo de Investigación en Ecotoxicología (ECOTOX)
Área de Ecología. Departamento de Biología Funcional
Escuela Politécnica Superior. Campus de Lugo
Universidad de Santiago de Compostela

Dr. Jesús Souza Troncoso

Equipo de Ecología y Zoología
Laboratorio de Adaptaciones de Animales marinos
Departamento de Ecología y Biología Animal
Facultad de Ciencias del Mar
Universidad de Vigo

Índice

Acrónimos y palabras clave	15
Índice de figuras y tablas	17
Prólogo	19
Introducción	21
Justificación, antecedentes y criterios metodológicos para la elaboración de la propuesta	27
Impactos ambientales potenciales de la acuicultura marina en jaulas	35
Efectos sobre el medio.....	37
Efectos sobre la calidad del agua.....	37
Efectos sobre las características geoquímicas del sedimento	38
Efectos sobre los organismos y las comunidades	40
Efectos sobre los productores primarios.....	40
Efectos sobre las comunidades bentónicas.....	41
Efectos sobre los hábitats sensibles.....	43
Efectos sobre las poblaciones de peces y aves	44
Efectos de los compuestos químicos manejados en maricultura	46
Importancia de la selección del sitio y de la gestión en los impactos ecológicos	49
Importancia de la selección del sitio	49
Importancia de la gestión.....	54
Compartimentos y zonas del medio a considerar en los planes de vigilancia ambiental	57
Identificación de compartimentos del medio	59
Establecimiento de la zona de efectos permitidos (ZEP).....	59
Delimitación del área de influencia potencial	60
Perturbaciones no deseadas	63

Perturbaciones no deseadas en el sistema pelágico	65
Perturbaciones no deseadas en el sistema bentónico	65
En general.....	65
En fondos de tipo detrítico-sedimentario	65
En fondos rocosos inter y sub-mareales.....	66
En fondos de maërl/rodolitos	66
En praderas de fanerógamas marinas.....	66
Selección de las variables indicadoras de impacto	67
Criterios para la selección de las variables indicadoras.....	69
Variables de la vigilancia sistemática	70
Variables de estado	70
Concepto de suficiencia taxonómica	70
Poblamiento infaunal de poliquetos	72
Variables explicativas.....	74
Granulometría; fracción fina (FF) del sedimento	74
pH	74
Potencial de oxidación-reducción (Eh)	75
Señal isotópica del N ($\delta^{15}\text{N}$).....	75
Sulfuros libres totales (TFS)	76
Contenido en materia orgánica (MO).....	77
Priorización de las variables explicativas.....	78
Fondos rocosos.....	80
Fondos rocosos intermareales	82
Formaciones de Fucas.....	82
Cinturas de carragenófitos.....	82
Fondos rocosos submareales	82
Bosques de Laminariales.....	82
Fondos de maërl	84
Costas sedimentarias.....	85
Praderas de fanerógamas marinas	86

Otros tipos de indicadores.....	87
Sistema pelágico.....	87
La columna de agua.....	87
Variables de vigilancia visual.....	88
Objetivos de calidad.....	93
Diseño experimental.....	97
Justificación del diseño propuesto.....	99
Diseño de la toma de muestras.....	101
Escala espacial.....	101
Modelo zonal.....	101
Modelo gradual.....	102
Estado cero.....	104
Escala temporal o periodicidad.....	105
Interpretación de los resultados.....	106
Modelo gradual.....	106
Modelo zonal: contraste de hipótesis.....	107
Normas de calidad ambiental (NCA).....	111
NCA para sistema bentónico.....	113
NCA para las variables de fondos detrítico-sedimentarios.....	113
Variable de estado.....	113
Variables explicativas.....	113
NCA para las variables de poblaciones y comunidades sensibles o de alto valor ecológico.....	115
Fondos de maërl.....	116
Praderas de fanerógamas marinas.....	116
Fondos rocosos.....	116
NCA para el sistema pelágico.....	117
NCA para sustancias prioritarias y para otros contaminantes, así como sustancias preferentes.....	117
Diseño adaptativo de la monitorización.....	119

Niveles de impacto	121
Niveles de vigilancia	124
Nivel de vigilancia V.1.....	124
Fondos detrítico-sedimentarios.....	124
Fondos rocosos	124
Fondos de maërl.....	125
Praderas de fanerógamas	125
Sistema pelágico: columna de agua	125
Inspección visual: estado de los fondos y aguas superficiales.....	126
Análisis de contaminantes	126
Nivel de vigilancia V.2.....	126
Fondos detrítico-sedimentarios.....	126
Fondos rocosos	126
Fondos de maërl.....	127
Praderas de fanerógamas	127
Sistema pelágico: columna de agua	127
Inspección visual: estado de los fondos y aguas superficiales.....	128
Análisis de contaminantes	128
Nivel de vigilancia V.3.....	130
Fondos detrítico-sedimentarios.....	130
Fondos rocosos	130
Fondos de maërl.....	130
Praderas de fanerógamas	131
Sistema pelágico: columna de agua	131
Análisis de contaminantes	131
Adaptabilidad.....	133
Adaptabilidad para las variables de fondos detrítico-sedimentarios	135
Adaptabilidad para las variables de comunidades sensibles y/o de alto valor ecológico	136
Adaptabilidad para las variables del sistema pelágico.....	136
Referencias bibliográficas	139

Glosario.....	157
Anexos.....	167
ANEXO I.....	169
Normas nacionales e internacionales y legislación de referencia	169
Normas nacionales e internacionales.....	169
Legislación de referencia	169
Legislación acuicultura	169
Evaluación del impacto ambiental de proyectos (legislación estatal).....	170
Evaluación de la incidencia ambiental de actividades (legislación autonómica).....	170
Aguas.....	170
Sanidad Animal.....	170
ANEXO II.....	171
Metodología de muestreo y análisis normalizado	171
Orden de presentación de las fichas resumen.....	171
Sistema bentónico	171
Sistema pelágico.....	171
ANEXO III.....	172
Formularios tipo para la realización del PVA.....	172
Formularios para muestras de agua, de sedimento y biológicas	174
Identificación del plan de vigilancia ambiental.....	174
Observaciones.....	175
Muestreo de variables en la columna de agua.....	176
Observaciones del muestreo (incidencias, datos que se van a desechar, etc.):.....	178
Muestreo de variables en sedimentos.....	179
Observaciones del muestreo (incidencias, datos que se van a desechar, etc.):.....	181
Muestreo de variables biológicas	182
Fondos de Maërl: Biomasa/Tanatomasa (raspado de toda la comunidad).	182
Observaciones del muestreo (incidencias, datos que se van a desechar, etc.):.....	182
Fondo rocoso: Biomasa de Macroalgas (raspado de todas las macroalgas).	183
Observaciones del muestreo (incidencias, datos que se van a desechar, etc.):.....	183

Pradera de Fanerógamas: Densidad de Haces ($n^{\circ} \cdot m^{-2}$)	184
Observaciones del muestreo (incidencias, datos que se van a desechar, etc.)	184
Pradera de Fanerógamas: Cobertura (se mide visualmente a lo largo de un transecto lineal de ≈ 40 m estimando el porcentaje de sustrato ocupado por manchas de pradera)	185
Observaciones del muestreo (incidencias, datos que se van a desechar, etc.)	185
ANEXO III	186
MUESTREO. Sistema Bentónico: Fondos de Tipo detrítico-sedimentario. Variable de estado: Poblamiento infaunal de poliquetos	186
ANÁLISIS EN LABORATORIO. Sistema Bentónico: Fondos de Tipo detrítico-sedimentario. Variable de estado: Poblamiento infaunal de poliquetos	187
INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS. Sistema Bentónico: Fondos de Tipo detrítico-sedimentario. Variable de estado: Poblamiento infaunal de poliquetos	188
MUESTREO. Sistema Bentónico: Fondos de Tipo detrítico-sedimentario. Variable explicativa: Granulometría (FF)	189
ANÁLISIS 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
MUESTREO. Sistema Bentónico: Fondos de Tipo detrítico-sedimentario. Variable explicativa: pH	192
ANÁLISIS 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	195
MUESTREO. 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
MUESTREO. Sistema Bentónico: Fondos de Tipo detrítico-sedimentario. Variable explicativa: Señal isotópica del ^{15}N	197
ANÁLISIS EN LABORATORIO. Sistema Bentónico: Fondos de Tipo detrítico-sedimentario. Variable explicativa: Señal isotópica del ^{15}N	198
INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS. Sistema Bentónico: Fondos de Tipo detrítico-sedimentario. Variable explicativa: Señal isotópica del ^{15}N	199
MUESTREO. Sistema Bentónico: Fondos de Tipo detrítico-sedimentario. Variable explicativa: Sulfuros libres totales	200
ANÁLISIS EN LABORATORIO. Sistema Bentónico: Fondos de Tipo detrítico-sedimentario. Variable explicativa: Sulfuros libres totales	201
INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS. Sistema Bentónico: Fondos de Tipo detrítico-sedimentario. Variable explicativa: Sulfuros libres totales	200
MUESTREO. Sistema Bentónico: Fondos de Tipo detrítico-sedimentario. Variable explicativa: Materia Orgánica (MO)	203
ANÁLISIS 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: Contenido en Materia Orgánica	205
MUESTREO. Sistema Bentónico: Fondos rocosos. Variable de estado: Biomasa de organismos formadores del hábitat	206
ANÁLISIS EN LABORATORIO. Sistema Bentónico: Fondos rocosos. Variable de estado: Biomasa de organismos formadores del hábitat	207

INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS. Sistema Bentónico: Fondos rocosos. Variable de estado: Biomasa de organismos formadores del hábitat	208
MUESTREO. Sistema Bentónico: Fondos de maërl. Variable de estado: Biomasa/Tanatomasa	209
ANÁLISIS 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
MUESTREO. Sistema Bentónico: Pradera de fanerógamas marinas. Variable de estado: Densidad de haces	212
INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS. Sistema Bentónico: Pradera de fanerógamas marinas. Variable de estado: Densidad de haces	213
MUESTREO. Sistema Pelágico. Variable de estado: Clorofila-a.....	214
INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS. Sistema Pelágico. Variable de estado: Clorofila-a.....	215
MUESTREO. Sistema Pelágico. Variable de estado: Temperatura	216
INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS. Sistema Pelágico. Variable explicativa: Temperatura.....	217
MUESTREO. Sistema Pelágico. Variable explicativa: Salinidad	218
INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS. Sistema Pelágico. Variable explicativa: Salinidad	219
MUESTREO. Sistema Pelágico. Variable explicativa: Turbidez	220
INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS. Sistema Pelágico. Variable explicativa: Turbidez	221
MUESTREO. Sistema Pelágico. Variable explicativa: Oxígeno disuelto.	222
INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS. Sistema Pelágico. Variable explicativa: Oxígeno disuelto	223

Acrónimos y palabras clave

BACI:	Before-After-Control-Impact. Diseño experimental óptimo para estudios ambientales que considera el muestreo antes y después de comenzar un impacto, teniendo en cuenta localidades control	IMO:	Organización Marítima Internacional (<i>International maritime Organization</i>)
CCAA:	Comunidad Autónoma	IMTA:	Sistemas multitróficos integrados (<i>Integrated Multi-Trophic Aquaculture</i>)
Chla:	Clorofila-a	IUCN:	Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (<i>International Union for Conservation of Nature</i>)
COT:	Carbono orgánico total	JACUMAR:	Junta Nacional Asesora de Cultivos Marinos. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente
$\delta^{15}\text{N}$	Señal isotópica del ^{15}N	MDS:	Escalado Multidimensional
DDT:	Pesticida organoclorado, Dicloro Difenil Tricloroetano	MO:	Contenido en materia orgánica
DOS:	Demanda de oxígeno del sedimento	MOM:	Sistema noruego de vigilancia ambiental de las piscifactorías marinas (<i>Modelling–Ongrowing fish farms–Monitoring</i>)
DPSIR:	Fuerzas motrices (D), presiones (P), estado (S), impacto (I), respuesta (R)	N:	Número de réplicas o muestras independientes tomadas en un mismo punto de muestreo.
e.g.:	<i>Exempli gratia</i> (por ejemplo)	NCA:	Norma de calidad ambiental
Eh:	Potencial de reducción–oxidación (redox)	NF:	Nivel de Fondo o de referencia de un contaminante en organismos o en el medio
EIA:	Evaluación de impacto ambiental	NTU:	Unidad de Turbidez Nefelométrica (<i>Nefelometric Turbidity Unit</i>). Específicamente detallan una técnica analítica basada en la dispersión de la luz por partículas en suspensión en el seno de una disolución, midiendo el haz de luz en la dirección que forma un ángulo recto (90°). Utilizan formazina como patrón de referencia, aunque existen otras suspensiones de polímeros como patrón más estable disponibles en el mercado, y se reconocen como una alternativa aceptable
EsIA:	Estudio de impacto ambiental		
FAD:	Artilugios de agregación de peces (<i>Fish Aggregation Devices</i>)		
FAO:	Food and Agriculture Organization of the United Nations		
FC:	Factor de Contaminación		
FF:	Fracción fina del sedimento		
H_0:	Hipótesis nula		
ICES:	International Council for the Exploration of the Sea		
i.e.:	<i>Id est</i> (en esencia, en otras palabras)		

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

PCB: Bifenilos policlorados (*PolyChlorinated Biphenyls*)

PnD: Perturbación no deseada

PVA: Plan de vigilancia ambiental

S: Factor sitio o punto de muestreo dentro de cada zona (Z)

T: Factor tiempo o campañas de muestreo

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

TFS: Sulfuros libres totales (H₂S, HS⁻ y S₂) (*Total free sulphides*)

XUGA: Xunta de Galicia

Z: Factor Zona, distingue las distintas zonas (A, B y C) o distancias del gradiente que se contemplan en el diseño experimental del PVA

ZEP: Zona de efectos permitidos

Zona A: Zona que recibe las modificaciones del cultivo de forma directa. Se localiza dentro de la ZEP debajo de las unidades de cultivo o en sus proximidades. Sus límites coinciden con la concesión administrativa

Zona B: Zona periférica de la ZEP. Cinturón a 50 m alrededor de los límites de la concesión administrativa de una instalación de cultivos marinos

Zona C: Zona de referencia o control para el establecimiento de la variabilidad natural, frente a la que se comparan las zonas A y B

Índice de figuras y tablas

Figuras

Figura 1. Esquema del protocolo de un Plan de Vigilancia Ambiental continuo de las piscifactorías marinas en jaulas.....	24
Figura 2. Impactos ecológicos potenciales de la acuicultura marina en jaulas derivados de la estructura	31
Figura 3. Impactos ecológicos potenciales de la acuicultura marina en jaulas derivados del cultivo	32
Figura 4. Esquema de la propuesta metodológica para la realización de los Planes de Vigilancia Ambiental (PVA) de los cultivos marinos en jaulas flotantes	33
Figura 5. Riesgos potenciales medioambientales asociados a una jaula marina.....	37
Figura 6. Relaciones entre procesos biogeoquímicos en sedimentos marinos	39
Figura 7. Áreas marinas y derechos jurisdiccionales internacionales.	51
Figura 8. Variación de la profundidad máxima del bolso con la profundidad del agua	52
Figura 9. Ejemplos de instalaciones experimentales capaces de soportar condiciones de mar extremas.....	53
Figura 10. Esquema de un prototipo de bateamedusa® instalado recientemente en la ría de Muros-Noia.....	54
Figura 11. Niveles de organización, integración y complejidad de los sistemas biológicos	70
Figura 12. Combinación pH-Eh y su relación con la concentración de sulfuros libres totales (TFS) en sedimento.....	78
Figura 13. Localización de los transectos para la inspección visual o mediante registros videográficos del lecho marino. Las flechas indican la dirección de la corriente predominante o la dirección del muestreo en cada una de las zonas	88
Figura 14. Diseños BACI (<i>Before-After Control-Impact</i>): A/ Temporal con nivel de referencia bajo impacto agudo o crónico y B/ Gradiente de perturbación. Los diseños constan de dos diagramas, el superior, muestra la estructura general del estudio o caso particular y, el inferior, muestra cómo se dispondrían los resultados si hubiera alteración.....	100
Figura 15. Esquema representativo de la zonación propuesta para los PVA recogida en la guía del ministerio.....	101
Figura 16. Diseño de muestreo del Modelo Zonal (A) y del Modelo Gradual (B)	102

Figura 17. Información deducida del Modelo Zonal (A) y del Modelo Gradual (B) sobre la evolución del impacto	103
Figura 18. Diferentes opciones de diseño de la malla para la caracterización del estado cero. La malla se centra en la instalación si la dispersión fuera isotrópica (A); localización de la malla en una situación anisotrópica (B) y muy anisotrópica (C)	104
Figura 19. Ejemplos de relocalización de la malla utilizada para la caracterización del estado cero a medida que se obtiene información con el PVA: Desplazamiento (A), Transformación (B) y Reducción o Ampliación (C)	105

Tablas

Tabla 1. Criterios generales de las tres categorías de actividades en maricultura según la FAO.....	50
Tabla 2. Factores ambientales que limitan la selección del sitio para el desarrollo de la piscicultura en jaulas (INFREMER, 2003)	52
Tabla 3. Resumen de Variables Indicadoras	91
Tabla 4. Características de cada diseño de malla (ver figura 18).....	104
Tabla 5. Resumen del nivel de vigilancia V.1.....	123
Tabla 6. Resumen del nivel de vigilancia V.2.....	129
Tabla 7. Resumen del nivel de vigilancia V.3.....	132

Prólogo

Cuando un responsable político se enfrenta a un proceso de decisión tiene que tener en cuenta siempre un objetivo y una situación de partida. Para tal fin, se hace primordial contar con una hoja de ruta que defina un modelo y una estructura de acciones para conformar la aplicación práctica de ese diseño. Esta fórmula de trabajo simplifica el proceso y ayuda en la consecución de mayor eficacia y eficiencia en la actuación lo que, en decisiones públicas, tiene mucho que ver con beneficios para la sociedad y la economía en la aplicación de medidas.

Esto es lo que la Consellería do Mar planteó con la elaboración y aprobación de la Estrategia Gallega de la Acuicultura. Entre sus contenidos tendríamos esa determinación de la situación de partida y los objetivos a los que aspiramos. Entre estos figura implícito uno básico y fundamental: que Galicia siga siendo líder en producción acuícola y que lo siga haciendo como ejemplo de buenas prácticas y respeto y sostenibilidad ambiental, social y económica.

En este espíritu de sostenibilidad tenemos que mantener en avance parejo y paralelo esos tres aspectos: en lo social, integrando los usos anteriores con los nuevos desarrollos productivos; en lo económico, haciendo de la expansión en los mercados un punto de avance y en lo ambiental, teniendo como referencia el mantenimiento del buen estado del entorno en el que producimos.

Esta guía que ahora tiene en las manos es un ejemplo práctico y experimentado de esto último. Galicia quiere ser puntera en la protección y sostenibilidad ambiental de la acuicultura y alcanzar y superar al modelo que los países de mayor desarrollo acuícola tienen en este ámbito en su producción. En muchos casos ya lo somos, como en perfecta armonía y retroalimentación mutua del modelo de mitilicultura y de la pesca de bajura o en la compatibilidad entre una de las mayores piscifactorías de Europa y la primera Reserva de Interés Pesquero de la costa atlántica de la Península Ibérica, situada en Lira.

Pero queremos que ese buen ejemplo de respeto y protección del medio se plasme siempre, en todas y cada una de las experiencias y actividades productivas que se desarrollen en nuestra costa, y especialmente en la piscicultura, que ya ha dejado ejemplos de productividad y respeto e integración con los usos pesqueros y marisqueros preexistentes.

Por ello se elaboró esta guía y para ello se utilizó un modelo de acreditado éxito y firmeza: la de triple hélice. En estas páginas se entroncan las labores de los científicos, tanto la actual de la Universidad como la labor previa del Colegio de Biólogos, la del sector, que pone total transparencia en sus actividades, y la de la administración, que vela porque esa actividad sea ejercida de forma respetuosa y de futuro.

Esta guía refleja esa triple hélice y se canaliza a través del trabajo y dedicación de dos investigadores de prestigio en la materia, Alejo Carballeira Ocaña y Carlos Brais Carballeira Braña, teniendo el refrendo de otros ocho. Suman entre todos ellos un conocimiento experto de nuestro medio y de las líneas que debemos seguir para ejercer esta actividad de cultivos marinos en jaulas flotantes en condiciones de sostenibilidad y respeto pleno al medio.

Queremos seguir la línea avanzada que nos lleve a los máximos estándares de protección y control, y lo podemos hacer gracias a esta guía y a sus contenidos. Galicia quiere y debe ser puntera en esta materia para seguir garantizando que nuestro mar y nuestra costa siguen siendo un lugar privilegiado en términos ambientales y un punto de origen de productos del mar de calidad. Tenemos el rumbo correcto. Sigámoslo.

ROSA QUINTANA CARBALLO
Conselleira do Mar

Introducción

Foto. Dr. Javier Cremades Ugarte



En el año 2013 la Junta Nacional Asesora de Cultivos Marinos (JACUMAR) del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, hizo pública una guía titulada: *Propuesta metodológica para la realización de los planes de vigilancia ambiental de los cultivos marinos en jaulas flotantes*, que fue elaborada por Aguado et al. (2013). En el prólogo de dicha propuesta se dice que: *el hito principal ha sido diseñar un plan de vigilancia ambiental (PVA), utilizando Indicadores y Normas de Calidad Ambiental sencillos, efectivos, fiables, dinámicos en relación a la evolución del medio y estandarizados para todo el territorio nacional*. La elaboración de dicha propuesta se basó en gran medida en los resultados del proyecto de investigación titulado: *Selección de indicadores, determinación de valores de referencia, diseño de programas y protocolos de métodos y medidas para estudios ambientales en acuicultura marina* (2008-2011), financiado por JACUMAR dentro del Plan Nacional de Cultivos Marinos. Hemos de señalar que, en la realización del citado proyecto JACUMAR, participó la Consellería do Mar (XUNTA DE GALICIA) en colaboración con el Grupo de investigación en Ecotoxicología de la Universidad de Santiago de Compostela; sin embargo, los experimentos se desarrollaron en granjas instaladas en mar abierto en las costas españolas del mar Mediterráneo y de las Islas Canarias. En este sentido, después de realizar un amplio estudio sobre el impacto de la acuicultura sobre el medio bentónico, Kalantzi and Karakassis (2006) concluyeron que *las complejas interacciones entre las variables dificultan el establecimiento de un estándar de calidad ambiental a escala béntica válido para todo tipo de sedimentos, profundidades y regiones geográficas, a lo que hay que añadir la consideración del régimen hidrográfico, tamaño de la granja y su manejo*. También, otros investigadores con experiencia en el campo de la acuicultura en España señalan que muchos PVA no se encuentran suficientemente adaptados a las peculiaridades de cada instalación y consideran que deberían ser claros y exclusivos o adecuados para cada caso (Macías et al., 2005; Martí et al., 2005). Esto tampoco debe desembocar en la exigencia de numerosos o complicados controles, totalmente desproporcionados con una pléyade de variables que en gran medida son redundantes o que no aportan información relevante (Sánchez-Mata and Mora, 2000). Underwood (1997) planteó la siguiente cuestión: ¿Qué es mejor, recolectar muchas variables

o sólo unas pocas pero que sean buenas descriptoras (incluyendo diseños experimentales)? De la revisión bibliográfica realizada se deduce que lo más popular es recoger muchas variables pero sin estar incluidas dentro de una hipótesis racional. Las diferencias en las variables ambientales señalan la influencia humana, pero eso no supone automáticamente alteraciones con consecuencias ecológicas o costes ambientales significativos. Es decir, las variables deben ser descriptores de procesos ecológicos y no solamente meros descriptores de situaciones locales. Un PVA debe suministrar la información suficiente para evaluar la marcha ambiental. Debe conseguir informar anticipadamente de la capacidad que tiene el medio natural de asimilar los impactos, lo cual puede realizarse con un número reducido de variables escogidas, y solamente a medida que las dudas o los problemas vayan surgiendo en alguna instalación será el momento de solicitar información adicional de manera temporal o permanente.

La información requerida en un PVA debe respetar el *Principio de Proporcionalidad*, es decir:

- Debe estar en relación con la importancia de la explotación proyectada y con las incidencias previsibles sobre el ambiente.
- Las prescripciones deben estar justificadas a la vista de las posibles incidencias y no ser de ejecución imposible desde el punto de vista técnico y económico.
- Se han de fijar los diferentes análisis a realizar, la intensidad y la periodicidad de cada uno de ellos.
- Se deben considerar los medios financieros, técnicos y personales que son necesarios para su aplicación, puesto que el PVA es soportado por el promotor (*autovigilancia*), aunque debe ser efectuado por personal acreditado.

En consecuencia, era necesario verificar la validez de la propuesta estatal del PVA antes de ser aplicado al caso de Galicia, porque tanto el diseño del muestreo como las variables seleccionadas y sus valores críticos fueron deducidos de los resultados encontrados en granjas instaladas en mar abierto (*offshore*) y fuera de nuestra región. Es decir, los datos proceden de medios y biocenosis marinas diferentes a los que podemos encontrar en nuestra franja costera.

Por todo ello, en primer lugar, se realizó una revisión bibliográfica sobre los estudios de impacto ambiental de piscifactorías en jaulas instaladas en las costas atlánticas de las latitudes medias, con especial referencia a los realizados en nuestras costas. En segundo lugar, se estudió la adecuación de las variables y sus umbrales contemplados en la propuesta ministerial al caso de las piscifactorías instaladas en la costa de Galicia. En tercer lugar, se adecuó el diseño de muestreo (esfuerzo, temporalidad, etc.) a las singularidades de nuestras costas. Por último, se examinaron otros aspectos de interés como: la importancia de la selección del sitio, la delimitación de la zona de efectos permitidos o la vigilancia del área de influencia potencial (Carralreira et al., 2013a).

Debido a las diferencias interregionales en los requerimientos de los Estudios de Impacto Ambiental (EsIA) y de los PVA en particular, que acarrearían descontento en el sector productivo, uno de los objetivos fundamentales de la propuesta ministerial consistía en eliminar la notable disparidad de criterios en cuanto a los contenidos, diseño y ejecución de los PVA de los cultivos marinos en las distintas Comunidades Autónomas (CCAA). La idea era suministrar un PVA básico con fundamento científico y una estrategia adecuada de gestión ambiental, y que generará información útil tanto para la empresa como para la administración a un coste aceptable. Al homogeneizar los criterios y las metodologías de los PVA se presentaba la ventaja de poder comparar los resultados entre instalaciones, ahondar en una correcta gestión ambiental y mejorar la vigilancia con el tiempo. Con el objeto de conservar la uniformidad demandada en la adaptación del PVA ministerial a la realidad gallega, se ha procurado modificar lo menos posible la propuesta original manteniendo la estructura y la redacción de los apartados en los

que no hubo la necesidad de reforma alguna. Ahora bien, dada la imposibilidad de diseñar un PVA estandarizado válido para todo tipo de situaciones se entiende que es un PVA básico que se debe realizar en todas las piscifactorías marinas y que debería ser enriquecido con otros aspectos contemplados en el estudio de impacto ambiental (EsIA) de cada instalación o que las administraciones competentes consideren necesario. Así, para la vigilancia ambiental de las piscifactorías marinas instaladas en jaulas flotantes puede procederse en dos pasos. En el paso 1º se evalúan las condiciones ambientales en base a descriptores sencillos, como los que se proponen en esta guía, y si estos indican un deterioro significativo del medio entonces se procede al paso 2º, que consiste en corroborar la situación con variables adicionales. Si se confirma el deterioro, es que la capacidad asimilativa del medio ha sido superada y entonces es necesario tomar medidas reparadoras (figura 1). Llegados a este punto, en



Figura 1. Esquema del protocolo de un plan de vigilancia ambiental continuo de las piscifactorías marinas en jaulas

la práctica existen varias opciones, como son mantener la actividad acuícola pero reduciendo la carga orgánica hasta alcanzar la capacidad asimilativa del medio, mudar la granja a un sitio con mayor capacidad de asimilación o la puesta en barbecho. En cualquier caso, si durante la realización del PVA se detectasen impactos imprevistos o alteraciones que superen los límites establecidos en la legislación aplicable, el órgano substantivo propondrá las medidas correctoras precisas.

Esta guía pretende ser una ayuda a la debida planificación de la piscicultura marina y una herramienta para que esta actividad pueda ser sostenible con el medio ambiente minimizando las posibles perturbaciones. Para ello, se suministran criterios que pueden ser utilizados de manera objetiva a la hora de evaluar la adecuación del sitio de un cultivo actual o futuro. Es necesario destacar que una buena selección del sitio acompañada de una gestión responsable es la mayor garantía de sostenibilidad de esta actividad. La guía recoge, desde una perspectiva general, los efectos potenciales de esta actividad, pero haciendo especial hincapié en el tipo de hábitats que se encuentran en nuestras costas. Se indica de manera pormenorizada cómo llevar adelante un PVA desde el cómo, dónde y cuándo deben ser tomadas las muestras del medio y organismos,

qué parámetros son necesarios determinar y cómo interpretar los resultados obtenidos.

“Nos gustaría que esta guía pudiera contribuir a dar solidez a la evidencia de que la acuicultura marina es una fuente sostenible de producción de alimentos seguros y saludables, y de generación de empleo y riqueza en comunidades costeras como Galicia.”

**Justificación,
antecedentes
y criterios
metodológicos
para la elaboración
de la propuesta**

Foto. Dr. Javier Cremades Ugarte



La piscicultura marina puede tener un gran interés en términos de ocupación y utilización del espacio, de estabilización y de prosperidad de la población, y de una mejor utilización de los recursos renovables. Al ser una actividad en situación de concurrencia por los recursos naturales, ha de ser competente frente a otros productores del sector y frente a otras actividades que se desenvuelven en el litoral. Es una actividad que necesita disponer de una buena calidad del medio ambiente pero también ha de ser respetuosa con él para garantizar su sostenibilidad. Además, para ser sostenible, debe ser económicamente viable y socialmente aceptable. Esto supone realizar un esfuerzo en utilizar las mejores técnicas disponibles de producción y de gestión ambiental. Sin embargo, en general, la acuicultura es una actividad poco o mal conocida, siendo común observar actitudes en la población en contra de cualquier nueva instalación en la proximidad de su territorio, por ser considerada *a priori* una actividad degradante del medio ambiente. Por ello, es esencial integrar la piscicultura entre las actividades importantes y legítimas en las estrategias de desarrollo, la planificación y la gestión de litoral.

De ahí surge la necesidad de un control ambiental de la actividad que garantice el mantenimiento de unas condiciones óptimas para la crianza de las especies, la funcionalidad del medio receptor sin detrimento de los servicios que el ecosistema proporciona al resto de usuarios del dominio público y sin poner en riesgo la sostenibilidad de la actividad. La herramienta administrativa para el control ambiental de las actividades productivas entre las que se encuentra la acuicultura marina en jaulas flotantes, es el **Plan de Vigilancia Ambiental** (PVA). Dicho PVA se diseña en una fase previa del EsIA y se pone en marcha cuando comienza la producción. Ambos pasos, EsIA y PVA, dentro del procedimiento administrativo de **Evaluación de Impacto Ambiental** (EIA), se encuentran íntimamente relacionados, siendo uno la continuación del otro en el tiempo que dura la actividad. Los EsIA tienen como finalidad pronosticar y valorar la incidencia de una determinada actividad en su entorno, y los PVA comprobar que dichos pronósticos se cumplen. Por consiguiente, ambos estudios se retroalimentan, en el sentido que el PVA va a permitir corregir deficiencias de futuros EsIA y realizar predicciones más ajustadas, cuyos nuevos plan-

teamientos van a permitir la elaboración del PVA que aporte información más precisa y exacta acerca del impacto ambiental de esta actividad. En definitiva, un correcto diseño y ejecución del PVA permite profundizar en el conocimiento sobre las interacciones entre las actividades productivas y el medio ambiente, a la vez que incrementan la eficiencia de otras herramientas predictivas como son los EsIA.

Un PVA básico debería ser sencillo en su ejecución, estadísticamente robusto en su dimensionamiento y tratamiento de datos, dinámico en relación a la evolución del medio y estandarizado en cuanto a los métodos analíticos y de obtención de muestras. Esto no es impedimento para que las administraciones competentes deban comprobar que las empresas o entidades que ejecuten los PVA reúnen las competencias adecuadas para ello. En este sentido, las empresas o entidades deberían acreditar sus capacidades de muestreo y de análisis de los parámetros biológicos, físicos o químicos correspondientes. Deberían aplicar prácticas de gestión de calidad conformes a las normas aceptadas internacionalmente. Deberían promover procedimientos de intercalibrado y de formación con el fin de asegurarse que los diferentes PVA sean comparables utilizando métodos de análisis contemplados en este documento o siguiendo la guía descrita para la normalización internacional. Cuando sea posible deberían utilizar el análisis de materiales de referencia disponibles que sean representativos de las muestras recogidas con los niveles adecuados de concentración en relación con las normas de calidad analítica pertinentes.

La propuesta se basa en los siguientes criterios metodológicos:

- *Modelo conceptual* tipo DPSIR: identificación de fuerzas motrices (D), presiones (P), estado (S), impacto (I) y respuesta (R). El desarrollo de este modelo conceptual permite tener una visión holística y multidimensional de las relaciones causa-efecto en el contexto de las interacciones de la acuicultura marina en jaulas flotantes y el medio ambiente. Actúa como marco de referencia. En las figuras 2 y 3 se resumen las principales interacciones que dan lugar a los impactos ambientales potenciales que se describen en el apartado siguiente.

- Profunda *revisión bibliográfica y documental* que incluye los EsIA y PVA y auditorías ambientales de las instalaciones de cultivos marinos en jaulas flotantes instaladas en las CCAA, otros protocolos de PVA nacionales y extranjeros entre los que destacan los realizados en Murcia, Escocia y Noruega, proyectos de investigación nacionales (IPSIAM) e internacionales (MERAMED, MedVeg, ECASA), directivas nacionales, internacionales y regionales, y literatura científica específica. Esta revisión permite identificar los aciertos, las herramientas disponibles y la definición de una estrategia. Para esta adaptación del PVA estatal se completó la información con los estudios realizados en Galicia, recogidos en el informe interno realizado por Carballeira (2013a).

- En el *estudio piloto* desarrollado en 10 granjas marinas distribuidas por todo el litoral español en el contexto del proyecto JACUMAR “*Selección de indicadores, determinación de valores de referencia, diseño de programas y protocolos de métodos y medidas para estudios ambientales en acuicultura marina*” (2008-2010). Este estudio permitió evaluar, en diferentes circunstancias, las herramientas y estrategias identificadas previamente. Posteriormente, en el informe realizado por Carballeira (op.cit.) se comprueba su validez al caso de Galicia.

En la figura 4 se muestra el esquema vertebral elaborado a partir de la información obtenida del desarrollo de los puntos anteriores. Los distintos capítulos en que se divide esta guía conforman la propuesta, y se desarrollan a continuación.

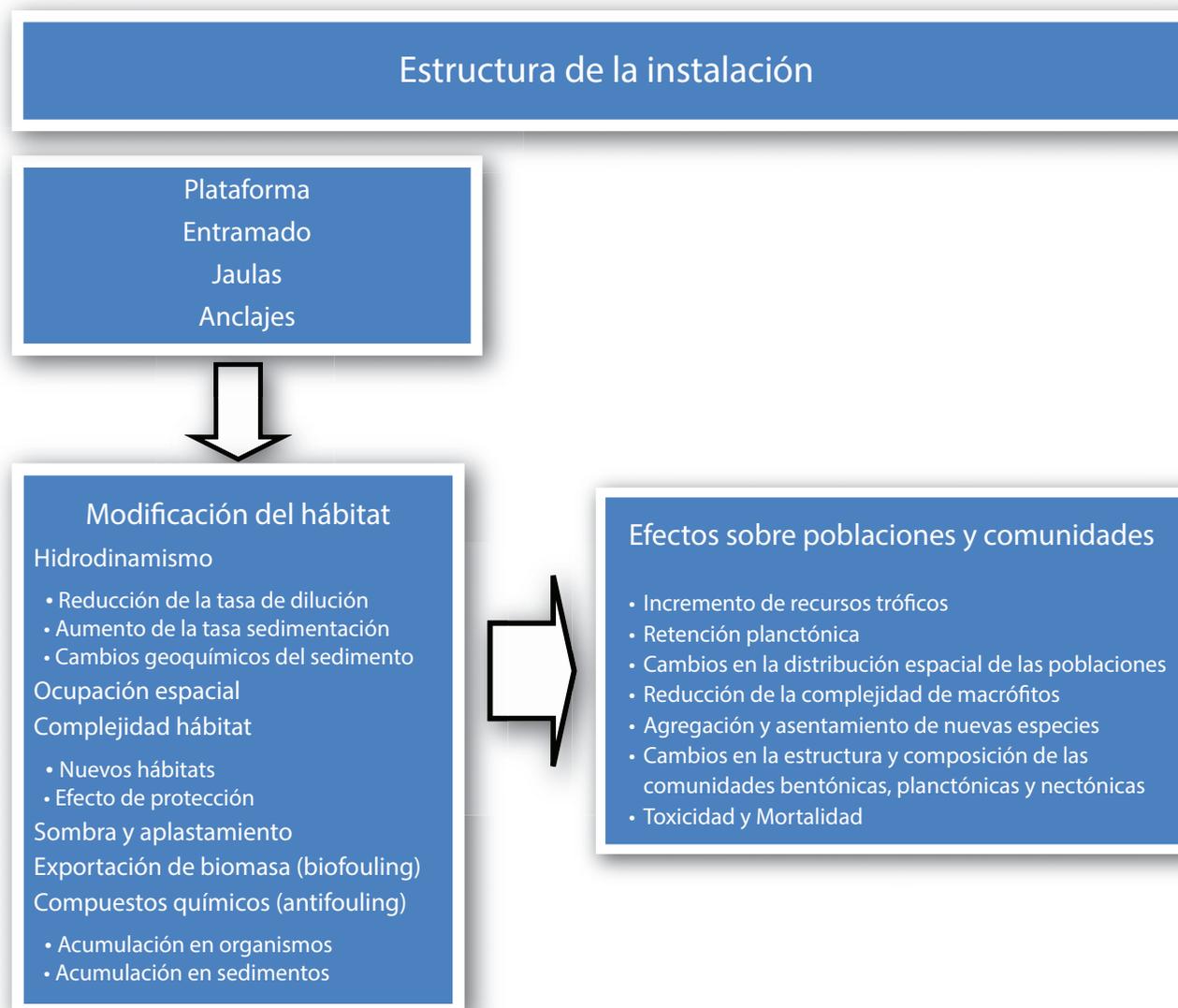


Figura 2. Impactos ecológicos potenciales de la acuicultura marina en jaulas derivados de la estructura

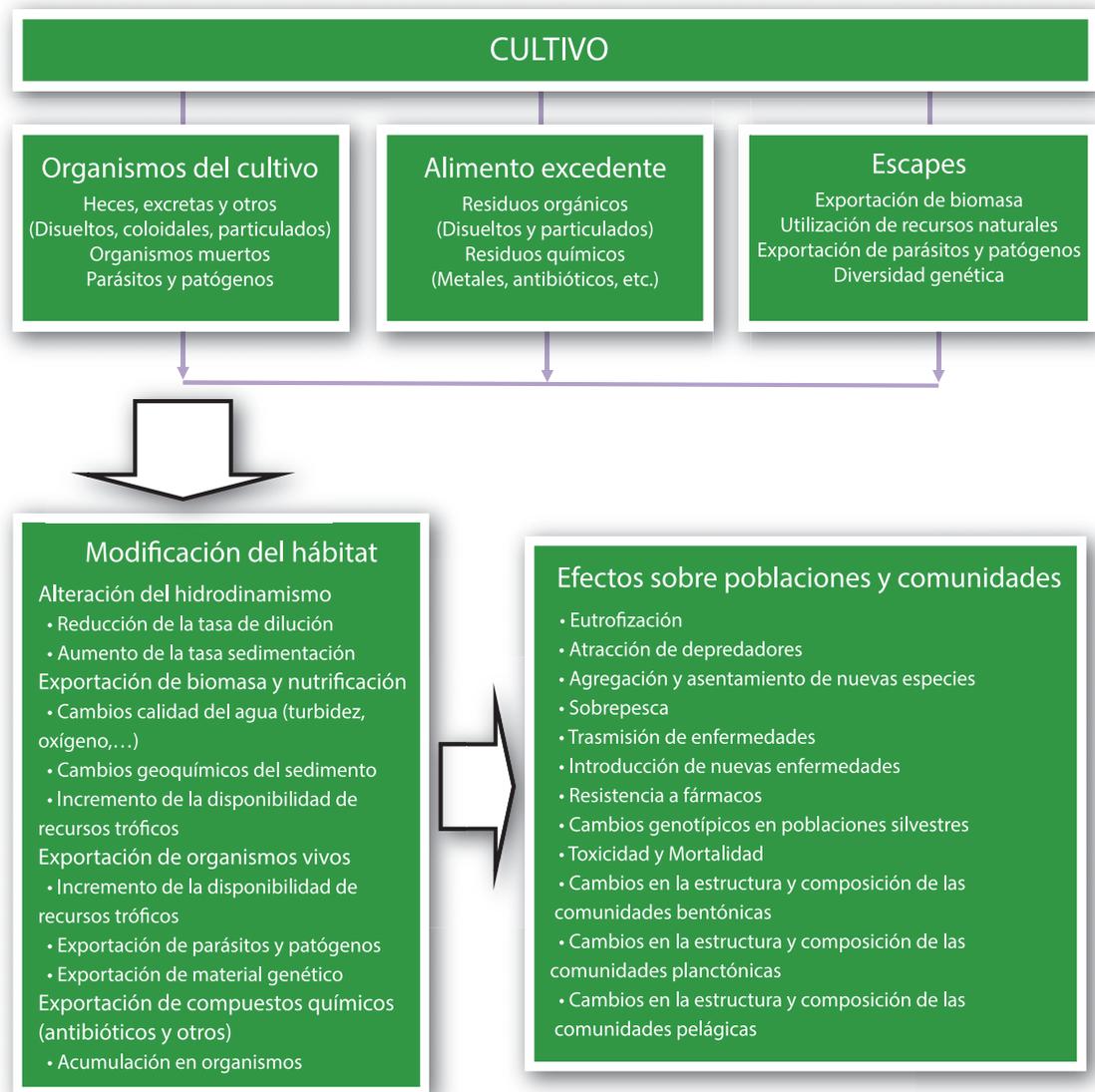


Figura 3. Impactos ecológicos potenciales de la acuicultura marina en jaulas derivados del cultivo

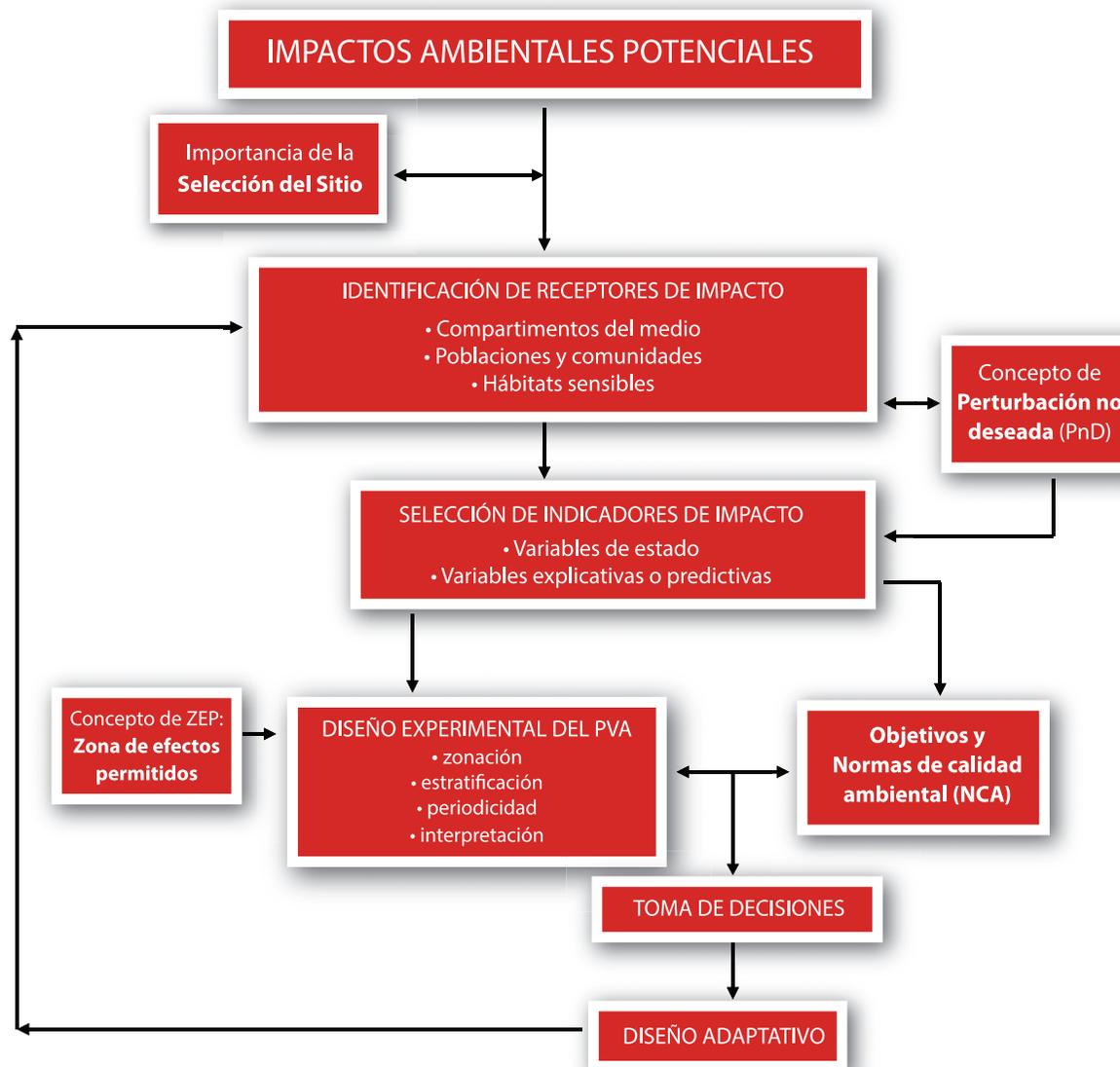


Figura 4. Esquema de la propuesta metodológica para la realización de los planes de vigilancia ambiental (PVA) de los cultivos marinos en jaulas flotantes

**Impactos
ambientales
potenciales de la
acuicultura marina
en jaulas**

Tomado de Aguado et al. 2013



Las piscifactorías marinas liberan residuos orgánicos (disueltos o particulados) y otros compuestos químicos que pueden afectar la calidad del agua, las características geoquímicas del sedimento y la vida marina (figura 5). Pero el tipo y grado de los impactos que pueda ejercer una granja dependerán, en gran medida, de la selección del sitio para su instalación, de tal forma que la carga instalada esté en consonancia con la capacidad asimilativa del medio receptor, todo ello apoyado en una buena gestión.

Efectos sobre el medio

Efectos sobre la calidad del agua

El estudio de los efectos potenciales de la acuicultura sobre la calidad del agua se centra en el aumento de la concentración de nutrientes (*nitrificación*), sobre todo de nitrógeno por ser el primer factor limitante de la producción primaria en medio marino; de la concentración de lípidos; de la turbidez y de la reducción del oxígeno disponible. Habitualmente, estos efectos no suelen observarse más allá de 30 m de distancia a las jaulas en la dirección dominante de la corriente, y prácticamente no son detectados de manera significativa dentro o en el entorno de las granjas instaladas en mar abierto. Por el contrario, la calidad del agua puede verse alterada dentro y alrededor de granjas instaladas en la costa en hábitats con flujo hídrico reducido. La localización de las granjas en zonas dispersivas, es decir, con buen hidrodinamismo, profundidad, fluctuación mareal y fuerza de coriolis, unido a mejoras en la formulación de los piensos y de eficientes sistemas de alimentación, permiten reducir significativamente la carga de nutrientes y mantener una buena calidad del agua (Belle and Nash, 2009; Holmer, 2010; Olsen et al., 2008).

Los niveles de oxígeno en disolución no son afectados por las piscifactorías marinas, permaneciendo siempre por encima del umbral de los 6 mg/L. Las reducciones observadas son inferiores a 0.5 mg/L y solamente en casos extremos se llegaron a registrar reducciones de 2 mg/L (Nash, 2003; Sarà, 2007).

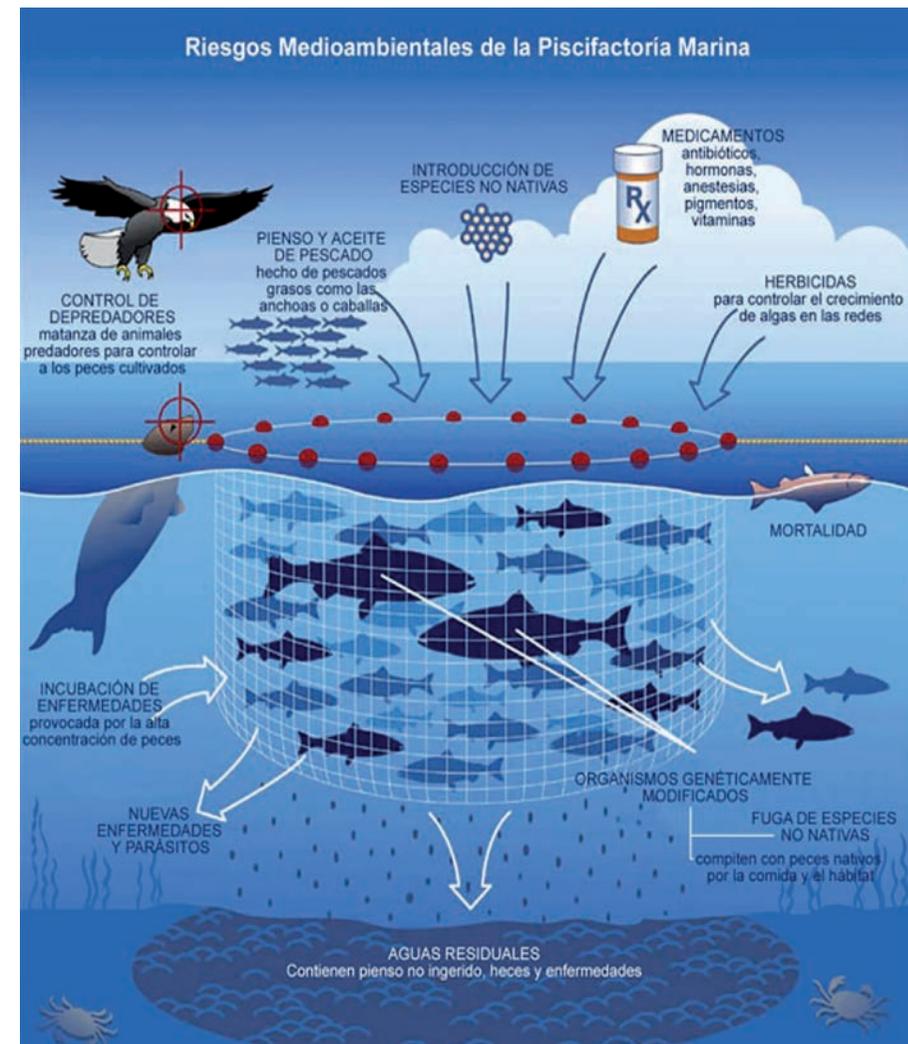


Figura 5. Riesgos potenciales ambientales asociados a unha gaiola mariña (Tomado de [www.http://faada.org](http://faada.org))

El aumento de la turbidez del agua debida a restos de alimento y de heces no suele representar problema alguno en las granjas en mar abierto, pero es especialmente peligrosa en granjas instaladas cerca de hábitats sensibles como praderas de fanerógamas, fondos coralinos o de maërl (Hargrave, 2003; IUCN, 2007; Ruiz et al., 2001).

Efectos sobre las características geoquímicas del sedimento

Es normal que en el sedimento bajo las jaulas y su entorno se produzca una cierta acumulación de materia orgánica (MO), debida fundamentalmente al exceso de alimento y los residuos de los peces, principalmente al final del período de crecimiento máximo. Esto puede alterar los procesos de descomposición y asimilación de nutrientes pero, en general, este impacto geoquímico no sobrepasa los 100 m de distancia a las jaulas en ambientes dispersivos. La materia orgánica puede cambiar las condiciones de oxidación-reducción (*potencial redox*, Eh) del sedimento. Como el Eh depende de la cantidad de oxígeno en disolución cuando ésta es >2 mg/L, los sedimentos tienden a tener valores de Eh >100 mV; en condiciones de hipoxia (0-2 mg/L de oxígeno) el Eh fluctúa entre 100 y -150 mV; y bajo condiciones anóxicas (0 mg/L de oxígeno) los valores de Eh son inferiores a -150mV. Las reacciones redox están correlacionadas con el pH, de tal modo que, en condiciones normales de oxigenación (*normóxicas*), el pH tiende a estar alrededor de 8, en condiciones de *hipoxia* el pH se reduce a valores próximos a 7 y bajo condiciones muy reducidas (*anóxicas*) baja hasta 5. Si las condiciones de anoxia persisten se reduce la velocidad de descomposición de las bacterias aeróbicas y se acumula más MO en la superficie del sedimento. En esta situación se puede observar burbujeo de gas metano. El metano es relativamente poco tóxico pero las burbujas también pueden transportar sulfuro de hidrógeno, producido por las condiciones anaeróbicas, que es fuertemente tóxico para los organismos marinos.

Los procesos biogeoquímicos dependen en gran medida de las características hidrodinámicas de la zona y del tipo de sedimento que se encuentra bajo las jaulas (Hargrave, 2003; Holmer et al., 2005; Wildish et al., 2004). Los sedimentos de sitios depositivos se caracterizan por la dominancia de elimi-

nar las fracciones finas (limos/arcillas) y son ricos en MO, mientras que en los erosivos o dispersivos domina la fracción gruesa (arenas) y son pobres en MO. Aunque también es necesario tener en cuenta la presencia de otros minerales, fundamentalmente Fe, que pueden jugar un papel fundamental en los procesos biogeoquímicos (Valdemarsen et al., 2009; 2010).

La comparación entre parámetros del sedimento y medidas de diversidad biológica del bentos permiten acotar las condiciones del impacto geoquímico (Hansen et al., 2001). Hargrave et al. (2008b) estudiaron las principales interacciones que se producen entre los procesos biológicos y los procesos geoquímicos que pueden ser medidos en los sedimentos para evaluar el grado de enriquecimiento (figura 6). En general, el potencial redox de la capa superficial, en combinación con el pH o su discontinuidad vertical (*redox discontinuity layer*), y la concentración de sulfuros son indicadores consistentes del grado de enriquecimiento orgánico de los sedimentos y, por ello, estos parámetros suelen ser priorizados en las propuestas de monitorización. Actualmente, aunque solamente han sido puestas a punto localmente, se están aplicando técnicas de análisis de imágenes y acústicas que facilitan la evaluación espacial del enriquecimiento orgánico en el entorno de las granjas (Holmer et al., 2002; Holmer et al., 2005; Wildish et al., 2003; 2004).

Uno de los principales aspectos en vigilancia ambiental es conocer la **extensión del impacto** que puede ser generado por una determinada actividad. Se ha comprobado que los valores de Eh y pH tienden a disminuir significativamente respecto al control, hasta 20 m de distancia de las jaulas durante el ciclo de producción (Carroll et al., 2003). A partir de datos registrados en numerosas granjas noruegas y desde una perspectiva probabilística se concluyó que la determinación de Eh-pH es una herramienta realista, económica y válida en muchos tipos de sustratos para evaluar las condiciones de enriquecimiento del sedimento, y que en la mayoría de las granjas el impacto se limita a los 100 m de las jaulas (Schaanning and Hansen, 2005). Además, los valores de Eh >-100 mV y de pH $>7,1$ representan condiciones aceptables del sedimento (Schaanning and Hansen, 2005). En aguas más cálidas del Mediterráneo se encuentran situaciones similares, pero limitan la zona de impacto a 50 m (Porrello et al., 2003). Por el contrario, se ha

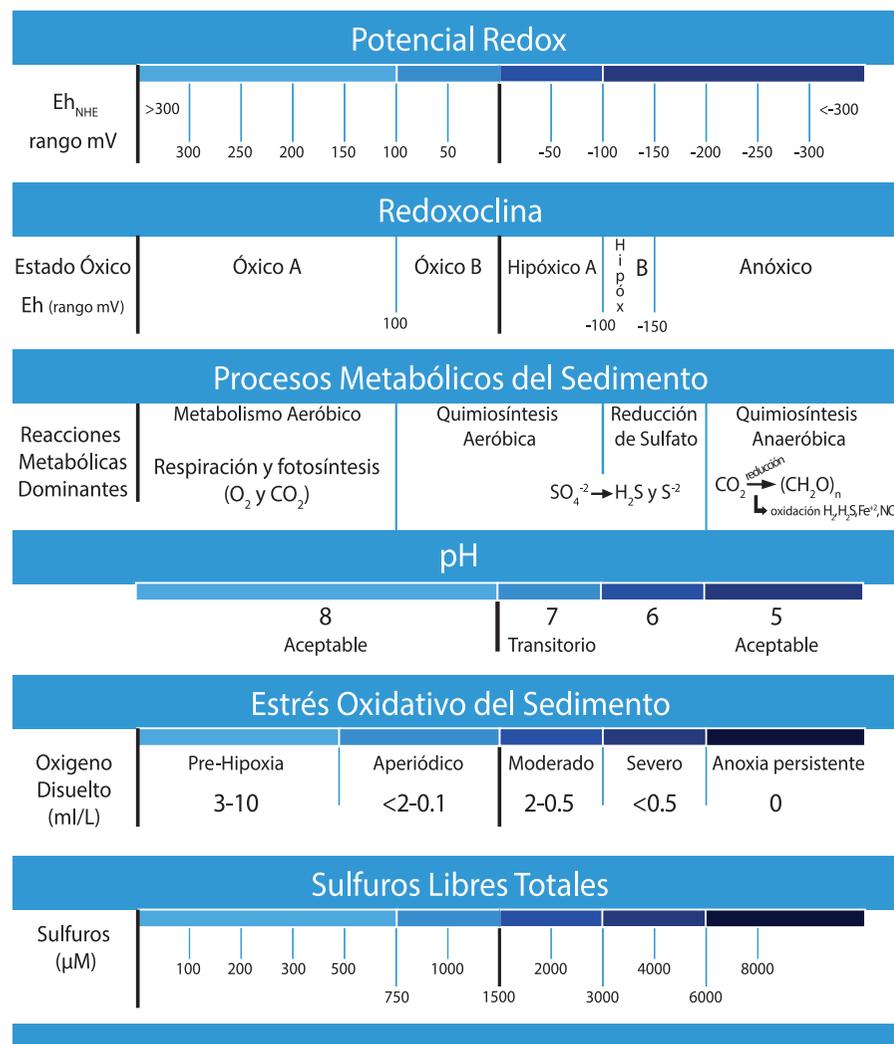


Figura 6. Relaciones entre procesos bioquímicos en sedimentos marinos (Tomado de Hargrave et al., 2008b)

detectado claramente la influencia de las granjas hasta 300 m de distancia mediante el análisis de isótopos estables de nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$), dependiendo de la distribución de nutrientes, del grado de resuspensión del sedimento y del alimento liberado de las jaulas (Sarà et al., 2004). Por otro lado, se han encontrado patrones consistentes de variación de las condiciones geoquímicas del sedimento con la distancia y las características de las granjas, y que la profundidad del agua favorece la dispersión de los residuos y mejora la calidad del sedimento, siendo el mayor determinante de la extensión y severidad del impacto. La profundidad del impacto usualmente se limita a los 40-70 m de las granjas (Giles, 2008; Kalantzi and Karakassis, 2006).

“La acumulación de materia orgánica en el sedimento –por exceso de producción frente a la capacidad dispersiva del medio– incrementa la actividad biológica, disminuye el oxígeno, crea condiciones reductoras y aumenta la formación de sulfuros y la presencia de gas metano. En general, estos impactos se limitan a los 100 m de distancia de las jaulas en condiciones de mar abierto que facilitan la dispersión de los residuos y reducen en gran medida la probabilidad de impacto ecológico respecto a las granjas instaladas cerca de la costa, en localizaciones de menor profundidad e hidrodinamismo.

Pero para reducir los efectos sobre las características geoquímicas del sedimento, además de una buena selección del sitio, es necesario realizar una buena gestión de la granja (e.g. instalar un sistema de alimentación eficiente).



Efectos sobre los organismos y las comunidades

Efectos sobre los productores primarios

Los nutrientes disueltos liberados por el cultivo podrían estimular la producción primaria planctónica o bentónica hasta alcanzar niveles de degradación del medio insostenibles (*eutrofización*). Diferentes investigadores (Honkanen and Helminen, 2000; Modica et al., 2006; Navarro, 2008; Nordvarg and Johansson, 2002) han observado incrementos de nutrientes y de clorofila-*a* fitoplanctónica en el entorno de las granjas dependiendo su intensidad de las condiciones hidrológicas locales, aunque en ningún caso se observaron efectos adversos. En estos ambientes dispersivos el aumento significativo de nutrientes en el agua no suele sobrepasar los 100 m de la granja. Esto es debido a que, en condiciones de mar abierto, la dilución y dispersión de los nutrientes es lo suficientemente rápida como para que apenas se puedan detectar picos en los niveles de algunos nutrientes (amonio y fosfatos) o en los niveles de clorofila-*a* inmediatamente después de los períodos de alimentación, que muy rápidamente se desvanecen (Pitta et al., 1998; 2005; 2006).

Dado que las condiciones de cultivo en mar abierto imposibilitan un confinamiento de los nutrientes y, por consiguiente, que se dispare la pro-

ducción primaria planctónica, los efectos sobre el ecosistema pelágico son prácticamente inexistentes o despreciables. Sin embargo, en aquellos casos en que las condiciones hidrodinámicas sean poco propicias para la dispersión de los aportes de residuos disueltos (i.e. corrientes $< 5 \text{ cm.s}^{-1}$), en situaciones de calma prolongada o de viento constante hacia la costa, o en los casos en que haya una concentración de instalaciones de cultivo en un área determinada, será necesario controlar los efectos de la entrada de nutrientes sobre la producción primaria planctónica, porque podrían alterar las normas de calidad de las aguas. Solo en casos extremos de nitrificación podrían desencadenarse proliferaciones desmedidas de fitoplancton (Wu, 1995). Además, la vigilancia ambiental del potencial efecto de las granjas sobre estos procesos debe ser contemplada con una perspectiva más amplia y a otra escala geográfica dada su complejidad y las interacciones con otras causas de origen natural y antrópico (Sarà, 2007).

Aunque la medida de elementos en disolución es poco pertinente para controlar la evolución del medio, para una buena gestión de la producción, los parámetros físicos y químicos del agua (temperatura, oxígeno disuelto, velocidad de la corriente, salinidad, turbidez, nutrientes, bacteriología, clorofilas,...) deben ser medidos con asiduidad. Estas son prácticas comunes de los piscicultores por la facilidad de medida, por su bajo coste y porque permiten ajustar *a posteriori* ciertos parámetros de producción.

Respecto a los productores primarios bentónicos, se puede relacionar el incremento de las macroalgas a lo largo de 1 km de la zona intermareal con la instalación de una granja de salmón utilizando como marcador la concentración de Zn en los sedimentos (Robinson et al., 2005).

Otros investigadores utilizan la señal isotópica de nitrógeno o carbono en sedimentos u organismos para relacionar el grado de exposición o el incremento de producción de macroalgas y praderas de fanerógamas con la emisión de nutrientes de las granjas (Carballeira et al., 2011b; Rensel and Forster, 2007; Vizzini et al., 2005).

“Las condiciones hidrológicas y la gestión de las granjas son las causas principales de los potenciales efectos sobre la producción primaria. En consecuencia, es necesario mejorar la gestión y localizar las granjas lejos de hábitats sensibles.”

Efectos sobre las comunidades bentónicas

Los residuos de tipo particulado y coloidales son dispersados, (dependiendo de su tamaño entre otros factores), en menor medida que los disueltos y tienden a depositarse en los fondos de las inmediaciones de las instalaciones de cultivo. Además, las jaulas flotantes, más aun cuando están llenas de peces, suponen un obstáculo para el hidrodinamismo y la dinámica sedimentaria local, pudiendo verse favorecida la deposición de material particulado –tanto derivado del cultivo como de origen natural– en el entorno de las instalaciones. De darse esta situación, la distribución de tamaño de las partículas del fondo podría verse modificada, incrementándose las fracciones más finas del sedimento. Estos cambios en la composición granulométrica actúan sinérgicamente con el incremento del contenido orgánico del sedimento, alterando las condiciones en que se desarrollan las comunidades bentónicas.

Los efectos de las granjas sobre las comunidades bentónicas fueron ampliamente estudiados, fundamentalmente sobre la comunidad de macro y meio invertebrados de la infauna. Estas comunidades son la base de muchos sistemas de vigilancia instalados en diferentes países. Por el contrario, a las *comunidades microbianas* bentónicas se les ha prestado escasa atención a pesar de su papel relevante en la transformación de las condiciones del medio, aunque es habitual utilizar la formación de matas de *Beggiatoa sp.*,

bacteria filamentosa quimiotrófica del azufre, para calificar un estado de degradación avanzado del sedimento.

Los cambios geoquímicos del sedimento debidos al enriquecimiento orgánico alteran la composición y la estructura de la infauna que los habita al favorecer la dominancia de las especies tolerantes-generalistas frente a las sensibles. La *comunidad de poliquetos* es el grupo más estudiado por ser el que manifiesta los mayores cambios a medida que se alteran las condiciones del medio (Aguado-Giménez et al., 2007; Aguado et al., 2013; Martínez-García et al., 2013). Es muy común utilizar como bioindicadores del estado del ecosistema béntico desde poblaciones aisladas –por ejemplo, el incremento de especies oportunistas como *Capitella capitata* o *Malco-ceros fuliginosus* (Cromey et al., 2012; Hansen et al., 2001; Maldonado et al., 2005) o la reducción de especies sensibles como *Pennatulula phophorea* (Wilding, 2011)– hasta parámetros macroscópicos (e.g. Curvas ABC, Índice de Shannon-Wiener, ITI, AMBI, OSI, BHQ) de la comunidad 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 general, se considera que el muestreo y los estudios de la fauna béntica son muy onerosos. Por ello, Hargrave et al. (2008b) realizó una elaborada revisión de las respuestas de la infauna béntica a los cambios de las condiciones geoquímicas con el objeto de simplificar los esfuerzos y el coste de la monitorización de los impactos debidos a la carga de residuos orgánicos procedentes de las prácticas acuícolas. Estos mismos autores construyeron un *nomograma* que permite clasificar los sedimentos marinos a lo largo de un gradiente de enriquecimiento orgánico en función de los rangos de las variables químicas y biológicas. Uno de los principales objetivos del proyecto JACUMAR 2008-2011, era ajustar de manera experimental dichos rangos de las variables al caso de las granjas instaladas en las costas de España. Mediante la aplicación de técnicas de análisis frecuencial (construcción de Perfiles ecológicos), el cálculo de tasas de renovación específica a lo largo de gradientes ambientales y técnicas de regresión múltiple se seleccionaron las variables explicativas y los umbrales que mejor caracterizaban los cambios significativos del estado ecológico del sistema representado por la comunidad de poliquetos (Carballeira et al., 2011a; 2012a).

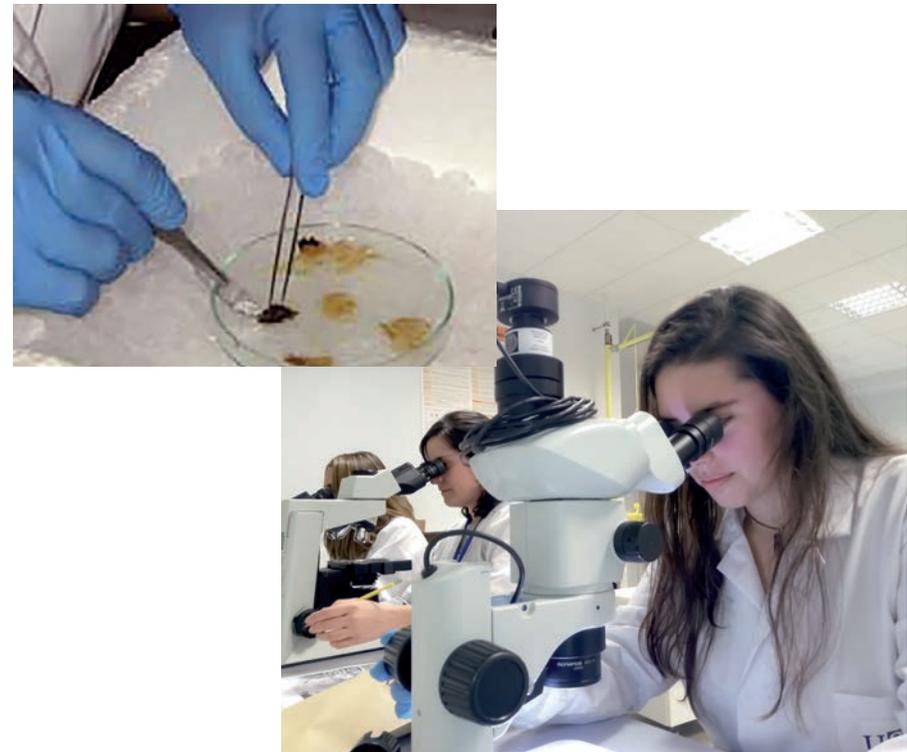


Melina palmata e *Spiochaetopterus costarum* son indicadores de fondos ricos en materia orgánica
(Foto. Dr. José Mora Bermúdez)

La **extensión e intensidad del impacto** sobre la fauna béntica depende del grado de adecuación del sitio, del ajuste de la producción a la capacidad de acogida del ecosistema receptor (biomasa establecida, número de jaulas, distancias entre jaulas,...) y del tipo de gestión de la granja (formulación de alimentos, técnicas de alimentación, períodos de barbecho...). Se ha demostrado que la abundancia de la macrofauna, biomasa, riqueza y diversidad específica están directamente relacionadas con la distancia a la granja, y que de todas las variables ambientales consideradas, la profundidad y la velocidad de la corriente explican el 53.2% de la variabilidad de la macroinfauna (Borja et al., 2009). También, la profundidad y la distancia a las jaulas fueron los factores que más explicaban la variabilidad de los índices bióticos utilizados en un estudio a largo plazo; por ejemplo, explicaban el 68% de la varianza asociada al índice de diversidad específica de Shannon-Wiener (Keeley et al., 2012).

En general, el impacto sobre la comunidad bentónica en mar abierto suele extenderse entre 30 y 100 m de las jaulas (Abebe et al., 2004; Aguado-Giménez et al., 2007a; Black et al., 2012; Wilding, 2011), pero incluso en aguas muy profundas se han observado alteraciones a más de 250 m (Kutti et al., 2007). El impacto de las granjas instaladas en la costa o en zonas semi-cerradas el radio puede ser menor pero no la intensidad de impacto (Neofitou et al., 2010).

Herramientas ambientales similares también son utilizadas para evaluar la *resiliencia* o capacidad de rehabilitación de los fondos afectados por las granjas a partir de la cosecha o el inicio del barbecho (Brooks et al., 2004; Brooks et al., 2003). Pero en ambos casos, los recursos y los requerimientos de muestreo para una evaluación efectiva del estado del bentos son costosos y es necesario mejorar las herramientas para detectar las tendencias



En ocasiones la vigilancia ambiental obliga a realizar estudios especiales, como el análisis de biomarcadores o de alteraciones histopatológicas, en poblaciones sensibles”
(Foto. Dr. Carlos Carballeira Braña)

de los sedimentos impactados por la acuicultura u otros tipos de actividades humanas (Rogers et al., 2008). Una aproximación consiste en la monitorización de los impactos mediante la implementación de nuevas técnicas, como el uso de análisis de imágenes en combinación con técnicas geoquímicas menos costosas (Boyra et al., 2004; Karakassis et al., 2002; Mulsow et al., 2006). El análisis de isótopos estables –como la determinación de la señal isotópica $\delta^{15}\text{N}$ en muestras de sedimentos u organismos (macroalgas, moluscos, anémonas, esponjas, cirrípedos,...)– facilitan una imagen de la extensión e intensidad del impacto potencial de la granjas a un coste competitivo (Carralleira et al., 2011b; 2012b; Dolenc et al., 2007).

“El seguimiento de las comunidades bénticas instaladas en fondos blandos, presentes debajo y en el entorno de las jaulas, es una práctica común en los planes de vigilancia de este tipo de actividad, por ser *a priori* los más amenazados. Para una correcta interpretación de los resultados obtenidos en la monitorización es necesario disponer de sitios control o valores de referencia. En este sentido resulta muy útil disponer de información del estado del sitio antes de que comience la actividad de la granja. La monitorización continua y robusta de las comunidades bénticas exige un esfuerzo de muestreo espacio-temporal intenso, lo cual obliga a disponer de importantes recursos humanos y materiales. Por ello, es necesario mejorar las herramientas bénticas, utilizar variables

geoquímicas predictivas junto a parámetros biológicos simples o contar con el soporte de nuevas tecnologías (e.g. análisis de imágenes, isótopos estables), tanto para detectar las tendencias a largo plazo como para deslindar responsabilidades frente a otras fuentes de impacto natural o antrópicas.”

Efectos sobre los hábitats sensibles

En general, bajo las granjas *offshore* se localizan fondos blandos, pero también se puede encontrar fondos rocosos que es necesario vigilar. Por el contrario, en el caso de granjas instaladas en la costa pueden tener gran relevancia pues es mucho más fácil encontrar este tipo de fondos rocosos a menor distancia de las jaulas. Las técnicas de vigilancia para este tipo de hábitats están menos desarrolladas y suelen ser singulares dependiendo del tipo de poblaciones o comunidades que los habitan. Así, las praderas de fanerógamas, los arrecifes de coral o los fondos de maërl son muy sensibles a la deposición de residuos, a la turbidez y al enriquecimiento de nutrientes, por ello, no es aconsejable instalar granjas cerca de estos hábitats por las consecuencias negativas que pueden acarrear a medio-largo plazo.

Los fondos de sedimentos constituidos por la acumulación de talos de algas rojas calcáreas (*Coralináceas* y *Peysoneliáceas*) libres y arbusculares, son conocidos como maërl. Estos fondos de algas rojas coralinas son hábitats que gozan de un alto nivel de protección en la UE (Barbera et al., 2003) y son relativamente comunes en nuestras costas (Peña, 2010; Peña and Barbara, 2006; 2008a; 2008b; 2009; 2010a; 2010b). La cobertura de maërl vivo puede ser reducida significativamente por los residuos de las granjas incluso a

distancias considerables, ya que leves incrementos de las concentraciones medias de nutrientes o de sólidos en suspensión son suficientes para producirles daños (Borg et al., 2011; Hall-Spencer et al., 2006; Huntington et al., 2006; Wilding, 2011).

Los efectos de las piscifactorías marinas sobre las praderas de fanerógamas principalmente de *Posidonia oceanica*, han sido ampliamente estudiados en el Mediterráneo por su abundancia, por ser hábitats muy sensibles y por disfrutar de un alto nivel de protección. El incremento de la carga de nutrientes y de los sólidos en suspensión pueden afectar de múltiples maneras a este tipo de praderas: aumentando la turbidez del agua, creando condiciones reductoras con liberación de sulfuros en la zona radical, incrementando la producción primaria, o alterando la composición y estructura de la 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). El control de la superficie y la cobertura de la pradera, la densidad y tamaño de los tallos, la tasa de crecimiento de hojas y rizoma, o la capacidad fotosintética son parámetros útiles para el control del potencial impacto de las granjas (Pergent-Martini et al., 2006). Para minimizar el impacto es necesario instalar las granjas lo más lejos posible de estos ecosistemas sensibles. Según sean las condiciones del medio se sugiere respetar una distancia mínima de 200 a 500 m, lo cual supone implementar una vigilancia activa, ya que incluso a 3 km se llega a detectar la influencia de las granjas (Ruiz et al., 2010). Para la protección de las praderas de fanerógamas, Huntington et al. (2006) recomiendan a la UE como estándar de calidad: no incrementar los niveles medios estacionales de los sólidos en suspensión, que el grado de iluminación a 2 m de profundidad no sea inferior al 10% de la luz incidente en la superficie, que el N-Kjeldahl sea <140 µg/L y que la concentración media del N-total sea <500 µg/L.

Igual que en casos anteriores la utilización de isótopos estables de C y N permite vigilar el grado de exposición de estos hábitats a los residuos de las granjas y anticiparse al posible impacto (Levy et al., 2010) en corales.

“Una adecuada selección del sitio y de la planificación, y un correcto procedimiento de evaluación del impacto ambiental deberían dejar a estos hábitats sensibles al margen de la influencia de los cultivos. En cualquier caso, la existencia de hábitats con alguna figura de protección que, por su cercanía, haga que exista un mínimo riesgo de impacto conduciría automáticamente a la implementación de un sistema de vigilancia continuo (monitorización). La administración competente sería la encargada de establecer el tipo de vigilancia y quién sería el responsable del seguimiento.”

Efectos sobre las poblaciones de peces y aves

Las granjas, como hábitat (estructura flotante) o como fuente de alimento, ejercen un fuerte atractivo sobre determinadas especies de peces pelágicos y bentónicos, por ello son consideradas como súper-artilugios de agregación de peces (*fish aggregation devices*, FAD) aumentando significativamente el tamaño de sus poblaciones cuando se compara el antes con el después de la instalación de la granja o con lugares de referencia (Dempster et al., 2005; Dempster et al., 2006; Grigorakis and Rigos, 2011; ICES, 2002; IUCN, 2007; Machias et al., 2005; Machias et al., 2004). Desde esta perspectiva, las granjas podrían afectar positivamente a algunas poblaciones de peces silvestres, tanto a escala local como regional, pero



Las granjas ejercen un fuerte atractivo sobre determinadas especies. Por ello, son consideradas como super-artilugios de agregación de peces y de sus depredadores
(Foto Dr. Alejo Carballeira Ocaña)

para que así sea es necesario contemplar determinados aspectos relativos a su diseño y gestión. Además, las poblaciones atraídas pueden ayudar a reducir el impacto de las granjas. Mediante experimentos de exclusión se comprobó que las poblaciones de peces silvestres (e.g. *Mugil cephalus*) pueden mejorar la calidad del sedimento –incrementando los niveles de oxígeno y reduciendo la carga orgánica y la concentración de sulfuros– al consumir los restos de pienso y heces depositados bajo las jaulas y de los procesos de bioturbación y resuspensión debidos al forrajeo (Katz et al., 2002; Vita et al., 2004).

El aumento de las poblaciones de peces silvestres comerciales en las cercanías de las granjas también puede actuar como atrayente de pesca deportiva o comercial. Sin embargo, el consumo humano de peces silvestres alimentados con pienso medicado, así como la posible transmisión de enfermedades, debe tenerse en cuenta regulando la pesca en las inmediaciones de las granjas por razones de salud pública. Pero la limitación de la pesca en las granjas también es obligada por razones ecológicas. Las granjas son súper-atractores de tal forma que la extracción sin control de peces en su entorno repercute en un área mucho más amplia, pues a medida que se reduce la población local se provoca un vacío ecológico que atrae a las poblaciones vecinas. Por el contrario, si se limita la pesca en el entorno de las granjas –diseñando áreas de protección en función de la carga y de la dirección de dispersión de los residuos– se conseguiría evitar problemas sanitarios potenciales y que las granjas actúen como focos de exportación de peces silvestres ayudando a la recolonización de otras áreas vecinas sobreexplotadas.

Hay que señalar que los animales silvestres pueden dañar las granjas. Las agregaciones de anchova (*Pomatomus saltador*) alrededor de las jaulas producen pérdidas de producción por depredación directa por el estrés inducido en los peces cultivados y por los costes derivados de la extracción de las anchovas apresadas y de la reparación de redes (Sánchez-Jerez et al., 2008). También se dispone de documentación de interacciones con mamíferos marinos, especialmente con delfines, que son atraídos por las granjas, en algunos casos para alimentarse de manera rutinaria de los peces muertos más que de la rotura de jaulas (Díaz-López, 2012; (Díaz-López et al., 2005; 2012). La instalación de redes rígidas secundarias de exclusión, de sistemas de disuasión (acústicos, olfativos, cercas eléctricas o perros guardianes) junto a la rápida eliminación de peces enfermos o muertos suelen ser los métodos más comúnmente utilizados para reducir las visitas.

Las instalaciones acuícolas pueden actuar como puntos de atracción de aves acuáticas, mayoritariamente gaviotas y cormoranes, generando interacciones entre dichas aves y la explotación. Una situación que en ocasio-

nes aporta componentes positivos, como el aumento de la biodiversidad, el disfrute estético, o la promoción de turismo ambiental; y en otras ocasiones negativos, aunque de bajo riesgo, como la introducción de patógenos en las instalaciones o las afecciones a la producción por depredación que son fácilmente eliminadas mediante la instalación de cubiertas de red.

Respecto a las fugas accidentales de peces, el grupo de trabajo del proyecto ESCA-FEP (2014) sobre prevención y mitigación de escapes de peces de acuicultura desenvuelto en jaulas marinas de Andalucía y Murcia, ha elaborado una guía de buenas prácticas útil para la gestión de escapes con el fin de reducir las pérdidas que ocasionan y los posibles impactos ecológicos que puedan arrastrar. Pero, una vez que se produce un escape es necesario mitigar su impacto y, para ello, es conveniente disponer de un plan de contingencia que permita actuar rápidamente para evitar más pérdidas y favorecer la recaptura. Como medida complementaria hacia la mitigación de impactos se plantea la necesidad de diseñar planes de seguimiento y control de la presencia de escapes en las capturas de la pesca profesional y deportiva, así como en zonas de especial interés para su conservación.

“ Las granjas son super-artilugios de agregación de organismos. Por razones sanitarias y ecológicas es necesario regular la pesca deportiva o profesional en la cercanía de las granjas, diseñando áreas de especial protección.

Para reducir el impacto de fugas accidentales es conveniente disponer de planes de contingencia de rápida aplicación.”

Efectos de los compuestos químicos manejados en maricultura

Los estudios sobre el impacto de las piscifactorías marinas se centran en el efecto de los residuos orgánicos (disueltos, coloides o particulados) pero existen otros tipos de impactos derivados de los cultivos con efectos en el medio que no están todavía lo suficientemente estudiados pero que también es necesario vigilar, como son los derivados del uso de compuestos químicos. El uso de productos químicos en cultivos extensivos e intensivos, como la acuicultura, está ampliamente reconocido (FAO, 2010; GESAMP, 1997) debido a las características propias de los cultivos que presentan elevadas densidades de organismos. Este hecho se agrava debido a que la acuicultura ha crecido exponencialmente en los últimos años y, sin embargo, las normativas o legislaciones respecto al uso de productos químicos no se han ido adaptando a las necesidades intrínsecas de dicho desarrollo.

Los productos químicos empleados en acuicultura se pueden clasificar en función de su mecanismo de acción y procedencia como químicos procedentes de materiales estructurales, desinfectantes, medicinas, pesticidas, aditivos en la comida, anestésicos... El principal problema de los productos químicos usados en acuicultura reside en que no existen controles ni información de ellos en la mayor parte de los países. Incluso aquellos que presentan listas de compuestos químicos prohibidos o permitidos raramente conocen las cantidades usadas o los químicos emergentes.

De todos los productos es importante destacar los antibióticos, los desinfectantes y los anti-incrustantes (*antifouling*) por las cantidades usadas, la forma de administrarlos, por su toxicidad o por la toxicidad de las sustancias derivadas de ellos. Afortunadamente, cada vez es menor el uso de antibióticos y de otros compuestos peligrosos, gracias al desarrollo de vacunas, probióticos y alternativas naturales a los anti-incrustantes, (Bondie and Wolf, 2013; Gate-soupe, 2000; Rodgers, 2009). A pesar de que la actitud frente al uso e impacto de este tipo de compuestos sigue siendo preocupante, existe un gran vacío en la normativa relativa al uso de estas sustancias en la acuicultura. Aunque algunos países han tomado medidas de protección del medio acuático, como por ejemplo Noruega, que prohibió el uso profiláctico de antibióticos.

En Europa están permitidos siete **antibióticos**: Amoxicilina, Florfenicol, Flumequina, Ácido oxolínico, Oxitetraciclina, Sarafloxacina y Sulfadiazina-trimetoprima. La cantidad de antibióticos liberada al medio depende de la técnica de suministro utilizada: adición al alimento, inyección o inmersión. El incorrecto aprovechamiento de los antibióticos supone importantes pérdidas económicas para las empresas acuícolas, lo que implica la progresiva reducción de las cantidades liberadas al medio. Aun así, se estima que más del 75% de los antibióticos administrados son liberados al medio y que se pueden mantener disueltos en el agua a medida que se van acumulando en los sedimentos, donde su persistencia es muy variable dependiendo del tipo de antibiótico y de las características fisicoquímicas del sedimento (Armstrong et al., 2005; Lalumera et al., 2004; Rigos et al., 2004; Scott, 2004).

Los antibióticos son excretados sin haber sido metabolizados o son liberados como metabolitos activos que pueden provocar la aparición de patógenos resistentes y trasladar los genes de resistencia a peces salvajes o a la flora intestinal humana (Díaz-Cruz et al., 2003; Sørum and L'Abée-Lund, 2002). Se ha observado desarrollo de resistencia bacteriana y alteraciones de la comunidad bacteriana del sedimento, efectos sobre productores primarios (fitoplancton, macroalgas y fanerógamas marinas) y sobre consumidores (invertebrados y peces) con resultados altamente variables dependiendo del tipo de antibiótico, sus mezclas e interacciones, de las características del medio, del grado y tiempo de exposición, de la especie receptora, etc. En consecuencia, es necesario seguir investigando y no hay más remedio que diseñar un plan de vigilancia específico para cada escenario singular.

Por otro lado, también es necesario seguir investigando la acumulación de antibióticos en los peces cultivados y en otros organismos, incluidos el hombre. Así, cara a la protección de la salud humana es obligatorio contemplar los efectos potenciales derivados de la exposición de los trabajadores al manipular los antibióticos durante la preparación y distribución del alimento (Burridge et al., 2010).

Los **desinfectantes** o compuestos terapéuticos –usados para el tratamiento o prevención de parásitos, virus, hongos e infecciones bacterianas– pueden



El fouling es capaz de colonizar rápidamente todo tipo de sustratos artificiales depositados en el mar. Estado de una boya experimental después de un par de meses de exposición en el mar de Lira (A Coruña). La boya está totalmente cubierta de algas oportunistas (*Ulva* sp.), mejillón (*M. galloprovincialis*) y arneirón (*Balanus* sp) (Foto. Dr. Carlos Carballeira Braña)

ser administrados en el alimento o por inmersión. Entre los compuestos más comúnmente utilizados están: desinfectantes (e.g. iodóforos, derivados clorados) utilizados en la desinfección del agua, de estructuras y maquinaria; peróxido de hidrógeno y formalina, para el tratamiento de parásitos externos (e.g. *sea lice*), bacterias y hongos; e insecticidas (e.g. benzoato-emamectin, teflubenzuron, ivermectina, azametifos).

La utilización de estos compuestos supone un riesgo ambiental porque pueden ser liberados al medio directamente, en el alimento o a través de las heces. Su persistencia es muy variable, desde horas en el agua a meses en el sedimento, dependiendo de factores ambientales como temperatura, pH, oxígeno disuelto, intensidad luminosa, actividad microbiológica (Gräslund and Bengtsson, 2001; Telfer et al., 2006). Una vez en el medio pueden ser bioacumulados y producir efectos tóxicos a especies planctónicas y bentónicas, algunas de interés comercial que se alimentan de los residuos de las jaulas (Beveridge, 2004; Black, 2005; Burridge et al., 2010; Grant and Briggs, 1998; Haya et al., 2001; Haya et al., 2001; 2005; Schmidt. et al., 2006; Tett et al., 2008; Willis et al., 2005). A pesar de ello, su empleo está ampliamente extendido y no se encuentra regulado debidamente.

Los **anti-incrustantes** se han aplicado a redes y estructuras para impedir la colonización de superficies sumergidas por organismos marinos. El bio-fouling o colonización por organismos marinos genera grandes pérdidas económicas en todas las actividades marinas. En el caso concreto de la acuicultura en jaulas reduce el flujo de agua en las jaulas disminuyendo la disponibilidad de oxígeno de los peces. Al mismo tiempo, reduce la capacidad dispersiva del medio y aumenta la resistencia de las redes a las corrientes elevando el riesgo de ruptura. Los compuestos anti-incrustantes son tóxicos que pueden actuar sobre organismos no diana en el agua y el sedimento (Burridge et al., 2010; IUCN, 2007; Tett et al., 2008). Debido a su alta peligrosidad algunos compuestos como el TBT (del inglés Tri-Butyl-Tin) fueron prohibidos, junto con sus derivados, por la Organización Marítima Internacional (IMO) desde el año 2008. Actualmente los anti-incrustantes basados en el cobre son los más utilizados a pesar de que siguen siendo tóxicos para diversidad de organismos pero suponen un riesgo menor, in-



La deposición excesiva de materia orgánica procedente del cultivo puede generar situaciones de anoxia que supongan una pérdida de funcionalidad del ecosistema bentónico. La aparición de manchas de bacterias del género *Beggiatoa* sp. son indicadores de la presencia de sulfuro de hidrógeno (Tomado de Aguado et al., 2013)

cluso su toxicidad puede verse muy limitada según sean las condiciones del sedimento (Burridge et al., 2010; Nash et al., 2005; Nehring, 2001). Mientras los repelentes naturales no se hayan desarrollado eficazmente, la forma más ecológica de reducir el uso de los anti-incrustantes sería el secado al aire de las redes seguido de una limpieza manual con agua a presión en tierra (Qian et al., 2007).

En los piensos utilizados en acuicultura se pueden encontrar concentraciones traza de diferentes **metales y metaloides** (Abete et al., 2004; Rey-Asensio et al., 2010) que pueden acumularse en el sedimento. En general, Cu y Zn son los elementos que más se han encontrado acumulados en los sedimentos bajo las jaulas, decreciendo su concentración hasta los niveles control a distancias muy variables (Dean et al., 2007). Su origen no es única-

mente alimentario sino que estos metales forman parte de una gran cantidad de productos químicos, tales como los antibióticos y los anti-incrustantes.

Debido a la baja biodisponibilidad de estos compuestos en sedimentos ricos en materia orgánica no se han observado efectos tóxicos. Aun así, es aconsejable monitorizar su concentración espacio-temporalmente (Burrige et al., 2010; Mendiguchía et al., 2006). Tampoco se encontraron bioacumulaciones significativas en macroalgas cultivadas cerca de las jaulas o expuestas a los vertidos de granjas marinas instaladas en tierra (Carballeira, 2013b; Hernández et al., 2005).

Además de metales y metaloides en el alimento y en los sedimentos bajo las jaulas se han detectado otros tipos de contaminantes a niveles traza (PAH, PCB, dioxinas, pesticidas organoclorados como DDT,...), siendo considerados sus “potenciales” efectos de forma muy variable, desde despreciables a muy serios (Phillips, 2005).

“ Los numerosos factores ambientales que condicionan el riesgo ambiental de este tipo de sustancias y la variedad de especies que pueden ser potencialmente afectadas requieren de investigaciones más profundas y detalladas para conocer la magnitud de sus efectos y obligarían a diseñar un plan de vigilancia específico para cada escenario. Aunque es importante el control de sus efectos ambientales, el uso frecuente de este tipo de compuestos, conllevaría un exhaustivo y costoso control veterinario y de sanidad alimenta-

ria. Mientras tanto, la forma más eficaz de evitar los problemas derivados de su uso sería llevar a cabo una adecuada formación de los piscicultores y hacer el mejor uso y optimización posible de este tipo de compuestos (Costello et al., 2001). ”

Importancia de la selección del sitio y de la gestión en los impactos ecológicos

Importancia de la selección del sitio

En muchos países el aumento de la producción acuícola está limitado por la capacidad de las aguas costeras de asimilar el impacto ambiental y por el incremento de la presión por las interacciones con otros usos (i.e. turismo, recreo, transporte). En base a criterios operativos la FAO (tabla 1) incluye en tres categorías las actividades en maricultura: **costera** (*coastal*), **lejos de la costa** (*off the coast*) y **mar abierto** (*offshore*). Asimismo, plantea la necesidad de incrementar la transferencia de la producción acuícola instalada en o lejos de la costa, donde los recursos son muy limitados, hacia los sistemas en mar abierto. Además de aumentar cualitativamente la capacidad de producción de alimento a nivel global con la maricultura *offshore* se pretende:

Disminuir las interacciones con otros usos del litoral.

- Facilitar la dispersión de los residuos generados por los cultivos al situarse en zonas con mayor hidrodinamismo.
- Distanciar las zonas de producción de las biocenosis marinas sensibles o de interés ecológico para evitar afecciones en ellas.

Parámetro	Tipo de maricultura		
	Costera (Coastal)	Lejos de la costa (Off the coast)	Mar abierto (Offshore)
<ul style="list-style-type: none"> • Localización • Distancia a la costa • Profundidad en bajamar • Exposición 	<ul style="list-style-type: none"> • A la vista • <500 m • <10 m • Protegidas habitualmente 	<ul style="list-style-type: none"> • A menudo a la vista • 500 m a 3 km • 10–50 m • Protegidas a parcialmente expuestas (>90°) 	<ul style="list-style-type: none"> • Lejos de la vista • >2-3 km • >50 m • Expuestas (>180°)
<ul style="list-style-type: none"> • Ambiente • Altura oleaje • Período de viento • Corriente costera 	<ul style="list-style-type: none"> • <1 m • cortos • influencia fuerte 	<ul style="list-style-type: none"> • <3–4 m • variables • alguna influencia 	<ul style="list-style-type: none"> • >5 m, regularmente 2–3 m (mar de fondo) • variables • influencia baja o nula
<ul style="list-style-type: none"> • Accesibilidad • Comunicación con tierra 	<ul style="list-style-type: none"> • 100 % • en cualquier momento 	<ul style="list-style-type: none"> • >90 % diariamente • habitual 	<ul style="list-style-type: none"> • usualmente >80 % • periódicamente (3–10 días)
<ul style="list-style-type: none"> • Operatividad 	<ul style="list-style-type: none"> • manual (alimentación, control y otros) 	<ul style="list-style-type: none"> • algunas operaciones automatizadas (e.g. alimentación) 	<ul style="list-style-type: none"> • operaciones remotas (funciones automatizadas, control remoto,...)

Tabla 1. Criterios generales de las tres categorías de actividades en maricultura según la FAO (Tomado de Kapetsky et al 2013)

La minimización de los impactos a los ecosistemas marinos y la prevención de conflictos con otros usos redundarían en una mayor aceptación social de esta actividad y se aseguraría la sostenibilidad de la maricultura a largo plazo. Para ello es necesario esforzarse en el diseño de estructuras y tecnologías que faciliten el desarrollo de la maricultura *offshore* (Kapetsky et al., 2013; Lovatelli et al., 2013).

Actualmente, con la tecnología disponible, es muy aventurado realizar en Galicia acuicultura en mar abierto por su alta energía, de tal forma que la ubicación de las piscifactorías en jaulas queda relegada a las aguas del interior de la línea de costa (*baseline*) (figura 7). Esta limitación espacial para la instalación de las granjas en jaulas es un aspecto clave debido a la mayor probabilidad de que se produzcan interacciones con otros usos del litoral, a la menor capacidad dispersiva del medio y al mayor riesgo de afectación a

poblaciones y comunidades sensibles o de interés ecológico. Por ello hay que ser especialmente escrupuloso en la selección del sitio y en el diseño de los planes de vigilancia ambiental.

La adecuada localización y diseño de las instalaciones atendiendo a las características morfológicas, batimétricas e hidrodinámicas (tabla 2) de la zona junto a unas buenas prácticas en la gestión –sobre todo en lo que respecta al abuso de biocidas y a la alimentación, evitando la antieconómica sobrealimentación– son las mejores herramientas para prevenir o minimizar los efectos negativos de este tipo de instalaciones.

Respecto a la selección del sitio en la costa de Galicia y con el objeto de aumentar la capacidad asimilativa potencial del medio receptor se debería respetar como norma general:

- Una **distancia mínima** de 500 m a la costa más próxima y una profundidad mínima de 20 m. Consideraciones al margen, quedan situaciones particulares sobre el distanciamiento y la profundidad que ha de observarse respecto a la presencia de biocecosis marinas sensibles o de interés ecológico para evitar su alteración. Esto reduciría notablemente el riesgo potencial de impactos en los ecosistemas litorales o fenómenos de acumulación de residuos cuando la dirección de las corrientes no se oriente hacia fuera de la costa. Es necesario señalar, que además de las corrientes marinas –gravitacionales y radiacionales– en la banda costera la circulación de las aguas depende de fenómenos regionales y locales. Esto es esencial para la capacidad dispersiva del medio debido a la gran variabilidad espacial y temporal de los fenómenos marinos susceptibles de desarrollarse en la zona costera. Desafortunadamente, el conocimiento de estos fenómenos es muy tosca, no pudiendo extrapolarse la información obtenida en sitios más o menos próximos porque las corrientes también son afectadas por particularidades locales, como la desembocadura de ríos, brisas, secas, etc. Así, la influencia de los vientos sobre la circulación marina

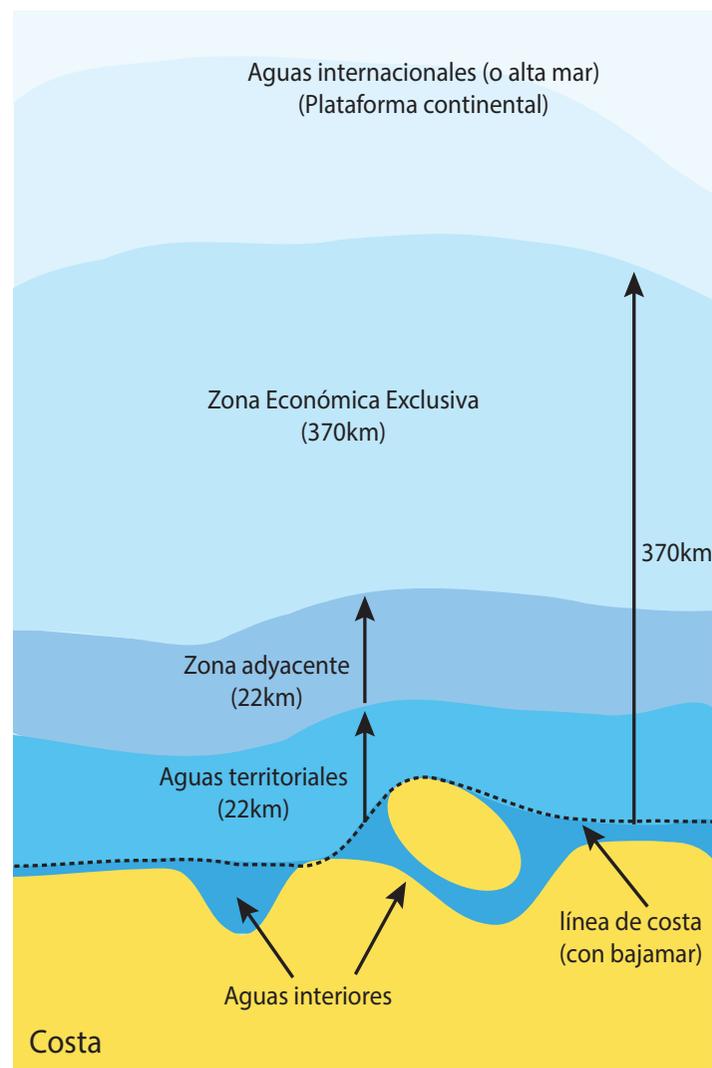


Figura 7. Áreas marinas y derechos jurisdiccionales internacionales. Modificado de UNCLOS (1982)

se ejerce en superficie y provoca el desplazamiento de las capas superficiales. Cuando el viento es permanente en intensidad y dirección se pueden dar tres situaciones típicas: *viento paralelo a la costa* en el mar; *viento de mar perpendicular a la costa*, con aparición de un nivel de cizallamiento por debajo del cual las aguas van en el sentido del viento, mientras que por encima de ella van en sentido inverso; y *viento de tierra perpendicular a la costa* que desplaza la capa superficial del agua hacia mar adentro pero que, por efecto venturi, provoca una corriente inversa con el ascenso de las aguas más profundas hacia tierra.

- La **profundidad** del sitio juega un papel particularmente importante para la óptima dispersión de los residuos particulados emitidos por las jaulas. La exigencia de una profundidad mínima entre la base de las jaulas y el fondo marino reduce el impacto potencial sobre el ambiente marino. El *Reglamento de viveros de cultivos marinos en las aguas de Galicia* (Decreto 406/1996, DOGA) considera que la profundidad de las jaulas de cultivo (bolsa o copo) no debería sobrepasar el 50% de la profundidad media de la ubicación de la granja. Sin embargo, debido a la reducida profundidad del

Factor ambiental	Bueno	Medio	Malo
Hidrodinamismo	Fuerte	Medio	Débil
Olas (m)	1 a 3	< 1	> 3
Batimetría (m)	> 30	15 a 30	<15
Corriente media (cm.s-1)	> 15	5 a 15	<5
Pendiente (%)	3 a 10	1 a 3	<1
Contaminación del agua	Débil	Media	Alta
Salinidad media (‰)	25 a 35	15 a 25	<15
Salinidad fluctuación	<5	5 a 10	> 10
Oxígeno disuelto (%)	100	100	<70
Tipo de sustrato	Arenas o gravas	Mixto	Limos
Condiciones tróficas	Oligotrófica	Mesotrófica	Eutrófica
Incrustantes (fouling)	Pocas	Moderadas	Importantes
Depredadores	Ninguno	Algunos	Abundantes

Tabla 2. Factores ambientales que limitan la selección del sitio para el desarrollo de la piscicultura en jaula

agua en las zonas costeras y especialmente en el interior de las rías, que suele ir pareja a un menor hidrodinamismo y a una compleja y variable circulación local, deberíamos ser más exigentes, limitando más la profundidad relativa del copo de las jaulas de cultivo. La profundidad máxima admitida del copo debería aumentar en función de la profundidad media del agua, de tal forma que en profundidades bajas se mantuviera una distancia mínima entre la base de las jaulas y el fondo marino para garantizar una buena dispersión de los residuos particulados. Así, entre 20 m (profundidad mínima admisible) y 30 m el copo debería ser inferior a un tercio ($\leq 1/3$) de la profundidad media de la ubicación

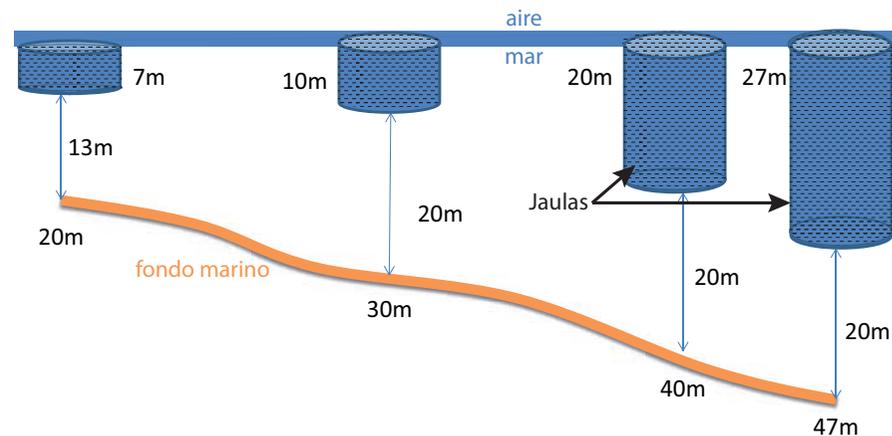


Figura 8. Variación de la profundidad máxima del bolso con la profundidad del agua

de la granja; entre 30-40m el copo debería ser $\leq 1/2$ de la profundidad; y en profundidades $> 40m$ se puede superar la profundidad del copo siempre que se mantenga entre la base de las jaulas y el fondo marino una profundidad que sea mayor de 20m (Figura 8).

- Con el objeto de evitar efectos sinérgicos se debe establecer **el tamaño máximo de cada granja** o de módulo de granja según las características de cada localización. La producción de 500 t.año^{-1} es una referencia estatal frente a la obligación de realizar EsIA. Teniendo en cuenta esta producción, la distancia mínima entre granjas debería ser $\geq 500m$ en la dirección de la corriente principal y $\geq 200m$ en las direcciones perpendiculares a dicha corriente.

Por último, antes de instalar una piscifactoría en jaulas es necesario disponer de una buena estima de la capacidad dispersiva del medio en función de la velocidad media de la corriente, el oleaje, la topografía, los vientos locales, etc.



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

La capacidad dispersiva de la ubicación seleccionada es fundamental para el diseño de la instalación (número y volumen de las jaulas, distancia mínima entre jaulas y entre trenes de jaulas, densidad de individuos, capacidad máxima de producción, etc.) y de su PVA, puesto que el conjunto determinará el canon de explotación, la dimensión de la concesión de la granja y la zona de efectos permitidos (ZEP). En un sitio dispersivo las fuertes corrientes del fondo dan lugar a resuspensiones y predice una ZEP de bajo impacto, mientras que un sitio depositivo da una ZEP pequeña con fuerte impacto y un sitio intermedio da lugar a un área amplia con bajo impacto. La citada normativa gallega informa sobre los valores máximos admisibles por cada cuadrícula del polígono (12.500 m³ de cultivo o de 2.500 m² de superficie) y que todas las instalaciones, incluidos anclajes y señalizaciones, deben situarse dentro de los límites de la concesión.



La alta energía del mar en las costas expuestas de Galicia limita la instalación de granjas marinas en jaulas convencionales (Foto. Dr. Javier Cremades Ugarte)



Figura 9. Actualmente, es muy aventurado realizar en Galicia acuicultura en mar abierto por su alta energía. Ejemplos de instalaciones experimentales capaces de soportar condiciones de mar extremas (Tomado de: FAO. 2010)

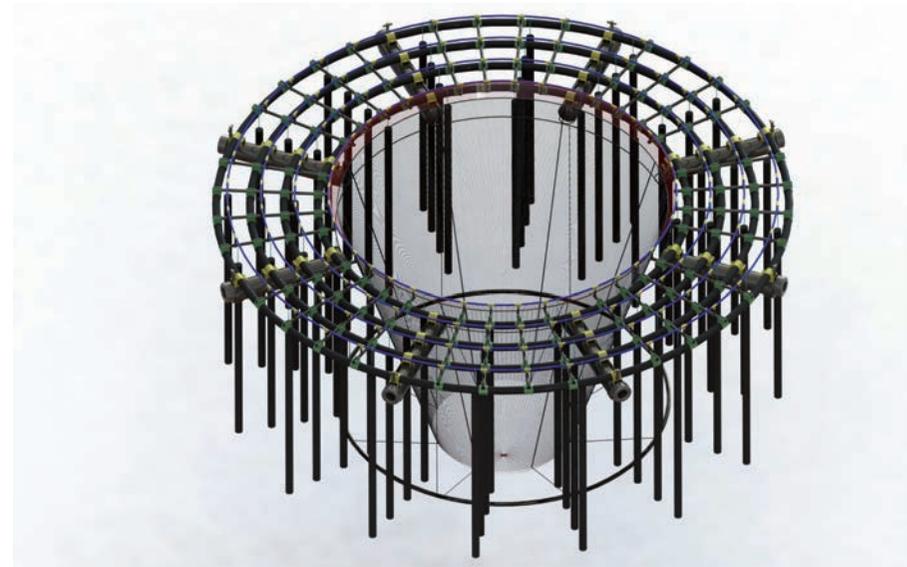


Figura 10. La acuicultura multitrófica integrada (IMTA) es una estrategia productiva que diversifica de manera sostenible los cultivos y protege el medio ambiente. La posibilidad de integrar pequeñas piscifactorías y cultivos algales a los numerosos polígonos de bateas de moluscos existentes en nuestras costas es una alternativa de la maricultura muy atractiva (Foto y esquema suministrado por IMA-Acuicultura Integrada Multitrófica SLU) Imagen conjunta tomada del diario La Voz de Galicia 12/5/2014)

Importancia de la gestión

La mejor herramienta para la gestión de las granjas es realizar una buena selección del sitio, con una capacidad dispersiva adecuada y lejos de hábitats protegidos. Otros aspectos pueden ayudar a reducir los impactos potenciales como son las técnicas de barbecho (*fallowing*) y el establecimiento de sistemas multitróficos integrados (IMTA) (figura 10).

Se recomienda el **barbecho** como una medida de rehabilitación continua al estado biogeoquímico original de los sedimentos, para que no se vayan endureciendo los impactos a lo largo del tiempo y también para reducir el riesgo de los cultivos a patógenos y parásitos (Brooks et al., 2003; Lampa-

dariou et al., 2008; Lee et al., 2006; Nash, 2001; 2003; Porrello et al., 2005). Dependiendo de las características del medio, los períodos de recuperación tras barbecho son muy variables (3-48 meses), pero en la mayoría de los casos, ciclos inferiores a 24 meses suelen ser suficientes (Lin and Bailey-Brock, 2008; Wildish and Pohle, 2005).

Los **sistemas multitróficos integrados** –corrientemente asociados a macroalgas y moluscos– son capaces de reducir parte de la carga de nutrientes y de materia orgánica liberados por los peces cultivados, lo que redundará en una mejora de la calidad del agua y de los sedimentos, al mismo tiempo que se obtiene un beneficio económico secundario y se mejora la imagen social (Barrington et al., 2010; Chopin and Robinson, 2006).



En los cultivos multitróficos es común asociar a las granjas de peces cultivos de moluscos filtradores y macroalgas laminariales (Foto. Dr. Javier Cremades Ugarte)

Cada día aumenta el número de especies, comerciales o no, que son asociadas a los IMTA. Los filtradores mayormente utilizados son moluscos (mejillones y ostras) y las especies de macroalgas más utilizadas pertenecen a los géneros *Laminaria*, *Ulva*, *Porphyra* y *Gracilaria*. Otros organismos como los poliquetos son utilizados por su alta capacidad de filtración y biorremediación. También se ha experimentado con cohombros, erizos o langostas (Neori et al., 2004; Pearson and Black, 2001; Wu, 1995). La utilización de marcadores como isótopos estables o microcontaminantes bioacumulados en los organismos asociados en el IMTA permiten comprobar la eficacia de la absorción de alimento y conocer el grado de sanidad alimentaria del producto cosechado (Navarrete-Mier et al., 2010). Los sistemas multitróficos pueden ser desarrollados a diferentes escalas desde unidades simples a grandes instalaciones de compleja gestión. Si se desarrollan con especies nativas, además de mejorar la sostenibilidad del cultivo, el riesgo ecológico potencial asociado a la actividad es muy bajo. La posibilidad de integrar pequeñas piscifactorías (lubina, salmón, sargo, dorada, mújil,...) y cultivos algales a los numerosos polígonos de bateas de moluscos, principalmente de mejillón, existentes en nuestras rías es una alternativa a las grandes instalaciones piscícolas.

Una buena gestión de la granja implica utilizar las mejores técnicas disponibles en acuicultura y exigir el cumplimiento de códigos de buenas prácticas acuícolas, fundamentalmente sobre las técnicas de alimentación, sobre el uso de compuestos bioactivos y sobre la posibilidad de introducción o transferencia al medio de especies exóticas, organismos genéticamente modificados, poliploides, patógenos o parásitos, por los posibles impactos ecológicos, genéticos, económicos y para la salud humana que pudieran originar. En este último caso, como los impactos negativos que se pueden generar son difíciles de predecir, vigilar y más difíciles o imposibles de reparar, se establecerán controles estrictos y certificaciones claras de las importaciones y de los vectores.

En las prescripciones de control siempre se exige mantener al día el **libro de explotación** (definido en el RD 1614/2008). Este registro debe estar a disposición del inspector de las estaciones clasificadas y del servicio de vigilancia de las aguas. El libro debe reflejar de manera precisa todas las prácticas realizadas: biomasa en *stock*, variaciones de biomasa (entradas-mortalidades-salidas), cantidades de alimento distribuidas y su composición, tratamientos veterinarios, utilización de productos anestésicos, productos químicos, desinfectantes, etc.

Aunque existen dispositivos para la acuicultura en mar abierto, actualmente, es muy aventurado emplearlas en Galicia por la elevada energía de sus costas (figura 9). Sin embargo, la acuicultura multitrófica integrada (IMTA) es considerada una estrategia productiva que diversifica de manera sostenible los cultivos y protege el medio ambiente. Existe la posibilidad de integrar pequeñas piscifactorías con cultivos algales en los numerosos polígonos de bateas de moluscos existentes en nuestras costas (figura 10).

“Una adecuada selección del sitio en combinación con una buena gestión es la mejor manera de prevenir posibles impactos futuros y de reducir los costes de la vigilancia ambiental.”

Compartimentos y zonas del medio a considerar en los planes de vigilancia ambiental

Tomado de Aguado et al. 2013



Identificación de compartimentos del medio

De todos los compartimentos del medio susceptibles de experimentar las alteraciones derivadas de los cultivos de peces, sobre todo en mar abierto, es el sistema bentónico el que, en principio, puede verse más afectado. Por ello, es lógico que se preste una mayor e intensa atención a los distintos componentes de este compartimento que a otros. Aunque las granjas marinas no deberían estar en las cercanías de hábitats sensibles o de elevado valor ecológico, cuando se tengan sospechas fundadas de que estas comunidades pudieran verse afectadas por los cultivos deben ser incluidas en los PVA. Ya se comentó que el sistema pelágico pudiera verse afectado aunque en menor medida que el sistema bentónico. No obstante, ya que se trata del medio en el que se crían los peces también debería ser objeto de vigilancia por el especial interés que supone para los productores.

Establecimiento de la zona de efectos permitidos (ZEP)

Como cualquier actividad productiva, los cultivos marinos van a dejar una huella en el medio en que se desarrollan. Es importante pues conocer cuál va a ser el alcance espacial y temporal de los vertidos. Pero lo que es más importante es el alcance espacial de los efectos que estos vertidos puedan ocasionar, con el fin de delimitar el área que los recibe y en el caso de que dicho impacto sea asumible (lo que debe haberse evaluado anteriormente en los EslA) vigilar que no trasciendan más allá de esa área de influencia. Es lo que, en el contexto de las interacciones entre acuicultura y medio ambiente, conocemos como Zona de Efectos Permitidos (ZEP). Por tanto, podríamos definir la ZEP como: *el área de fondo marino y volumen de la masa de agua receptora donde la autoridad competente permite a los productores alguna alteración de los niveles (definidos por las normas de calidad ambiental) de determinados indicadores ambientales (establecidos por grupos de expertos en base a estudios pilotos o datos existentes) que pudieran producir sobre el ecosistema un efecto negativo reversible*. En esta ZEP asumimos que el medio receptor puede verse afectado por los residuos derivados del cultivo pero

sin llegar a producirse efectos permanentes. Por tanto, sabemos que en el caso del sistema bentónico, este va a sufrir una serie de alteraciones en su dinámica biogeoquímica. Esta premisa no implica que el sistema bentónico se degrade en su totalidad. Los sistemas bentónicos juegan un papel destacado en el funcionamiento de los ecosistemas marinos, con una alta importancia económica para las actividades extractivas (i.e. pesca, marisqueo). Por ello, es fundamental que no se pierda su funcionalidad y el servicio ecológico que proporciona, tanto desde el punto de vista ambiental como para el propio cultivo. El impacto que se pueda producir en la ZEP debe ser limitado y asumible. Los poblamientos bacterianos e infaunales existentes en la ZEP pueden experimentar desequilibrios o alteraciones como consecuencia de los cambios geoquímicos que se van a producir, favoreciéndose la mineralización de la materia orgánica por rutas anaerobias en el caso de los poblamientos bacterianos, y produciéndose una regresión de los poblamientos infaunales. Parte de los elementos infaunales son reemplazados por otros que se adaptan mejor al enriquecimiento orgánico y a la hipoxia, originándose poblamientos menos diversos y menos equilibrados en sus relaciones e interacciones ecológicas, pero siendo capaces de procesar al menos una parte de los residuos depositados. Si el impacto progresa más allá de lo que estos nuevos poblamientos son capaces de metabolizar, se perderá por completo la funcionalidad de estos fondos y se desencadenarán fenómenos biogeoquímicos que pueden llegar a afectar al propio cultivo: hipoxias, anoxias, emisiones de sulfuros y metano a la columna de agua.

Existen modelos basados en el conocimiento de la respuesta de este tipo de fondos ante el enriquecimiento orgánico, orientados a determinar las dimensiones de la ZEP en función de la intensidad del cultivo, de la capacidad dispersiva del medio y de las características físicas de los residuos (Cromey and Black, 2005). No obstante, su aplicación es compleja, no siempre es posible y sus resultados son un tanto controvertidos y restrictivos. Otra posibilidad, mucho más fácil de manejar tanto administrativamente como ambientalmente, es utilizar las dimensiones de las concesiones de las granjas como ZEP. Normalmente el espacio ocupado por las instalaciones es bastante menor que las dimensiones de las concesiones, y generalmente la influencia de los cultivos

sobre los fondos no se extiende más allá de una centena de metros. Entonces, las modificaciones severas no deberían trascender más allá de la concesión, salvo casos excepcionales. Esto proporciona una mayor flexibilidad a los productores en tanto que el cinturón en torno a las instalaciones sobre el que los cultivos pueden ejercer una influencia es mayor que si se aplica un modelo para determinar la ZEP, siempre y cuando las empresas estén haciendo un uso racional de la concesión y que esta esté ajustada en tamaño a la carga productiva. A su vez, la concesión como ZEP facilita la gestión administrativa en una doble vertiente. Por una parte, la simplicidad en la delimitación de las ZEP identifica claramente el alcance espacial de las responsabilidades de los productores para con el dominio público. Por otra parte, se favorece la ordenación espacial y regulación de la actividad: todos los elementos de las instalaciones, incluidos los fondeos, deben estar dentro de los límites de la concesión; si esto no ocurre es porque las jaulas están demasiado próximas a los límites de la concesión, luego se incrementa la probabilidad de que el cultivo ejerza una influencia sobre zonas que no pertenecen a la ZEP. En estos casos, la empresa debería reestructurar sus instalaciones para que todos los elementos estén en el interior de su concesión y las jaulas alejadas de sus límites, o ampliar la concesión con el consiguiente incremento del canon de ocupación. Las empresas productoras, al ser beneficiarias de una concesión administrativa de ocupación del dominio público, adquieren ciertas responsabilidades sobre estas concesiones que podrían incluir las responsabilidades ambientales, lo que facilita la tarea administrativa del seguimiento ambiental.

Asimilar la ZEP a la concesión facilita la gestión administrativa y proporciona una mayor flexibilidad a los productores, pero solo sería apropiado cuando las empresas hagan un uso racional de la concesión. Para conseguirlo es necesario que el canon establecido por la administración dependa del tamaño de la concesión y que el tamaño de la concesión ha de estar siempre acorde con la producción real. Esto es para evitar que se realice una deficiente gestión ambiental de la granja al disponer de una ZEP desproporcionada. Como el espacio en las costas de Galicia es más limitado y mucho más conflictivo con otros usos del litoral que los cultivos en mar abierto es conveniente afinar

—mediante estudios y cánones— cuál debería ser el deslinde de la concesión solicitada. Igualmente, la propia ejecución del PVA nos permitirá averiguar si las dimensiones de la ZEP son correctas o deben modificarse.

Delimitación del área de influencia potencial

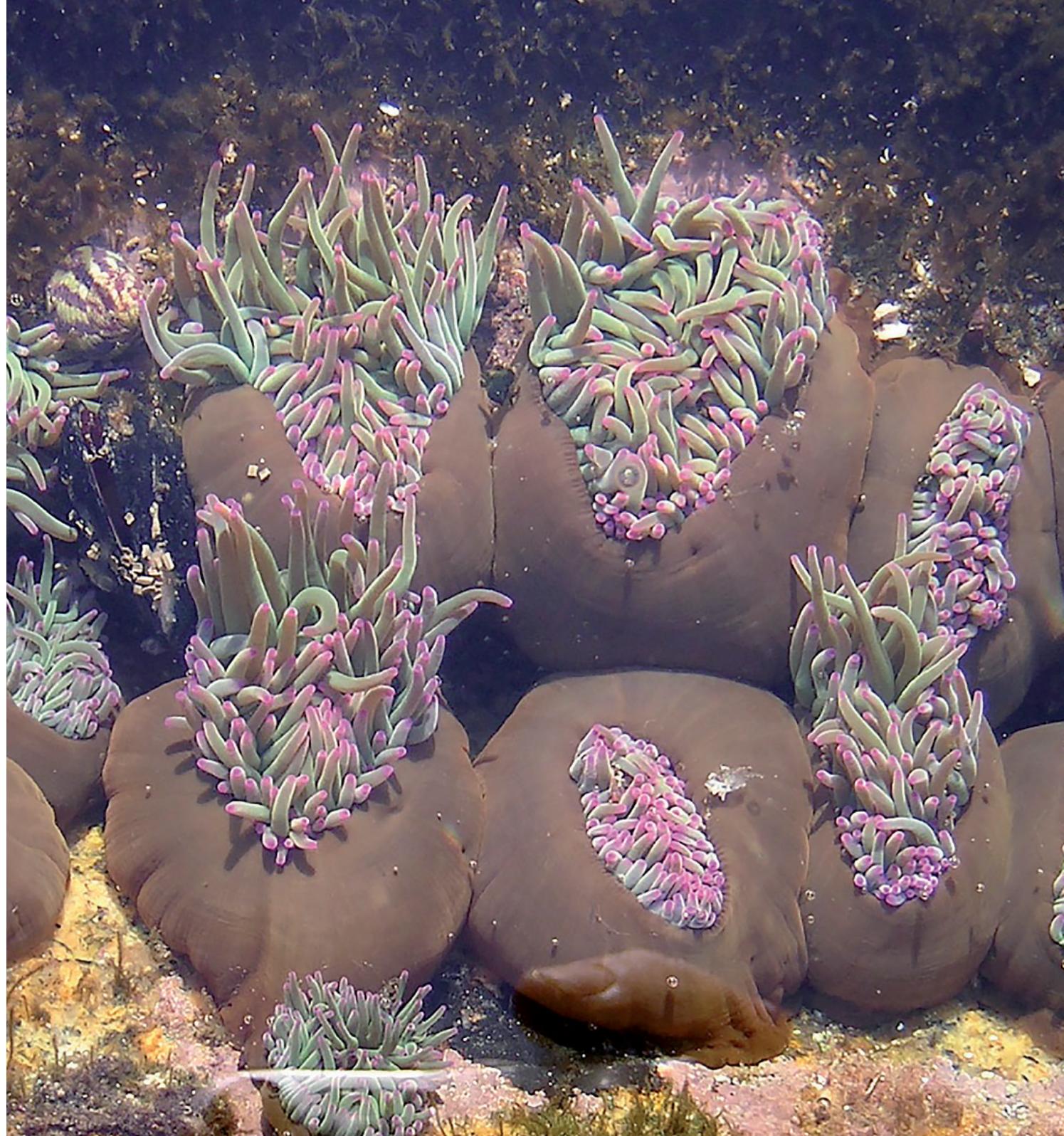
Además de vigilar que la ZEP no se degrade más allá de los límites permitidos, uno de los principales problemas que se plantean en un PVA es determinar la extensión y la forma del área de vigilancia. Se han desarrollado numerosos modelos dirigidos desde el cálculo de volúmenes y tipo de residuos producidos, la evaluación de su dispersión hasta la simulación del impacto. Sin embargo, estos modelos son fiables en la medida en que los datos de base que los alimentan también lo son. Desafortunadamente, la variabilidad y complejidad de los procesos implicados (hidrodinamismo, resuspensiones, evolución biogeoquímica de los residuos,...) reducen en gran medida la disponibilidad de datos limitando la aplicación y fiabilidad de los modelos. Habitualmente, los modelos o simplificaciones de los mismos solo se utilizan en la etapa pre-operativa (EslA) para disponer de alguna estima del área de influencia potencial. Pero una vez que la actividad acuícola ha comenzado lo lógico es hacer mediciones del grado de exposición a los residuos de las granjas determinando sus concentraciones en medio u organismos. En este sentido señales isotópicas (e.g. $\delta^{15}\text{N}$) determinadas en muestras del sedimento superficial, en material en suspensión o en organismos sésiles, como macroalgas o moluscos, permiten, de manera precisa y relativamente económica (i.e. frente a trampas de sedimentos), vigilar el alcance del área de influencia y su evolución en el tiempo (Carballeira et al., 2011b; (Carballeira et al., 2011b; 2012b). La determinación sistemática de la $\delta^{15}\text{N}$ es un indicador temprano de impacto, lo cual permite tomar medidas anticipadas para evitarlo o reducirlo. Por lo mismo, se considera una medida obligada cara a la protección de ecosistemas sensibles o protegidos que, por localizarse relativamente cercanos a las instalaciones, pudieran verse afectados por la actividad acuícola.

“Asimilar la zona de efectos permitidos a la concesión facilita la gestión administrativa y el diseño de los planes de vigilancia ambiental.

Las superficies de distribución e intensidad de la señal $\delta^{15}\text{N}$, determinadas en el medio u organismos, permiten monitorizar tanto la degradación ambiental (detectar las zonas calientes y su evolución temporal) como verificar la efectividad de las medidas tomadas para su rehabilitación.”

Perturbaciones no deseadas

(Foto. Dr. Javier Cremades Ugarte)



Entendemos como perturbaciones no deseadas (PnD) aquellos cambios ocasionados por el cultivo que son intolerables en la ZEP y su entorno. Establecer qué tipo de alteraciones o perturbaciones son las que se pretende evitar es necesario para definir los objetivos de calidad y establecer unos límites definidos por unas normas de calidad ambiental (NCA).

Cuando aparezcan PnD, es decir, cuando se superen los límites establecidos es cuando la administración competente debe actuar, instando al productor a tomar las medidas oportunas.

En el capítulo 2 se describen todos los tipos de impactos ecológicos potenciales ligados a los cultivos marinos. A continuación se listan las PnD que se deben priorizar en la vigilancia ambiental.

Perturbaciones no deseadas en el sistema pelágico

- Presencia de películas de aceites o combustibles en la capa superficial de agua.
- Aguas superficiales con olor manifiesto a pienso o descomposición orgánica.
- Pérdida de la calidad del agua por aumento de la disponibilidad de nutrientes que supongan un incremento de la producción primaria planctónica y bentónica por encima de determinados niveles que pudiesen conducir a procesos de eutrofización litoral.

Perturbaciones no deseadas en el sistema bentónico

En general

- Acumulación en el fondo de materiales plásticos, cabos, elementos metálicos, envases o cualquier elemento o herramienta de uso para el mantenimiento de las instalaciones.



La abundancia relativa de especies oportunistas (*Ulva* sp) es un índice de eutrofización marina (Foto. Dr. Javier Cremades Ugarte)

- Acumulación en el fondo de restos de *fouling* derivados de la limpieza de instalaciones o elementos.
- Presencia de peces cultivados muertos o restos óseos en el fondo.
- Acumulaciones visibles de gránulos de pienso en los fondos como consecuencia de deficiencias en la gestión de la alimentación.

En fondos de tipo detrítico-sedimentario

- Deposición de material orgánico derivado de los cultivos que conduzca a situaciones manifiestas de anoxia, toxicidad y regresión considerable

de los poblamientos bacterianos e infaunales y que supongan una pérdida de funcionalidad ecológica.

- Existencia de tapices bacterianos de *Beggiatoa* sp. o de mantos de diatomeas.
- Burbujeo de gases tóxicos (metano, sulfuros) en el sedimento.

En fondos rocosos inter y sub-mareales

- Cambios en la estructura poblacional, la productividad o alteraciones fisiológicas de los organismos que forman parte de la comunidad, que puedan llegar a suponer una regresión de la comunidad por la sustitución de estos organismos por otros oportunistas.

En fondos de maërl/rodolitos

- Cambios en la estructura poblacional, la productividad o alteraciones fisiológicas que puedan llegar a suponer una regresión de la comunidad o la pérdida neta de la superficie ocupada.

En praderas de fanerógamas marinas

- Cambios en la estructura poblacional, la productividad o alteraciones fisiológicas que puedan llegar a suponer pérdida neta de la superficie ocupada por las praderas.

Para mayor información, una descripción detallada de otros hábitats y especies susceptibles de ser perturbadas pueden consultarse en el *Inventario español de hábitats y especies marinos* (Templado et al., 2012). En esta guía se establecen y clasifican jerárquicamente los hábitats identificados en el medio ambiente marino español, lo cual sirve como punto de partida para su planificación y gestión. El trabajo se completa con las fichas de especies contenidas en el *Inventario Español de Especies Marinas*, que son representativas y que cuentan con algún nivel de protección en la normativa española y que se encuentran en dichos hábitats.

“ Para poder definir los objetivos de calidad y establecer los límites normativos es necesario reconocer que tipo de perturbaciones se pretenden evitar. ”

Selección de las variables indicadoras de impacto

Foto. Dr. Mariano Lastra Valdor



Crterios para la seleccin de las variables indicadoras

La seleccin de las variables indicadoras de impacto ambiental en los diferentes compartimentos del medio es fundamental. Junto con un adecuado diseo experimental, las variables indicadoras deben permitirnos la deteccin de cambios debidos a la influencia del cultivo, por lo que deben ser especficas para el tipo de impacto que estamos tratando. Dependiendo del compartimento concreto y de la magnitud del impacto previsto, puede que sea necesario utilizar ms de una variable indicadora. Asimismo, puede ser necesaria la consideracin de otras variables que faciliten la interpretacin de los resultados de los otros indicadores. Las variables o indicadores que utilizemos para monitorizar el impacto ambiental derivado de los cultivos marinos deben cumplir una serie de propiedades:

- Capacidad para inferir relaciones causa-efecto:
 - *Que sean potentes y especficas*: su respuesta ser clara y singular para cada tipo de impacto, sin que surjan dudas a la hora de interpretar los resultados que nos aportan.
 - *Que sean consistentes y plausibles*: su respuesta ha de mostrarse robusta, slida, poco sujeta a cambios bruscos en su variabilidad y que exista un mecanismo fsico, qumico o biolgico hermenutico.
 - *Que sean coherentes*: su respuesta ligada a cada tipo de impacto sea acorde con respuestas observadas en escenarios similares, con resultados experimentales o con referencias bibliogrficas.
 - *Que se ajusten a secuencias espaciales y temporales*: su respuesta permita discriminar claramente entre zonas con distintos niveles de impacto en funcin de los niveles de la variable y que la variacin de sus niveles se ajuste al tiempo de exposicin a la fuente de impacto.
- Resultados relevantes, significativos de las condiciones del medio y la biota.
- Expresin comprensible de los resultados: facilidad y claridad para interpretar los niveles o valores obtenidos por respuesta y que se ajusten a los objetivos de calidad establecidos.
- Por ltimo, a pesar de su simplicidad, el conjunto de las variables utilizadas debe ser capaz de suministrar una imagen integrada del estado ecolgico del sistema receptor.

El nmero de variables que se debe considerar o la frecuencia con que se miden, va a depender esencialmente de la interaccin entre el tamao de la granja (produccin anual autorizada) y las caractersticas del ecosistema receptor. Mientras la primera determina la magnitud de las posibles modificaciones ambientales, la segunda determina la capacidad de asimilacin del impacto. Asimismo, el perodo de tiempo que est en explotacin la concesin y, por tanto, el conocimiento sobre el grado de afeccin, tambin determina la necesidad de obtener ms o menos informacin al respecto. As, durante el perodo inicial, que va desde el comienzo de la actividad productiva hasta que se alcanza la produccin mxima autorizada, la produccin de residuos tambin aumenta hasta que se estabiliza. Para un correcto seguimiento ambiental de la actividad durante este perodo inicial es necesario estrechar la vigilancia, sobre todo del ecosistema bentnico, que es donde en principio se van a producir las alteraciones ms severas. Por ello, para aquellas instalaciones que comienzan su actividad, a las variables de vigilancia *obligatorias* se pueden aadir otras variables de *vigilancia complementarias* durante el tiempo estimado necesario (normalmente entre 3 y 5 aos) para que se alcance la produccin mxima autorizada. Igualmente podra ser necesario realizar un mayor esfuerzo de muestreo espacial. De esta forma, durante el perodo crtico inicial se adquiere una informacin ms completa acerca de las alteraciones que se podran ir originando. Una vez estabilizada la produccin y determinada la capacidad asimilativa del medio se puede simplificar el PVA reduciendo el nmero de variables o de

muestras, seleccionando aquellas variables y muestras que mejor información suministren para cada caso particular.

Por otra parte, la presencia o ausencia de determinadas perturbaciones no deseadas solo pueden ser constatadas mediante una inspección visual del entorno en que se desarrollan los cultivos. Esta inspección visual es también un sistema de control de la calidad del proceso de producción y sirve como sistema de alerta de los efectos que se pueden o se están produciendo en las instalaciones. Por tanto, dentro del esquema de PVA propuesto, se plantea un tipo de vigilancia sistemática que incluye variables cuantificables obligatorias y las complementarias que procedan, y un tipo de vigilancia visual que incluye variables semicuantitativas.

La selección de las variables indicadoras para los distintos compartimentos del medio ha sido realizada teniendo en cuenta la bibliografía revisada, los resultados del estudio piloto desarrollado en el contexto del proyecto JACUMAR y las experiencias desarrolladas en Galicia.

A continuación se enumeran las variables propuestas para el seguimiento ambiental en los diferentes compartimentos del medio susceptibles de recibir impactos derivados de los cultivos piscícolas en jaulas.

Variables de la vigilancia sistemática

La vigilancia sistemática se aplica a los ecosistemas bentónicos y pelágicos. En los cultivos en jaulas instalados en mar abierto la atención a los fondos de tipo detrítico-sedimentario ocupa un lugar prioritario. Sin embargo, en Galicia, debido a la proximidad a la costa de las instalaciones, la atención debe ser compartida con los fondos rocosos litorales. Mención aparte adquieren, por ser figuras protegidas, los fondos de maërl o las praderas de fanerógamas marinas. Por ello, dentro del apartado sobre el sistema bentónico, el de mayor importancia, se distingue la vigilancia de fondos de tipo detrítico-sedimentario, fondos rocosos infralitorales, fondos de maërl y praderas de fanerógamas marinas. Se completa este apartado con unas consideraciones

acerca de otros tipos de indicadores que puede ser necesario implementar (Tabla 3).

Variables de estado

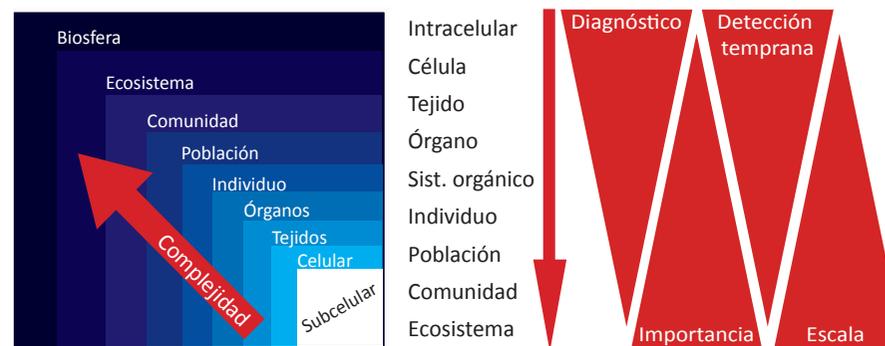
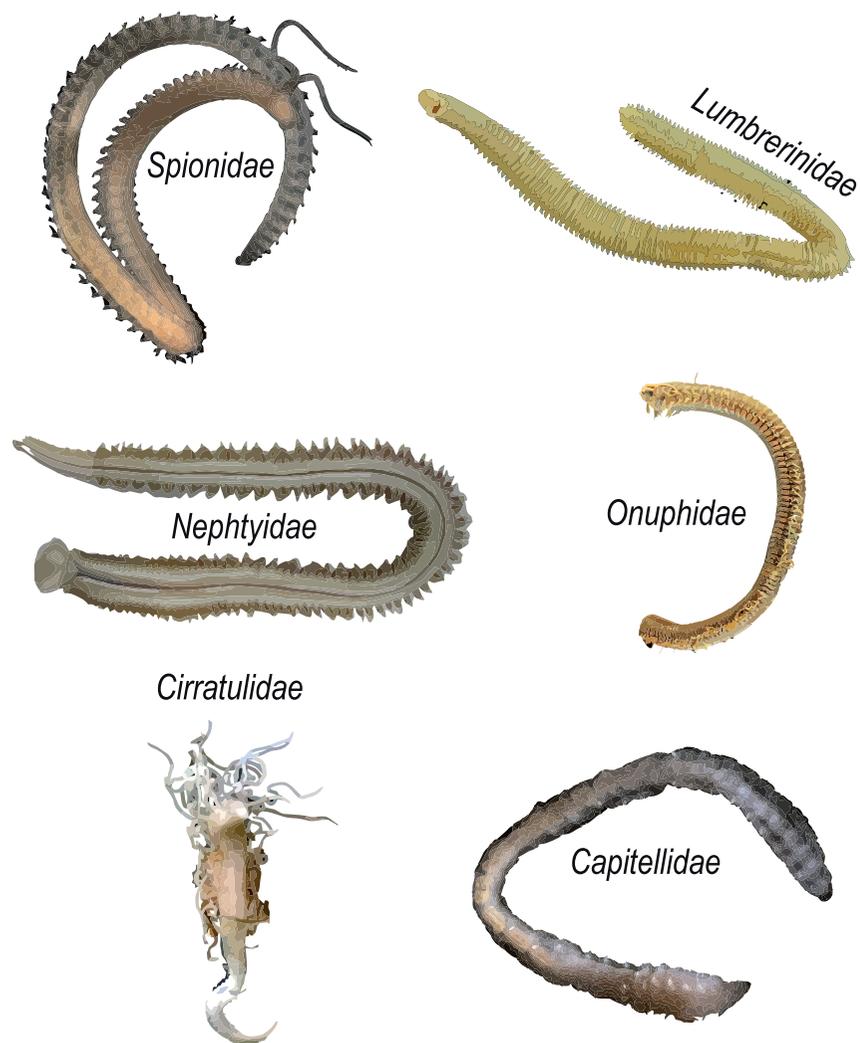


Figura 11. Niveles de organización, integración y complejidad de los sistemas biológicos

Concepto de suficiencia taxonómica

Los PVA de las piscifactorías marinas instaladas en jaulas se centran en el control del medio bentónico. Se puede decir que existe un elevado grado de consenso entre los investigadores en que los cambios en las comunidades bentónicas son los mejores indicadores del posible impacto que pueden originar estas explotaciones piscícolas. Por definición, los organismos que habitan un medio son los que definen su grado de conservación (situación/calidad/status) y los parámetros que resumen su composición o estructura se pueden utilizar como indicadores o variables de estado.

La capacidad de integración de los distintos niveles de organización en que se puede dividir los sistemas biológicos es mayor cuanto más complejo es



Algunas familias de anélidos de la clase *Polychaeta*

el nivel. Sin embargo, al aumentar en complejidad su estudio resulta más complicado (figura 11). Dependiendo de los objetivos del estudio se ha de seleccionar el nivel de integración que más interesa para mantener un buen equilibrio en cuanto a coste y beneficio.

Un estudio a nivel de comunidad en el entorno de una instalación de cultivo nos aportaría una magnífica información acerca de cómo es el impacto con un nivel de integración muy alto. Sin embargo, sería un estudio costoso en presupuesto y en tiempo, ya que supone analizar todos los grupos taxonómicos existentes y no todos responden al impacto a una misma escala temporal.

En Galicia, para la evaluación del impacto de este tipo de instalaciones sobre el estado de la comunidad béntica es suficiente con estudiar la macroinfauna ($\phi > 1\text{mm}$) presente en los 6 primeros cm del sedimento, y, respecto al nivel taxonómico, los resultados analíticos a nivel de familia son perfectamente superponibles a los obtenidos a nivel de especie (Garmendia, 2005). Esto se ajusta al concepto de suficiencia taxonómica (Ellis, 1985), aplicado para conseguir un ahorro o reducción del esfuerzo en estudios sinecológicos marinos, se basa en utilizar el menor nivel de especialización taxonómica suficiente para obtener la información necesaria que permita alcanzar los objetivos planteados. De esta forma se pretende ahorrar esfuerzo-tiempo-coste, al no ser necesaria la intervención de súper especialistas ni de disponer de material específico para determinar con precisión los organismos hasta el nivel exigido. También se puede enfocar el “ahorro” encontrando un único grupo faunístico como descriptor eficaz de toda la comunidad macrobentónica. Las variaciones medioambientales naturales, fundamentalmente la batimetría y el tipo de sedimento, afectan a la macrofauna a nivel específico, mientras que las perturbaciones antropógenas lo hacen a niveles taxonómicos superiores (e.g. Familia) (Warwick, 1988 a; b).

El concepto de suficiencia taxonómica es especialmente útil en el campo de los PVA ya que supone una considerable reducción de tiempo y de costes de la vigilancia para obtener resultados capaces de dar respuesta a las necesidades de las administraciones. Se discute ampliamente so-



Muestra del epibentos tomada con draga de arrastre (Foto. Dr. Javier Cremades Ugarte)

bre quién debería reposar la responsabilidad de los PVA, si directamente sobre la autoridad ambiental o que esta delegue en el promotor (*autovigilancia*) bajo su supervisión. Aunque la realización del PVA sea responsabilidad y es financiada por el promotor, deben ser desarrollados por expertos acreditados, siendo la autoridad ambiental quien debe fijar los detalles de cada PVA y de su adaptación en el tiempo. En algunos países la autoridad ambiental asume directamente la responsabilidad de los PVA de todo el sector, siendo los promotores los que financian los gastos en función de la capacidad productiva. Esta opción es muy atractiva por su menor coste y mayor calidad, lo que redundaría en una mayor credibilidad, al ser realizado el PVA por un equipo acreditado y con mayor disponibilidad tecnológica. Además, con los resultados obtenidos –dotados de un alto grado de estandarización metodológica y de uniformidad de forma-

tos– junto a la posibilidad de realizar experimentos puntuales para dar respuesta a las cuestiones que vayan surgiendo, se facilita la mejora y la adaptación continua de los PVA.

Poblamiento infaunal de poliquetos

De entre todos los grupos faunísticos que habitan en los fondos de tipo detrítico-sedimentario, el grupo taxonómico de los anélidos poliquetos ha recibido una atención especial en relación al impacto de los cultivos marinos. Este grupo ha mostrado ser el más adecuado para detectar impactos derivados del enriquecimiento orgánico del sedimento (Salas, 1996), entre otras razones por su gran flexibilidad trófica y su habilidad para responder con rapidez ante perturbaciones del medio (Sutherland et al., 2007). Lamparidou et al. (2005) comprueban que el estudio del poblamiento de poliquetos al nivel taxonómico de familia y utilizando un tamiz de 1 mm es suficientemente preciso para detectar cambios en la comunidad debidos al enriquecimiento orgánico derivado de los cultivos marinos. Para la costa de Galicia, Garmendia y Mora (2007) llegan a la misma conclusión y consideran que los poliquetos son el grupo faunístico que mejor describe el conjunto de la comunidad macrobentónica.



Muestreo del bentos con una draga tipo Box-Corer (Foto. Dr. José Mora Bermúdez)

El conocimiento existente sobre este grupo taxonómico alcanza a distinguir determinados taxones como sensibles o tolerantes al enriquecimiento orgánico, de modo que ciertas familias, como *Capitellidae*, *Dorvilleidae* o *Spionidae* se consideran características de fondos impactados por la acuicultura, mientras que otras como *Paraonidae*, *Onuphidae* o *Sabellidae* se consideran sensibles a este tipo de impacto.

Un metanálisis de los datos obtenidos en el estudio de apoyo a esta guía (Martínez-García et al., 2013) señala la existencia a nivel general en el litoral español de ciertas familias *Tolerantes*: *Capitellidae*, bien conocida por su tolerancia a la contaminación orgánica y por la enorme proliferación de algunas de sus especies (e.g. *Capitella capitata*) en ambientes con elevada contaminación orgánica; *Dorvilleidae* con algunas especies descritas como tolerantes a grados intermedios de contaminación (Pearson and Rosenberg, 1978), o indicadores de contaminación (Lee et al., 2006); *Glyceridae* y *Nereididae* con especies que son indicadoras de enriquecimiento orgánico (Méndez et al., 1998; Tomassetti and Porrello, 2005); *Oweniidae*, que incluye especies de indicación temprana de enriquecimiento orgánico (Lee et al., 2006), y *Spionidae*, familia con algunas especies características de zonas contaminadas, como *Malacoceros fuliginosus* (Dean, 2008).

Dentro del grupo de las especies *Sensibles* pueden destacarse las siguientes familias: *Magelonidae*, *Maldanidae* y *Paraonidae* que incluyen especies que viven en zonas con buena calidad ambiental (Belan, 2003; Pagliosa, 2005); *Nephtyidae* con especies consideradas como indicadores de condiciones de baja carga orgánica (Cañete et al., 2000); *Onuphidae*, que incluye especies que desaparecen con impactos antropogénicos (Harkantra and Rodrigues, 2004); y *Sabellidae* que incluye especies sugeridas como indicadoras de condiciones ambientales sin enriquecimiento orgánico (Lee et al., 2006).

Entre los fondos detríticos de mayor interés de la costa gallega aparecen los correspondientes a arenas gruesas con elevada fracción de cascajo conchífero y pobres en materia orgánica que se sitúan en sectores de influencia oceánica, frecuentemente a profundidades superiores a los 30 m (Vilas et al., 2005). Elevadas densidades y diversidad de especies de poliquetos son

típicas de estas zonas de fuerte hidrodinamismo. Grandes equinodermos irregulares (*Spatangus purpureus*), asteroideos (*Astropecten irregularis*) y abundantes especies de anfipodos pueblan igualmente este tipo de fondos. Las zonas de arenas medias situadas a menor profundidad (0-10 m), suelen alojar comunidades bentónicas relativamente pobres en especies, si bien algunas de ellas, especialmente bivalvos, son potencialmente explotables (e.g. *Dosinia exoleta*, *Venus striatula*, etc.)(Mora, 1980).

Los estudios realizados durante los últimos años sobre las poblaciones infaunales de poliquetos en diferentes localidades de las costas de Galicia (Cacabelos et al., 2008; Lourido et al., 2008; Moreira et al., 2006) confirman la gran variabilidad y diversidad existente de este tipo de organismos e incluso han aportado nuevas descripciones de especies (Moreira et al., 2000; 2004). Algunas familias de poliquetos (e.g. *Syllidae*, *Terebelidae*) han sido objeto de revisiones específicas (Cacabelos et al., 2010; Cacabelos et al., 2011). También fue estudiada la fauna de poliquetos en algunos hábitats con especial protección, como pueden ser las praderas de fanerógamas marinas (Quintas et al., 2012; 2013a; 2013b).

Estas y otras contribuciones al conocimiento de la infauna de poliquetos junto a colecciones generales como la *Fauna Ibérica: Annelida, Polychaeta I, II y III* (Parapar, 2012; San Martín, 2004; Viéitez, 2004) editada por el Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC), facilitan al experto la identificación de la mayor parte de las especies de poliquetos que pueden encontrarse en nuestras costas.

“El poblamiento infaunal de poliquetos superiores a 1 mm localizados en la capa superficial (0-6 cm) de los sedimentos y clasificados a nivel de familia puede ser considerado como una variable de estado robusta y capaz de dar respuesta a las necesidades de un PVA para las piscifactorías marinas instaladas en jaulas.”

Variables explicativas

Un paso más en el ahorro es utilizar descriptores de menor coste que permitan estimar la variable de estado y, de esta manera, se puedan aplicar de manera más rutinaria e intensiva. Como las características del medio condicionan el tipo de comunidad que puede instalarse, los factores abióticos –físicos y químicos– pueden ser utilizados como *descriptores* del estado biológico de dicha comunidad. Los factores abióticos se consideran variables explicativas o independientes pero no son factores causales *per se*, sino descriptores que se correlacionan con la variable de estado. Las variables explicativas que, de manera aislada o en conjunto, mejor describan la variable de estado serían seleccionadas para la vigilancia ambiental rutinaria. Es obvio que los descriptores seleccionados han de ser herramientas robustas, más fáciles de obtener y menos onerosas que la variable de estado que predicen.

En el diseño de un PVA de ámbito regional se ha de tener en cuenta que las condiciones locales de partida pueden ser muy distintas y, por tanto, las variables explicativas seleccionadas no deberían ser enmascaradas por peculiaridades del medio. Por ejemplo, será más difícil distinguir el grado de enriquecimiento en materia orgánica debido a una piscifactoría instalada en un medio bentónico naturalmente rico frente a la misma piscifactoría instalada en un medio orgánicamente pobre. La discriminación se complica si se tratan factorías con cargas diferentes. Por extensión, ocurrirá lo mismo con las variables que suministran información redundante con la materia orgánica (i.e. carbono, nitrógeno, fósforo) o que sean producto de su abundancia, como son los descriptores de procesos de descomposición (i.e. potencial redox, demanda biológica de oxígeno del sedimento, sulfuros).

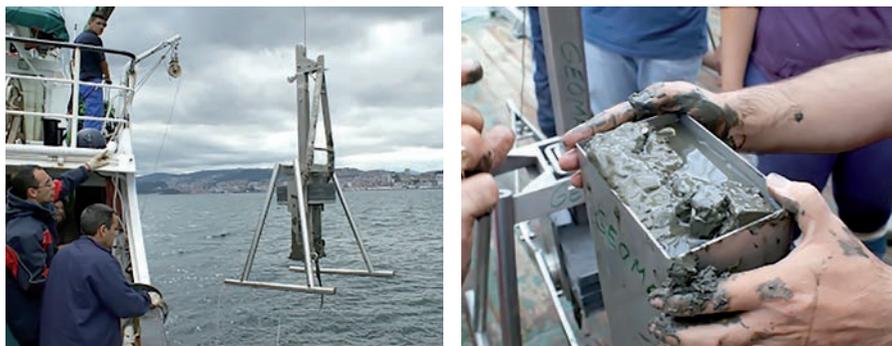
Entre las variables explicativas geoquímicas más utilizadas en los PVA de las piscifactorías marinas están: Granulometría (FF), pH, Potencial de oxidación-reducción (Eh), Materia orgánica (MO), señal isotópica del N ($\delta^{15}\text{N}$) y Sulfuros libres totales (TFS).

Granulometría; fracción fina (FF) del sedimento

El conocimiento de la distribución de tamaños de las partículas del sedimento (granulometría) es importante desde dos puntos de vista. Por una parte, su variación a lo largo del tiempo aporta información acerca de la dinámica sedimentaria y el hidrodinamismo, de modo que nos puede alertar si se está produciendo un aumento de la deposición de materiales finos procedentes de los cultivos como consecuencia de la obstaculización de las corrientes causada por la presencia de las instalaciones. Asimismo, su variación en el tiempo también aporta información sobre la intensidad de las corrientes de fondo que serían responsables de la resuspensión de las fracciones más finas y de su transporte a zonas distantes, lo cual es interesante de cara a mantener la funcionalidad de este tipo de fondos. Por otra parte, se sabe que la granulometría es un factor determinante de las condiciones físicas y químicas del sedimento, lo cual condiciona en gran medida la estructura de los poblamientos infaunales. La granulometría influye en el potencial mineralizador de los aportes orgánicos, en el equilibrio metabólico aerobio/anaerobio y en la facilidad de intercambio gaseoso y de metabolitos en el perfil vertical del sedimento (i.e. porosidad, permeabilidad), de modo que es de gran utilidad para la interpretación de cambios de otras variables. De las distintas fracciones granulométricas que podemos diferenciar en un sedimento marino, la fracción $\text{Ø} < 65 \mu\text{m}$, correspondiente a limos y arcillas, es la que se ha revelado como más interesante para caracterizar un sedimento desde el punto de vista del impacto derivado de los cultivos marinos. Esta variable (FF) nos permite monitorizar los efectos debidos a la obstaculización de las corrientes a la vez que actúa como un buen descriptor de las condiciones del medio para explicar las condiciones geoquímicas y el comportamiento de otras variables tanto bióticas como abióticas.

pH

El pH es una propiedad química del sedimento que tiene un efecto sustancial en el desarrollo de los microorganismos como de otros seres vivos presen-



Muestreo del bentos con una draga tipo Box-corer. (Foto. Dr. José Mora Bermúdez)

tes en el bentos. La determinación del pH nos informa de la concentración de iones hidronio (H_3O^+) que se da en la interfase líquida del sedimento. Es un descriptor, en correspondencia con el potencial de oxidación-reducción (Eh), del estado del sedimento respecto de la condición aerobia o anaerobia que presenta. El pH es la variable principal del control de la especiación y de la biodisponibilidad de las especies químicas. Esta variable controla las condiciones para la reducción de los sulfatos y la forma química en la que se encuentren los sulfuros. Nos indicará la predominancia de las formas químicas de las especies de azufre y otros que puedan ser de interés en el sedimento en unión con el Eh.

Potencial de oxidación-reducción (Eh)

El potencial redox determina las reacciones de oxidación y reducción de muchos compuestos químicos presentes en el sedimento. Así, un valor de Eh electropositivo y de alta magnitud es indicativo de un ambiente que favorece las reacciones de oxidación. Por el contrario, un valor de Eh electronegativo y de baja magnitud es indicativo de un ambiente altamente reductor. La reactividad, solubilidad y movilidad cíclica de elementos esenciales para los sistemas biológicos son afectadas por cambios en el potencial redox.



Toma de datos y tamizado de una muestra de sedimento recién extraída. (Foto. Dr. José Mora Bermúdez)

Al mismo tiempo, el potencial redox afecta a la distribución y a la actividad metabólica de los microorganismos. La disminución del Eh se relaciona con la disminución de la concentración de oxígeno disuelto en el agua intersticial del sedimento. Valores negativos del potencial redox, por tanto, se asocian a condiciones de anoxia en el que la degradación de la materia orgánica se lleva a cabo por las bacterias anaeróbicas, que en los sedimentos marinos utilizan principalmente sulfato como aceptor de electrones liberando sulfuro de hidrógeno. Se considera un buen descriptor del sistema geoquímico en unión de otros indicadores como la granulometría y el pH.

Señal isotópica del N ($\delta^{15}N$)

Una gran variedad de índices basados en cambios taxonómicos de la abundancia de productores y consumidores, han sido desarrollados para cuantificar el impacto de la contaminación orgánica de diferente naturaleza. Sin embargo, la desventaja de estos índices es que los efectos son detectados cuando la perturbación ambiental ha ocurrido (McClelland et al., 1997).

La ratio de isótopos estables determinada en el medio o en los organismos es un descriptor de la intensidad y de la extensión espacial de la conta-

minación orgánica, como la liberada por las granjas marinas (Sarà et al., 2004). Incrementos de la señal isotópica del nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$) en sedimentos recolectados bajo o en las proximidades de piscifactorías marinas en jaulas se han correlacionado con alteraciones crecientes de la composición y estructura de las comunidades costeras, como las de anélidos poliquetos de fondos blandos (Carballeira et al., 2011a). De esta forma, la señal isotópica $\delta^{15}\text{N}$ puede ser considerada una herramienta de detección temprana de impacto ambiental. Además, es una herramienta muy útil para la vigilancia de la integridad ecológica de comunidades sensibles o de alto valor ecológico como praderas marinas, arrecifes de coral, etc., que pueden ser afectadas por cargas orgánicas (Holmer et al., 2008; Lepoint et al., 2004; Pérez et al., 2008; Risk et al., 2009).

El método se basa en el hecho de que el N tiene dos isótopos estables, un isótopo ligero (^{14}N) y un isótopo más pesado (^{15}N), que se producen en una proporción constante en la atmósfera, 99.635 y 0.365%, respectivamente (Nier, 1950). Sin embargo, esta proporción varía de acuerdo con las diferentes vías metabólicas que una molécula sigue, como de las diversas reacciones del ciclo del N produciendo diferentes fraccionamientos de la fracción isotópica pesada (^{15}N). La señal isotópica ($\delta^{15}\text{N}$) indica la desviación (expresada en ‰) de la composición de la muestra frente al valor estándar internacionalmente aceptado (Robinson, 2001), mediante la fórmula $\delta^{15}\text{N}$ (‰) = $[(R_{\text{muestra}}/R_{\text{estándar}}) - 1]10^3$, donde R es la ratio $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$. La determinación de la $\delta^{15}\text{N}$ es precisa y varía con la carga orgánica vertida, mientras que se mantiene estable en condiciones naturales, lo que supone una gran ventaja como herramienta ambiental.

El N procedente de las granjas marinas presenta una alta proporción de ^{15}N frente al nivel de referencia del nitrógeno inorgánico marino, como resultado de la volatilización del amonio rico en ^{15}N y del procesado microbiano del N en disolución (Van Dover et al., 1992).

De esta forma, la $\delta^{15}\text{N}$ en medio u organismos localizados en el entorno de una granja dependerá fundamentalmente de la relación entre la carga emitida y la capacidad dispersante del medio (Sarà et al., 2006).

Dicha relación varía en el tiempo y en el espacio pudiendo dar lugar a múltiples interacciones ambientales que pueden generar diferentes tipos de perturbaciones. Para obtener una buena información sobre los posibles efectos ecológicos de una piscifactoría es necesario conocer como varía el área de influencia, es decir, la distancia a la cual los parámetros físicos, químicos y biológicos dejan de ser significativamente diferentes del control debido a la acción de los efluentes. En este sentido, los estudios realizados (Carballeira et al., 2011a; 2011b) confirman la utilidad en los PVA de la $\delta^{15}\text{N}$ como descriptor de exposición a los efluentes de las granjas marinas porque permiten identificar las fuentes de contaminación y anticiparse al deterioro ambiental, tanto de las comunidades bentónicas directamente afectadas como de aquellas más alejadas, pero que por su relevancia ecológica son obligado objeto de vigilancia.

Sulfuros libres totales (TFS)

Tradicionalmente el grado de afección en el sedimento debido a los cultivos marinos se ha venido subrogando a variables como el contenido en materia orgánica (MO) o carbono orgánico total (COT) del sedimento. Este tipo de variables pueden funcionar para determinar el grado de enriquecimiento orgánico de los fondos en un momento dado. Sin embargo, la materia orgánica depositada sobre los sedimentos marinos se mineraliza de forma muy distinta y a distinta velocidad dependiendo de su biodisponibilidad (especiación), ya sea para los poblamientos microbianos, microbentónicos o macrobentónicos. Autores experimentados en el seguimiento ambiental de los cultivos marinos en jaulas flotantes han sugerido que los valores de MO o COT medidos bajo instalaciones de cultivo pueden resultar engañosos ya que sus niveles en el sedimento superficial pueden permanecer bajos mientras se producen alteraciones en capas inferiores del sedimento (Karakassis et al., 1998). Esto supone que podríamos encontrar niveles de MO o COT bajos o similares a los de zonas no afectadas, y que, sin embargo, se esté produciendo una alteración de las condiciones geoquímicas y de los poblamientos infaunales.

La MO en los sedimentos se mineraliza relativamente rápido (Piedecausa et al., 2012), mientras que algunos de los subproductos de dicha mineralización pueden permanecer durante bastante tiempo en los fondos. La mineralización de la materia orgánica en el sedimento puede llevarse a cabo mediante procesos metabólicos aerobios (respiración, fotosíntesis, desnitrificación, etc.) o anaerobios (actividad sulfato-reductora principalmente, aunque también metanogénesis en los casos más graves). De hecho, estas rutas metabólicas tan diferentes en cuanto a condiciones coexisten en el sedimento y están equilibradas, dependiendo del oxígeno disponible, de la cantidad de materia orgánica presente, de la permeabilidad e intercambio agua-sedimento y de la profundidad del sedimento. Cuando el enriquecimiento orgánico en el sedimento es elevado se produce un incremento en el consumo de oxígeno y la capacidad de mineralización siguiendo rutas metabólicas aeróbicas se ve limitada, produciéndose un desequilibrio a favor del metabolismo anaerobio. Tanto más acusado será este último cuanto menos oxígeno haya disponible para mineralizar la materia orgánica. En estas circunstancias, la disponibilidad de oxígeno se ve también limitada por procesos de re-oxidación de los metabolitos derivados del metabolismo anaerobio, principalmente sulfuros, produciéndose un efecto de *feedback*. La acumulación de sulfuros en los sedimentos localizados bajo instalaciones de cultivo hace que estos fondos sean de los más ricos en sulfuros en todos los mares (Holmer and Kristensen, 1992). La estimulación de la actividad bacteriana sulfato-reductora debida al enriquecimiento orgánico en los sedimentos localizados bajo instalaciones de cultivo de peces es uno de los problemas más importantes porque la formación y acumulación de sulfuros resulta tóxica para la mayor parte de los organismos infaunales (macro y meio fauna) del sedimento, y que, junto con la hipoxia/anoxia, son los factores que determinan la magnitud del impacto causado por la excesiva deposición de materia orgánica sobre los fondos. Pero la acumulación de sulfuros en el sedimento como consecuencia de la mineralización anaerobia de la materia orgánica puede ocurrir incluso cuando los niveles medidos de MO o COT son bajos. Por consiguiente, el establecimiento de relaciones causa-efecto entre el deterioro del medio y la actividad acuícola mediante los niveles de TFS es directo. Existen numerosos trabajos en los que se han estudiado los niveles de sulfuros en el entorno de instalaciones de cultivo y su relación con

las condiciones tóxicas, el metabolismo sedimentario, los flujos bentónicos y los poblamientos infaunales (Hargrave, 2010; Hargrave et al., 1993; (Hargrave, 2010; Hargrave et al., 1993; 1997; 2008b), habiéndose propuesto valores de referencia para diferenciar el estado de calidad del sedimento en función de los niveles de sulfuros. Además, existen protocolos detallados sobre la metodología analítica (Wildish, 1999).

Contenido en materia orgánica (MO)

La materia orgánica que aparece está formada por sólidos en suspensión que provienen del alimento no ingerido y desechos de los organismos cultivados, así como de la epifauna, plantas y demás organismos asociados a las estructuras de las jaulas, que sedimentan en el fondo en forma de materia orgánica particulada o bien son resuspendidos en la columna de agua. El carbono orgánico se determina habitualmente para evaluar el papel desempeñado por la fracción orgánica de sedimentos en el transporte, deposición y retención de metales en los sedimentos. En condiciones normales suele representar menos de 10% del peso de sedimento. Su determinación consiste en analizar el carbono fácilmente oxidable y, relacionándolo con el % de materia orgánica, el proceso analítico se realiza mediante una digestión húmeda (Loring and Rantala, 1992).

“ Con las variables explicativas se pretende estimar el estado ecológico del medio de manera menos onerosa. ”

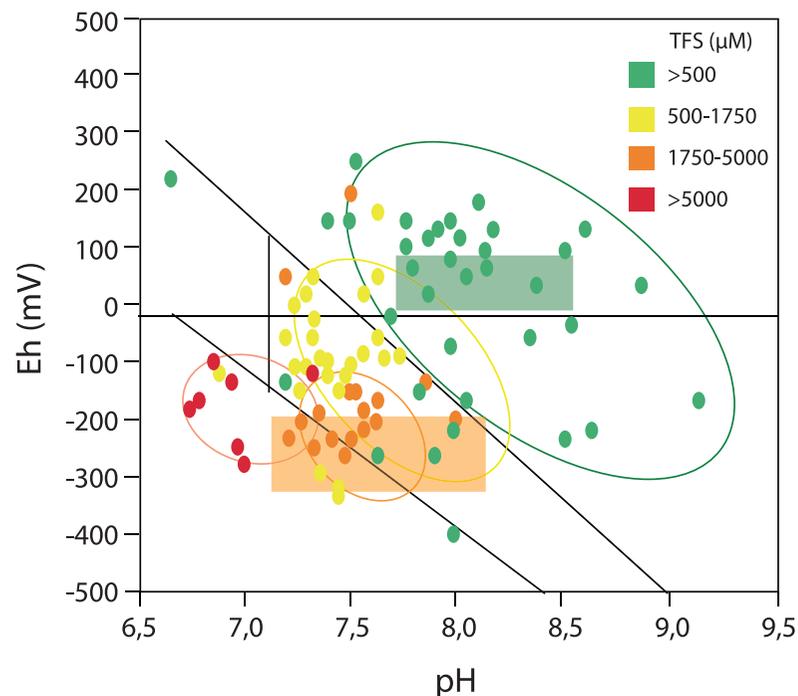


Figura 12. Combinación pH-Eh y su relación con la concentración de sulfuros libres totales (TFS) en sedimento. Los puntos representan muestras de sedimento recolectadas debajo y en el entorno de jaulas de diferentes piscifactorías marinas. Los rectángulos representan la variación de pH-Eh observados en dos piscifactorías gallegas instaladas en Rande (naranja) y en O Barqueiro (verde) (Tomado de Carballeira 2013a).

Priorización de las variables explicativas

La granulometría, representada por la fracción fina (FF, $\phi < 63\mu\text{m}$) de la capa superficial (0-6 cm), es un factor determinante de las recientes condiciones fisicoquímicas del sedimento y de la composición/estructura de la comunidad infaunal. Nos informa sobre la dinámica sedimentaria y nos

puede alertar si se está produciendo un aumento de la deposición de materiales finos –por aportes directos u obstaculización de las corrientes por las propias instalaciones– que pueda alterar la funcionalidad del ecosistema. También es de gran utilidad para la interpretación de las variaciones de otros descriptores.

El contenido en materia orgánica (MO) del sedimento es un parámetro que se ha utilizado de manera convencional para expresar el grado de afección de los cultivos marinos. Sin embargo, en muchos casos no se han observado diferencias significativas entre las muestras debajo de las jaulas frente a los controles. Esto puede ser debido a una mayor tasa de mineralización bajo las jaulas. La MO componente de los piensos tiene un mayor contenido proteínico rico en C y N orgánico que parece estimular a la población microbiana favoreciendo la tasa de degradación (Hall et al., 1990; Hermosilla, 2005; Holmer et al., 2004; Karakassis et al., 2000; Piedecausa et al., 2012). Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas en la MO entre el sedimento control y bajo jaulas pero sí en el potencial redox (Eh), en la concentración de P_{total} y en la demanda de oxígeno del sedimento (DOS) (Hermosilla, 2005).

Como se dijo anteriormente, la mineralización de la materia orgánica en el sedimento puede conducir a una situación de hipoxia-anoxia, lo que, unido a la presencia de sulfuros tóxicos, pueden comprometer seriamente la supervivencia de la mayor parte de la infauna bentónica. Para caracterizar estas condiciones del sedimento se puede utilizar la combinación Eh-pH (Figura 12), la concentración de sulfuros (sulfuros volátiles libres, AVS; sulfuros libres totales, TFS) o determinar la demanda de oxígeno del sedimento (DOS) mediante bioensayos respirométricos.

La combinación Eh-pH nos informa del equilibrio químico del azufre que corresponde al grado de enriquecimiento orgánico biodegradable de los sedimentos y a la concentración de sulfuros libres en general (Hargrave, 2010). Con los datos procedentes de las granjas incluidas en el proyecto JACUMAR (Aguado et al. 2013) y de las granjas gallegas se observó una fuerte correspondencia entre los valores de Eh-pH y los compuestos de azufre, de tal forma que se puede predecir de manera aceptable la

concentración de S o TFS determinada en los sedimentos afectados por las piscifactorías marinas a partir de los valores de pH-Eh (figura 12) (Carballeira et al., 2013a). En la costa de Galicia se observó que el Eh es el parámetro que mejor se correlaciona con la distancia a las jaulas, permitiendo estimar la intensidad y extensión del impacto (Mora, 2006). Por otro lado, la combinación Eh-pH sirve como un sustituto de las medidas biológicas, que son mucho más costosas y tediosas (Martí et al., 2005). La utilidad de la determinación de Eh-pH se pone en evidencia al ser la base del sistema noruego de vigilancia ambiental de las piscifactorías marinas (*Modelling-Ongrowing fish farms-Monitoring, MOM*) que viene aplicándose con éxito en la última década (Ervik et al., 1997; Hansen et al., 2001; Stigebrandt et al., 2004). La determinación de Eh-pH es más sencilla y menos costosa que la determinación de TFS, AVS o DOS, aunque está sujeta a contaminación por oxígeno durante la toma de muestras, lo mismo que ocurre con los otros tres parámetros (Carballeira et al., 2011a).

Para que la acuicultura sea sostenible es necesario que la capacidad asimilativa del medio mantenga en condiciones saludables el ambiente. La capacidad asimilativa depende de la interacción entre la carga y la capacidad dispersiva y de biodegradación del medio receptor. Mientras que la carga es fácil de conocer, la capacidad dispersiva del medio varía mucho a escala local y temporal, y es muy difícil de estimar pues depende de numerosos factores con variación local como son: el flujo de agua, la topografía (batimetría, línea de costa,...), el oleaje, el viento, el diseño de la instalación, etc. Así, la velocidad de la corriente reduce la carga de residuos orgánicos por unidad de superficie de sedimento e incrementa la disponibilidad de oxígeno facilitando la descomposición aeróbica. La topografía y la profundidad del agua bajo las jaulas tienen una gran influencia sobre la dispersión directa de residuos. Como se comentó anteriormente, por su importancia, se han realizado numerosos esfuerzos para desarrollar modelos de estima de la capacidad dispersiva de un medio. En este sentido, la señal isotópica $\delta^{15}\text{N}$ –medida en sedimento o en organismos– es producto de la interacción entre la carga contaminante y la capacidad dispersiva de la masa de agua. Se diferencia de otras variables explicativas (Carballeira, 2013) en que:

- Es una medida independiente de las condiciones naturales iniciales.
- Su determinación es sencilla y su variabilidad muestral y analítica es muy baja.
- No está sujeta a contaminación durante la toma de muestras.
- Permite deslindar el origen de la materia orgánica encontrada.
- Presenta una correlación significativa con la distancia al foco y con la estructura de la comunidad bentónica.

En consecuencia, $\delta^{15}\text{N}$ es una herramienta ambiental muy útil para describir la intensidad y extensión del impacto potencial y su evolución temporal que puedan generar las piscifactorías. Además, como veremos más adelante, su determinación rutinaria es fundamental en especies y hábitats sensibles cercanos a las instalaciones, pues la información suministrada permite anticiparse a un posible impacto (indicador temprano).

“Se debería priorizar como variables explicativas rutinarias la granulometría (FF), la combinación Eh-pH y la señal isotópica $\delta^{15}\text{N}$ del sedimento. Solamente cuando se tantee la posibilidad de un empeoramiento cualitativo del medio sería conveniente verificar la situación real con otros parámetros, pero preferentemente con la variable de estado, la comunidad de poliquetos.”

Fondos rocosos

Los sustratos rocosos albergan comunidades muy dispares y heterogéneas debido a la diversa combinación de atributos abióticos y bióticos. La orientación, inclinación, rugosidad, tamaño de los bloques, profundidad, hidrodinamismo, disponibilidad de nutrientes, irradiancia, etc. facilitan la instalación y el desarrollo de organismos diferentes. En cualquier caso, la composición faunística y florística en comunidades de sustratos duros y las distintas interrelaciones que se dan entre los diferentes componentes del hábitat (bióticos y abióticos) determinan la estructura de la comunidad. En este sentido, las comunidades de fondos rocosos están formadas por organismos que estructuralmente desempeñan distintas funciones. Se pueden encontrar diferentes tipos de organismos (Jones and Andrews, 1992):

- *Organismos formadores del hábitat*: aquellos que caracterizan el hábitat.
- *Organismos determinantes del hábitat*: aquellos capaces de influenciar la distribución de los formadores del hábitat, normalmente a través de mecanismos de depredación o ramoneo.
- *Organismos sensibles al hábitat*: aquellos cuya distribución y abundancia está fuertemente influenciada por el estado del hábitat.

La naturaleza de estos hábitats está determinada por las relaciones entre los distintos miembros de la comunidad, que, a su vez, está influenciada por factores exógenos. La dinámica de las comunidades de sustratos duros depende enormemente de la dinámica de los organismos formadores del hábitat, como macroalgas, gorgonias, esponjas o briozoos. Cualquier proceso que pueda influir sobre estos organismos a menudo conlleva efectos cascada sobre el resto de organismos que componen la comunidad.

Diffícilmente el alcance difuso de los residuos derivados de los cultivos en mar abierto puede afectar a este tipo de comunidades, excepto si estas se encuentran cerca de los mismos. Por el contrario, la localización costera de

las jaulas –a corta distancia de la línea de costa y a menor profundidad– reduce la capacidad dispersiva del medio, lo que supone un riesgo elevado de alteración de los fondos rocosos inter y sub mareales.

En aquellas situaciones en que se sospeche que determinadas comunidades de sustratos duros pudieran verse afectadas por los cultivos, los esfuerzos han de centrarse en los organismos formadores del hábitat, que, dependiendo de la localización de la comunidad (acantilado, losas horizontales profundas, fotófilo, esciáfilo, etc.) pueden ser unas u otras especies, por lo que habrá que identificarlas y reconocer su biología como primer paso para su monitorización.

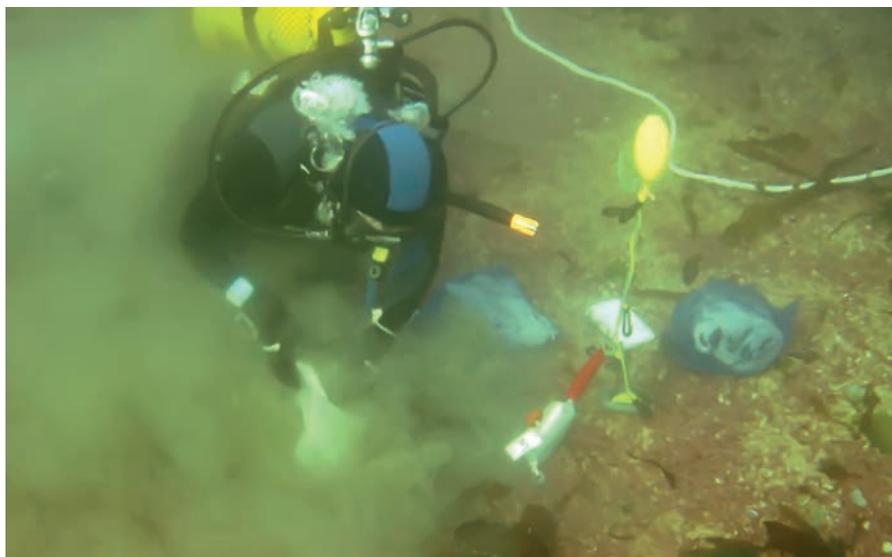
Por su amplia distribución y abundancia, así como por su papel trófico y facilidad de muestreo, las macroalgas son buenos bioindicadores para la vigilancia rutinaria de estos ecosistemas. El control rutinario se puede basar en parámetros como:

- La *señal isotópica $\delta^{15}N$* : ya se señaló anteriormente que es un buen descriptor del grado de exposición a los residuos y es un indicador prematuro de procesos de eutrofización. Se ha obtenido una buena correlación entre $\delta^{15}N$ y la producción primaria neta en trasplantes de *Ulva* sp. expuestos a los vertidos de las piscifactorías marinas instaladas en tierra en Galicia (Carballeira, 2013). Además, es un parámetro independiente de la especie de macroalga muestreada, lo cual facilita en gran medida su estima al poder usar cualquier especie de macroalga presente en el área de influencia (Viana et al., 2011).
- La *abundancia de las macroalgas oportunistas* es una medida realista del estado trófico (Tett et al., 2007). Por ello, se propone la estima de la cobertura relativa (% sobre la superficie intermareal disponible) o de la biomasa (máximo estacional, Kg/m²) de las macroalgas oportunistas en la franja intermareal rocosa del área de influencia delimitada por los valores observados de $\delta^{15}N$. Se considera que la situación es normal, admisible e inadmisible si la cobertura es <15, 15-30 y >30%, o si la biomasa es <1, 1-1,3 y >1,3 Kg/m², respectivamente.

- La *bioacumulación de contaminantes*: las macroalgas son la primera vía trófica de entrada de los contaminantes en el sistema. En general, presentan una buena capacidad de bioconcentración de los contaminantes que de alguna forma (Carballeira et al., 2012b; Rey-Asensio et al., 2010) se han relacionado con la actividad piscícola (antibióticos, pesticidas, metales, etc.). Las macroalgas suministran una imagen integrada del grado de exposición a los microcontaminantes, lo cual es una gran ventaja si lo comparamos con los análisis de muestras de agua, pues facilita su determinación y reduce significativamente el esfuerzo de muestreo. Para la interpretación de los resultados se calcula el Factor de Contaminación (FC) de cada contaminante identificado. El FC mide el grado de bioacumulación de los contaminantes respecto al valor de referencia o nivel de fondo (NF) de la zona de estudio. El FC para cada



La macroalga *Fucus vesiculosus* es una especie muy abundante en nuestras costas (Foto. Dr. Javier Cremades Ugarte)



Los equipos autónomos facilitan la toma de muestras y medidas de los planes de vigilancia ambiental (Foto. Dr. Javier Cremades Ugarte)

par: contaminante-especie, es la relación entre la concentración corporal determinada y el NF correspondiente. Si no se dispone del NF regional se puede utilizar la concentración media de una o varias estaciones control situadas lo más cerca posible pero fuera del área de influencia de la granja y de otros focos de contaminación potenciales. En general, se consideran las siguientes situaciones ambientales:

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

Ante el riesgo de alteración de la población de una especie de macroalga clave o protegida podría ser necesario diseñar un plan de vigilancia específico y exhaustivo que contemplara la evolución de otros parámetros poblacionales como: densidad, abundancia o biomasa de la población; estado vegetativo (e.g. composición pigmentaria; fluorescencia cloroflica); integridad de la fronde; grado de epifitismo; etc.

“ Si en el reconocimiento del hábitat previo a la monitorización se observara la presencia de alguna comunidad o especie rara o protegida se diseñará un programa especialmente adaptado para su vigilancia. ”

Fondos rocosos intermareales

Formaciones de Fucales

En las partes medias e internas de rías y bahías podemos encontrar vegetación intermareal perteneciente a los tipos de costas descritas como (Cremades et al., 2004): estuáricas, protegidas y semiprotegidas, dominadas principalmente por las formaciones de distintas especies de algas pardas pertenecientes al orden Fucales. Las únicas que de alguna manera se podrían ver influenciadas en sus niveles medios e inferiores por las jaulas son las costas semiprotegidas, en las que las principales especies formadoras de hábitat a estos niveles son *Fucus vesiculosus* o *F. serratus* y *Bifurcaria bifurcata*. En este tipo de costas son frecuentes también formaciones cespitosas de algas rojas (*Caulacanthus ustulatus*, *Chondracanthus* spp., *Corallina caespitosa*) y es importante destacar que en estas costas abunda también

otra fucal, *Himanthalia elongata*, de estrategia oportunista, gran productividad y creciente valor comercial como alga alimentaria.

Cinturas de carragenófitos

En las partes más externas de rías y bahías, sometidas ya a un mayor hidrodinamismo, encontramos las costas semiexpuestas (Cremades et al., 2004), costas que se caracterizan sobre todo por la abundancia, en sus niveles medios e inferiores, de densos cinturones formados por especies de algas rojas del orden *Gigartinales*, conocidas con el nombre popular de “liquen”, y que son importantes materias primas para la extracción de ficocoloides (carrageninas). En los niveles medios destaca la comunidad de *Mastocarpus stellatus* y en los inferiores la de *Chondrus crispus* o *Gigartina pistillata*. En los niveles inferiores de las costas semi-expuestas con mayor sedimentación arenosa podemos encontrar también rasas cubiertas por *Bifurcaria bifurcata* y, como en las costas semiprotegidas, puede llegar a ser también abundante *Himanthalia elongata*.

Fondos rocosos submareales

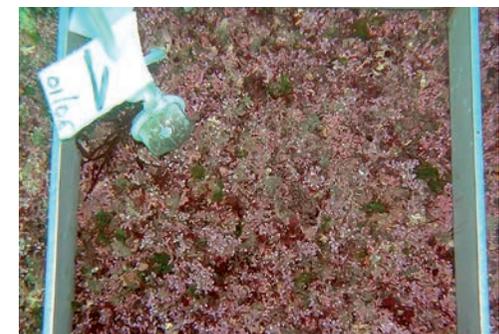
Bosques de Laminariales

Los sustratos duros submareales en las costas atlánticas europeas –y por ello también en las costas gallegas– suelen estar colonizados, en función de la profundidad, exposición al oleaje y tipo de sustrato, por distintos bosques o praderas de grandes algas pardas, en particular algas de los órdenes:

- Laminariales *sensu lato* (*Laminaria ochroleuca*, *L. hyperborea*, *Saccharina latissima*, *Sacchorriza polyschides*, *Undaria pinnatifida*, *Chorda filum* y *Phyllariopsis* spp.).
- Desmarestiales (*Desmarestia ligulata* y *D. aculeata*).



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



Toma de muestras y datos en un fondo de maerl
(Rodeira, Cangas de Morrazo, Ría de Vigo)
(Foto. Dr. Javier Cremades Ugarte)

- Fucales (*Cystoseira baccata*, *C. usneoides*, *C. nodicaulis*, *Halydris siliquosa* y *Sargassum muticum*).

Dado que las jaulas de peces deben instalarse a cierta distancia de la costa, en zonas no muy externas de las rías y con batimetrías reducidas, las comunidades submareales de sustratos duros que puedan verse más afectadas serían los bosques de *Laminaria* spp. Galicia es la región de la Península Ibérica donde estos bosques son más someros y abundantes, tal como aparece en los principales artículos que estudian estas comunidades submareales (Bárbara et al., 1994; Donze, 1968; Otero-Schmitt and Pérez-Cirera, 2002). Estas comunidades tienen un importante valor ecológico por contener un alto grado de estratificación vertical, una gran diversidad florística y faunística, y ser un hábitat muy importante para la reproducción y reclutamiento de infinidad de vertebrados e invertebrados marinos.

Aunque es poco probable que se instalen jaulas en mar abierto en el Cantábrico, y menos cerca de la costa, por su singularidad se debe prestar especial atención a las praderas de *Gelidium corneum*, características de la “rasa” cantábrica, que pudieran verse afectadas.

Fondos de maërl

Maërl es un término genérico de origen francés utilizado para englobar a aquellos lechos infra o circalitorales cubiertos por algas rojas calcáreas, nodulares y de vida libre (rodolitos). Estas formaciones algales se distribuyen en manchas más o menos extensas sobre fondos detríticos-sedimentarios que, en las costas gallegas, se pueden encontrar desde el intermareal hasta 40 m de profundidad.

Estas algas rojas calcáreas se caracterizan por un crecimiento muy lento y por estar adaptadas a unas condiciones de luz, temperatura, hidrodinamismo, sedimentación y disponibilidad de nutrientes muy particulares (Wilson et al., 2004). Los fondos de maërl forman un entramado estructural

complejo de algas calcáreas vivas junto con esqueletos calcáreos muertos, a modo de bosque a pequeña escala, de manera que proporciona una gran variedad de nichos ecológicos que sirven para el desarrollo de una importante y diversa comunidad de algas, invertebrados y peces de interés comercial, algunos de ellos exclusivos de este tipo de fondos. Las especies formadoras del hábitat más destacadas son *Phymatolithon calcareum* y *Lithothamnion coralloides* (incluidas en el anexo V de la Directiva Hábitat), aunque dependiendo de la hidrodinámica del fondo, pueden ser más abundantes otras especies de los géneros *Peyssonnelia* spp. o *Lithophyllum* spp. (Aguado-Giménez and Ruiz-Fernández, 2012). Su elevada diversidad biológica, complejidad estructural, crecimiento lento y sensibilidad a las condiciones ambientales han supuesto que los fondos de maërl fuesen catalogados como de protección prioritaria.

El impacto de los cultivos marinos sobre estos fondos ha sido estudiado en pocas ocasiones (Aguado-Giménez and Ruiz-Fernández, 2012; Hall-Spencer et al., 2006; Sanz-Lázaro et al., 2011; Wilson et al., 2004), afortunadamente, porque no se han dado muchos casos en que las instalaciones de cultivo se hayan localizado directamente sobre ellos. No obstante, se ha podido constatar que la hipersedimentación de materia orgánica y la anoxia-toxicidad consecuentes conducen a una regresión progresiva de estos fondos. El propio entramado que forman los talos algales actúa como trampa para retener el material particulado que sedimenta sobre ellos, dificultando las posibilidades de resuspensión y transporte. Asimismo, el resto de la comunidad también experimenta importantes alteraciones al verse limitadas las capacidades filtradoras, suspensívoras, etc. como consecuencia del aumento de materiales en suspensión y del deterioro de las condiciones geoquímicas de los sedimentos subyacentes.

La identificación taxonómica tan solo de las algas que aparecen en este tipo de fondos es una tarea altamente especializada. Sin embargo, la evolución temporal de la señal isotópica $\delta^{15}\text{N}$ como descriptor del grado de exposición a los residuos y de la relación entre el peso de maërl vivo y muerto (*biomasa / tanatomasa* por unidad de superficie) son dos parámetros atinados para la vigilancia de esta comunidad. Puesto que los fondos de maërl son relativa-

mente abundantes en nuestras costas, cabría esperar que hubiese lechos afectados por los cultivos marinos (e.g. bateas de mejillón), de darse el caso habría que prestar una atención especial tanto por la necesidad de conservarlos como para estudiar su respuesta ante perturbaciones antrópicas de este tipo en el litoral.

En Galicia se han realizado diferentes estudios (Peña and Bárbara, 2006; 2008a; 2008b; 2009; 2010a; 2010b) sobre las características y la monitorización de los fondos de maërl. Además, su localización aparece detallada en Peña (2010).

Costas sedimentarias

Las playas presentan un creciente interés desde el punto de vista biológico y económico. Estos ecosistemas son utilizados como áreas recreacionales, al ser importantes focos de atracción turística, pero además se desarrollan numerosas pesquerías comerciales, como moluscos bivalvos de especial importancia económica en Galicia.

Las costas sedimentarias incluyen una gran variedad de hábitats, dependientes de la marea y profundidad, tipo de sedimento y exposición al oleaje: costas intermareales y sublitorales; costas sedimentarias compuestas de arena, fango o grava; y playas expuestas o protegidas.

Las costas intermareales sedimentarias se caracterizan por ser la frontera entre el medio marino y el aéreo. Esto se refleja claramente en sus dos comunidades de macrofauna, una puramente marina y otra semiterrestre (McLachlan and Jaramillo, 1995) que vive en el límite superior de las mareas. La comunidad semiterrestre, a pesar de poseer un ciclo de vida típicamente terrestre, tiene una dependencia directa del mar que aporta alimento, abrigo y humedad. Esta zona límite entre el hábitat marino y terrestre es especialmente sensible, porque la macrofauna semiterrestre no se dispersa a través del agua y su recolonización es difícil cuando esta comunidad se ve afectada por cualquier tipo de alteración. Además, esta



Las playas de arena también pueden ser impactadas por los residuos de las piscifactorías.
(*Donax* sp., larva de *Tabanidae* sp., *Phaleria cadaverni* y *Talitrus saltator* en la playa de Corrubedo)
(Foto. Dr. Mariano Lastra Valdor)

comunidad sirve de alimento a numerosas especies de aves que viven en estos ecosistemas.

Las zonas inferiores de las playas se caracterizan por la presencia de numerosas especies de macrofauna marina pertenecientes a los grupos de poliquetos, crustáceos y fundamentalmente moluscos (McLachlan, 1983; McLachlan and Brown, 2010). Dentro de estas especies típicas de costas sedimentarias intermareales y submareales poco profundas, en Galicia se encuentran especies de alto valor comercial, como los moluscos bivalvos



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

de las familias *Veneridae* y *Cardiidae* en playas protegidas, y de la familia *Donacidae* en playas expuestas.

Por todo ello, la vigilancia ambiental en estos ecosistemas deberá centrarse en la calidad físico-química del medio (olores, residuos,...) y en las especies protegidas y comerciales.

Praderas de fanerógamas marinas

Estas comunidades constituyen hábitats prioritarios de conservación y, por consiguiente, se encuentran protegidas por legislaciones comunitarias y estatales. Debido a la localización batimétrica de *Cymodocea nodosa* y *Posidonia oceanica*, cuyo límite inferior de distribución puede alcanzar en ambos casos los 35-40 m, son las únicas fanerógamas marinas que pudieran verse claramente afectadas por las granjas de peces. *P. oceanica* ocupa grandes extensiones de fondos blandos en el Mediterráneo donde es endémica, mientras que *C. nodosa* presenta una distribución en manchas mucho menos uniformes y extensas, aunque en algunos lugares, especialmente en el litoral de las Islas Canarias, pueden ocupar extensiones importantes (sebadales). En Galicia solamente encontramos praderas de *Zostera* (zosterales) que se localizan en batimetrías muy superiores. El límite inferior de las praderas de *Z. marina* se sitúa como máximo sobre los 3-4 m, mientras que *Z. noltii* es intermareal. Por su situación batimétrica solamente las praderas de *Z. marina* podrían verse ligeramente influenciadas por el alcance espacial de los residuos de tipo disuelto. Por ello, es fácil entender que los estudios sobre la influencia de los cultivos marinos sobre las praderas de fanerógamas se centren en *C. nodosa* (Delgado et al., 1997) y sobretodo en *P. oceanica* (Holmer et al., 2008; Ruiz et al., 2001). Sin embargo, aunque la magnitud de la respuesta puede variar entre especies, las causas principales que conducen a su degradación son las mismas (atenuación de la luz incidente, hipersedimentación, epifitismo y presión por herbívoros) y los efectos netos originados (disminución del tamaño y de la densidad de los haces) supone una pérdida progresiva de la superficie de las praderas.

Diferentes investigadores (Lepoint et al., 2004; Fourqurean et al., 1997; Machás, 2007; Cabaço et al., 2008) han utilizado isótopos estables de N y C como indicadores de impacto antrópico en zosterales, debidos fundamentalmente a vertidos de origen urbano o de granjas piscícolas. Holmer et al. (2008) propusieron una distancia mínima entre las instalaciones de cultivos marinos y las praderas de *P. oceanica* de 400 m (Díaz-Almela et al., 2008). Trabajos recientes en los que se ha realizado un seguimiento de la señal isotópica del N, han puesto de manifiesto que el alcance espacial de los residuos de tipo disuelto (*alcance difuso*) es mucho mayor –del orden de varios kilómetros–, si bien a esas distancias no se observaron alteraciones en la estructura y

dinámica poblacional de la pradera (Aguado-Giménez et al., 2007b; Ruiz et al., 2010). Estos hallazgos condicionan el que la distancia mínima entre praderas e instalaciones se aumente significativamente por encima de esos 400 m propuestos, ya que a distancias comprendidas entre 400 y 1000 m aún se han detectado efectos perniciosos sobre el crecimiento (Marbà et al., 2006). La señal isotópica del N en epífitos de las fanerógamas marinas comparada con los niveles de esta variable en las distintas fuentes de N presentes en la zona de estudio, permitiría cuantificar la carga relativa de cada una al grado de alteración observado. Este estudio, como veremos más adelante, se contempla como una evidencia en caso de incumplimiento de las normas de calidad ambiental propuestas para las praderas de fanerógamas marinas.

En el seno del proyecto europeo *MedVeg* se llevó a cabo un estudio exhaustivo sobre la influencia de los cultivos marinos sobre las praderas de *P. oceanica*, utilizándose diversos descriptores a diferentes niveles (individuo, población, comunidad). De entre los descriptores posibles para monitorizar el impacto de los cultivos en mar abierto sobre las praderas de fanerógamas marinas los más relevantes son la *tasa de sedimentación* (umbral de 1.5 g materia orgánica m⁻².d⁻¹) (Díaz-Almela et al., 2008; Holmer et al., 2008) y los cambios netos en la estructura de la población (densidad de haces y cobertura de la pradera). La evolución de *la densidad global de haces* a lo largo del tiempo nos aportaría información en caso de afección, de la posible pérdida de superficie neta de pradera, siendo esta la variable propuesta para el seguimiento de las praderas de fanerógamas marinas. No obstante, existen recomendaciones para el seguimiento de las masas de agua en cuanto a *P. oceanica* que establecen la densidad de haces y superficie del haz como indicadores. Con el objeto de facilitar el cumplimiento de la Directiva Marco del Agua Europea (WFD), García-Martin et al. (2013) proponen un índice (ZoNI) enfocado a establecer la calidad ecológica de los zosterales (*Z. noltii*). De las diferentes métricas (cobertura, densidad, biomasa aérea y subterránea, longitud de la hoja, contenido en N y δ¹⁵N en hojas) utilizadas en la construcción del ZoNI, encuentran que la señal isotópica es la que tiene mayor poder discriminante.

Además, si las instalaciones de acuicultura estuvieran situadas en las masas de aguas descritas por la tabla 45 del Orden ARM/2656/2008 (Orden de Ins-

trucción de Planificación Hidrológica) se deberían incorporar los indicadores que se describen en la misma.

Otros tipos de indicadores

En esta sección se incluyen aquellos indicadores que, sin estar plenamente identificados por la actividad como elementos impactantes, pudieran ser controlados por imposiciones legales (metales, disolventes, pesticidas, etc.). Su control podría ser necesario ya que suponen un riesgo para las aguas superficiales debido a su especial toxicidad, persistencia y bioacumulación o por la importancia de su presencia en el medio acuático. Estas sustancias que se denominan prioritarias y preferentes de riesgo en el ámbito europeo, están reguladas y descritas en el Real Decreto 60/2011 (Anexo I y II).

A priori no se contemplan en el ámbito de aplicación rutinaria del PVA. Sin embargo, en determinados casos puede ser conveniente estudiar la presencia de alguno de estos microcontaminantes como marcadores de exposición como una primera aproximación para la evaluación del riesgo potencial. La determinación de estos elementos en el agua, por sus bajas concentraciones, suele ser compleja y poco representativa del grado medio de exposición de los organismos. Por ello, es aconsejable su determinación en *bioacumuladores*. En este sentido, como ya se indicó anteriormente, las macroalgas son de gran utilidad porque suministran una imagen integrada del grado de exposición a los contaminantes, reduciendo significativamente el esfuerzo de muestreo y el coste de la 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 and Carballeira, 2006).

Sistema pelágico

La columna de agua

Partiendo de la base de que las modificaciones más significativas y de mayor magnitud se reflejan en los sistemas bentónicos y atendiendo a los argumentos expuestos en el apartado de *efectos sobre las comunidades bentónicas*, entendemos que no está justificada la realización de seguimientos de la columna de agua de una forma sistemática como hasta ahora se realizan en muchas granjas marinas, en los que se han venido incluyendo nutrientes como NO_3 , NO_2 , NH_4 , PO_4 , etc. Sin embargo, dada la trascendencia que representa mantener una buena calidad del agua, se puede considerar de forma complementaria la adquisición de datos relativos a la columna de agua, que sirvan tanto para el control del medio de cultivo como para la vigilancia ambiental.

Distinguimos dos tipos de variables dependiendo de la finalidad con que se recogen. Por una parte, como variables indicadoras del estado del sistema, se consideran el contenido en *clorofila-a*, indicadora de la producción primaria fitoplanctónica, y la *turbidez* como indicadora de un exceso en el aporte de material particulado derivado del cultivo, por lo que supone un riesgo de eutrofización. Por otra parte, como variables de control del medio de cultivo se incluyen: temperatura, salinidad y oxígeno disuelto.

Las cinco variables se han de tomar en el perfil de la columna de agua. De este modo, se podrán detectar fenómenos de interés tanto para el cultivo como para la interpretación de otras variables ambientales, como son los cambios de temperatura y salinidad con la profundidad y sus estratificaciones (termoclina y haloclina), disponibilidad de oxígeno a distintas profundidades, así

“ Con el objeto de homologar todas las técnicas de muestreo y analíticas para la obtención de las variables de estado y explicativas en el Anexo II se recogen los protocolos correspondientes, y, para que los datos sean comparables, la parte metodológica de este anexo se mantiene tal cual recoge la Guía ministerial. ”

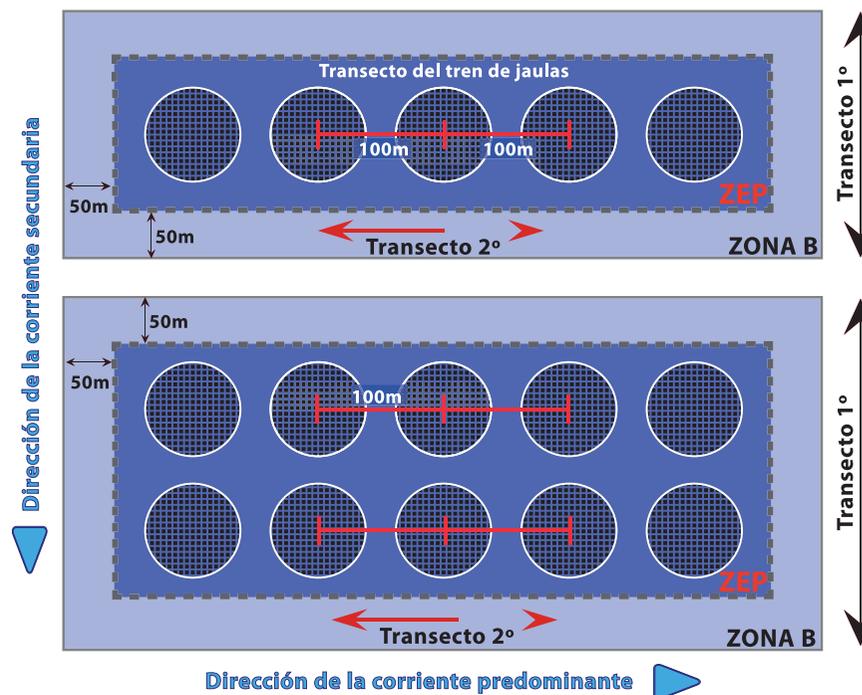


Figura 13. Localización de los transectos para la inspección visual o mediante registros videográficos del lecho marino. Las flechas indican la dirección de la corriente predominante o la dirección del muestreo en cada una de las zonas

como fenómenos de resuspensión. Este control se entiende recomendable en los casos que no sea obligatorio, tal como se ha expuesto en el apartado de *variables de vigilancia sistemática del sistema pelágico*. Esto se regirá en el nivel de vigilancia correspondiente, que veremos más adelante. No obstante, se recomienda que todas las granjas realicen un control diario de turbidez con disco Secchi, temperatura y oxígeno disuelto en la zona de cultivo.

Variables de vigilancia visual

La vigilancia visual tiene una doble finalidad. Por una parte, constatar si se lleva a cabo una adecuada gestión de la alimentación, de los residuos y del mantenimiento de las instalaciones, cuyas repercusiones puedan conducir a una perturbación no deseada (PnD). Por otra parte puede actuar como sistema de alerta temprana para advertir de fenómenos que se estén produciendo o puedan llegar a producirse. Concretamente se trata de vigilar mediante observaciones de tipo semicuantitativo, que no se produzcan las perturbaciones no deseadas relacionadas en el capítulo 5.

Para su control se realizarán inspecciones visuales de la superficie del agua y del lecho marino localizado inmediatamente debajo de las instalaciones de cultivo (dentro de la ZEP) y por fuera de los límites de la concesión (en la banda perimetral de 50 m, zona B).

Esta inspección se realizará antes del proceso de alimentación o bien 2 horas después, con una frecuencia trimestral.

El proceso de inspección consiste, para el lecho marino, en un registro videográfico. Para la ZEP, el registro se realizará debajo de las jaulas de cultivo, a lo largo de un transecto de 100 m hacia barlovento y 100 m hacia sotavento en línea recta a partir del centro de cada tren de jaulas, siguiendo la dirección de la corriente dominante. Para la zona límite de la concesión el registro se realizará en línea recta perpendicular a la corriente dominante y a sotavento de las instalaciones. La ausencia de una dirección dominante de la corriente podría exigir la realización de un segundo transecto (200 m) en el límite de la concesión perpendicular al anterior (figura 13).

Las inspecciones visuales consisten, en ambos casos, en la realización, con una frecuencia trimestral, de registros videográficos donde se verifican los siguientes aspectos:

- Acumulaciones visibles de gránulos de pienso en los fondos como consecuencia de deficiencias en la gestión de la alimentación.
- Presencia de peces cultivados muertos o restos óseos en el fondo.
- Presencia en el fondo de restos de *fouling* derivados de la limpieza de instalaciones o elementos.
- Presencia en los fondos de tapices bacterianos de *Beggiatoa* sp. o de mantos de diatomeas.
- Presencia de burbujeo de gases tóxicos (metano, sulfuros) en los fondos.
- Presencia en el fondo de materiales plásticos, cabos, elementos metálicos, envases o cualquier elemento o herramienta de uso para el mantenimiento de las instalaciones.
- Presencia de películas de aceites o combustibles en la capa superficial del agua.
- Aguas superficiales con olor manifiesto a pienso o descomposición orgánica.
- Presencia de animales escapados.

La calificación de estos aspectos se realiza individualmente conforme a la siguiente escala:

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

Para el caso de la constatación del escape de animales, se cuantificará del siguiente modo:

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

El resultado de la inspección visual será:

- Todos los indicadores tienen valor 10, la vigilancia visual es 10 (EXCELENTE)
- Todos los indicadores tienen valor ≥ 8 : la vigilancia es 8 (MUY BUENA)

- Entre 1-3 indicadores tienen un valor igual a 6, la vigilancia es 6 (BUENA)
- Entre 1-3 indicadores tienen un valor igual a 4, la vigilancia es 4 (MALA)
- Dos o más indicadores con valor 0, la vigilancia es 0 (PÉSIMA)

Con una valoración final de BUENA puede ser recomendable la aplicación de medidas correctoras. Una valoración final de MALA o PÉSIMA requiere replanteamientos de la gestión ambiental de la explotación. Será la administración competente la que tome las medidas en relación a los resultados que pueden dar lugar a expedientes, sanciones o modificaciones de las instalaciones, ubicación o producción máxima autorizada, según dictamine y legisle la autoridad competente.

Por otra parte, el mantenimiento en buen estado de las redes que conforman el bolso en el que se cultivan los peces es crucial para evitar los escapes de los mismos, y dado que el aumento de granjas en las costas españolas está suponiendo un incremento proporcional del número de individuos escapados, entendemos que es necesaria una revisión de las redes en el contexto de los PVA. Por ello, planteamos que se lleve a cabo simultáneamente a la inspección visual, una inspección de las redes de al menos el 20% de las jaulas al azar, la mitad a barlovento y la otra mitad a sotavento de la corriente principal, mediante registros videográficos siguiendo un transecto que cubra toda la vertical de la red. Para la toma de datos se propone un formulario para la utilización tanto por las administraciones como por los propietarios (ver Anexo III).

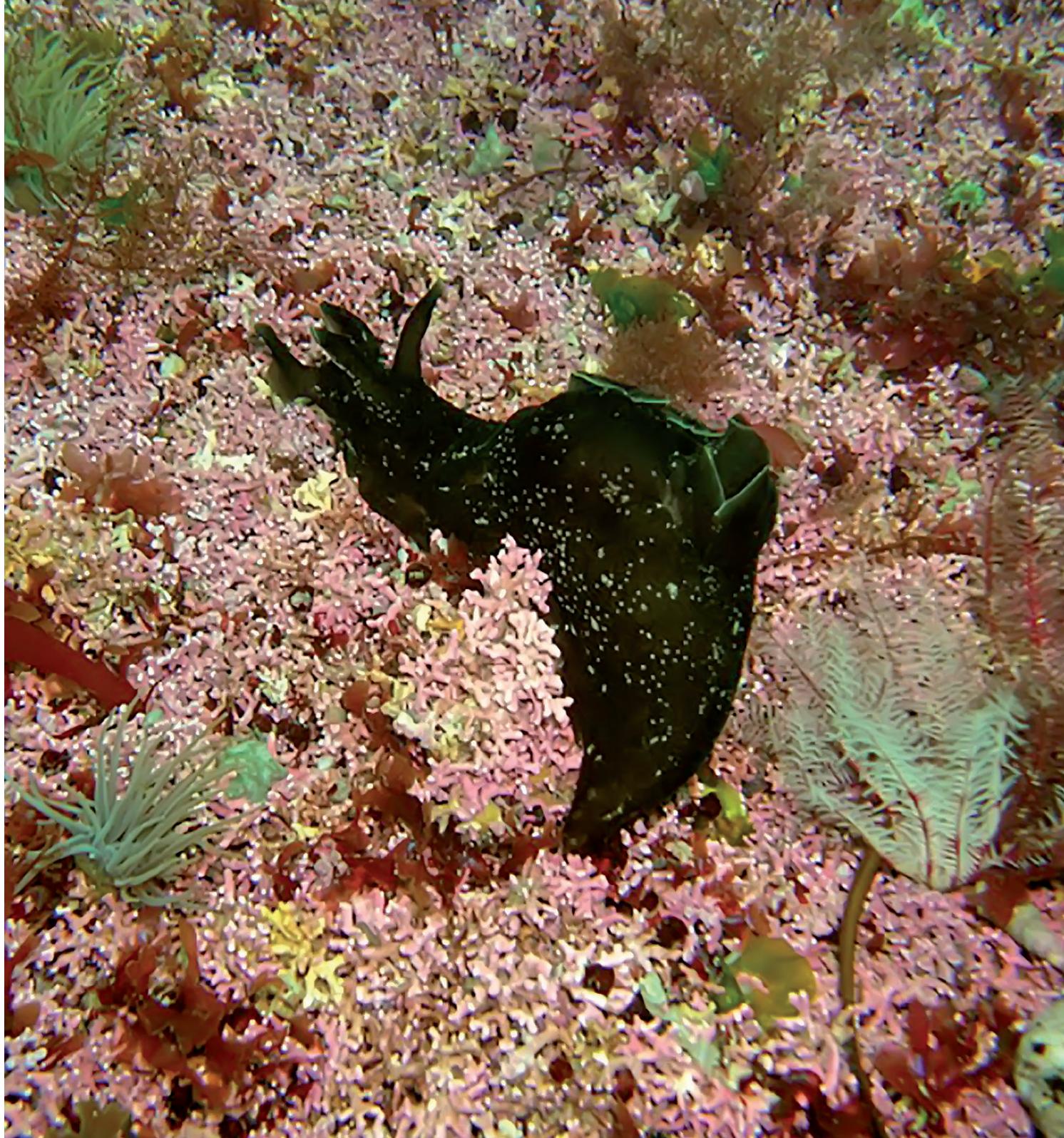
VARIABLES INDICADORAS	VARIABLES DE LA VIGILANCIA SISTEMÁTICA	SISTEMA BENTÓNICO	
		Fondos detrítico-sedimentario	Poblamiento Infaunal de Poliquetos (Familia) Granulometría: Fracción Fina (FF) del sedimento (f<63 µm) pH Potencial redox (Eh) Señal Isotópica $\delta^{15}\text{N}$ en sedimento Contenido en Materia Orgánica* Sulfuros Libres Totales (TFS)*
		Praderas de fanerógamas marinas	Señal isotópica $\delta^{15}\text{N}$ en haces de fanerógamas Densidad de haces*
		Fondos rocosos inter y sub-mareales	Señal isotópica $\delta^{15}\text{N}$ en macroalgas Abundancia de macroalgas oportunistas* Macroalga clave (densidad, abundancia, vigor, grado de epifitismo,...)*
		Fondos de Maërl	Señal isotópica $\delta^{15}\text{N}$ en macroalgas Relación biomasa / tanatoma por unidad de superficie de algas calcáreas*
		Costas sedimentarias	Especies comerciales y otras (parámetros poblacionales)*
		Otros tipos de Indicadores	Sustancias Prioritarias (RD 60/2011) en el agua* Bioconcentración de contaminantes en macroalgas*
		SISTEMA PELÁGICO	
		Temperatura* Salinidad* Turbidez* Clorofila-a* Transparencia (profundidad de visualización del disco de Secchi)* Oxígeno Disuelto*	
	VARIABLES DE VIGILANCIA VISUAL		
	Acumulaciones visibles de gránulos de pienso en los fondos como consecuencia de deficiencias en la gestión de la alimentación. Presencia de peces cultivados muertos o restos óseos en el fondo. Presencia en el fondo de restos de <i>fouling</i> derivados de la limpieza de instalaciones o elementos. Presencia en los fondos de tapices bacterianos de <i>Beggiatoa</i> sp. o de mantos de diatomeas. Presencia en el fondo de materiales plásticos, cabos, elementos metálicos, envases o cualquier elemento o herramienta de uso para el mantenimiento de las instalaciones. Presencia de burbujeo de gases tóxicos (metano, sulfuros) en los fondos. Presencia de películas de aceites o combustibles en la capa superficial de agua Presencia de animales escapados Aguas superficiales con olor manifiesto a pienso o descomposición orgánica		

*Indicadores recomendados o solo necesarios para determinadas situaciones según el Nivel de Vigilancia establecido.

Tabla 3. Resumen de las variables indicadoras

Objetivos de calidad

(Foto. Dr. Javier Cremades Ugarte)



Los objetivos de calidad para las interacciones entre los cultivos marinos y el medio ambiente se formulan sobre la base de que la magnitud espacial de los efectos sobre el ecosistema no supere la zona de efectos permitidos (ZEP) y que no se produzcan perturbaciones no deseadas (PnD) en ninguno de los compartimentos del medio.

El objetivo de calidad general consiste en: *evitar perturbaciones no deseadas de modo que los efectos negativos de la granja sobre el medio nunca sobrepasen la ZEP*. Se pretende por tanto:

- Vigilar que las modificaciones admitidas que se van a producir dentro de la ZEP no superen los límites establecidos en las normas de calidad, ya que además de afectar a la calidad ambiental también podría afectar a la calidad del cultivo.
- Vigilar que los efectos derivados del cultivo no se extienden más allá de la ZEP. Para ello hay que vigilar las proximidades de la ZEP, pero

también vigilar zonas control donde se tenga garantías de que no existe ningún tipo de afección aunque sea de otro origen distinto a la acuicultura y que sean representativas del estado y evolución natural de la zona de estudio.

La actividad acuícola objeto de seguimiento va a producir modificaciones de la calidad ambiental en el entorno en que se desarrolla. Dichas modificaciones no deben poner en riesgo la capacidad de recuperación del medio marino ni a su funcionalidad para degradar mínimamente los residuos orgánicos emitidos, ni debe perjudicar a los servicios proporcionados por el ecosistema a otros usuarios de este dominio público. En definitiva, se asume cierto grado limitado de efectos negativos sobre el medio en la ZEP, que en ningún caso debe trascender más allá de los límites de la ZEP.

Diseño experimental

Tomado de Aguado et al. 2013



Los objetivos de calidad y la necesidad de poder distinguir los cambios derivados de la actividad acuícola de los debidos a los procesos naturales determinan la escala espacial del diseño experimental, mientras que las necesidades de conocer mínimamente la evolución del medio determinan la escala temporal.

Justificación del diseño propuesto

El problema más importante al que nos enfrentamos cuando queremos conocer cómo se comporta cualquier componente de los diferentes compartimentos es la enorme heterogeneidad espacial y temporal inherente al ecosistema marino. Una misma comunidad biológica no se distribuye de forma homogénea en el espacio ni cambia al unísono con el paso del tiempo. Así, las condiciones biogeoquímicas del sedimento a veces muestran una enorme heterogeneidad a escala espacial de centímetros. Tampoco la materia orgánica derivada de los cultivos se deposita uniformemente en los fondos. Esta variabilidad intrínseca al medio es lo que nos encontramos cuando queremos conocer si se han producido alteraciones como consecuencia de una perturbación: la gran heterogeneidad espacio-temporal puede que no nos permita obtener conclusiones reales si no nos hemos ocupado de tratar la variabilidad de forma correcta. Puesto que la variabilidad es algo que no podemos manejar (es la que hay), lo que debemos hacer es utilizar las herramientas apropiadas para asumirla en la mayor medida posible. Esto se consigue mediante diseños de muestreo adecuados que contemplen replicación a diferentes escalas espaciales y temporales.

En gran parte de los seguimientos ambientales, el enfoque de la monitorización ha sido la detección de cambios en los valores medios de cualquiera que fuese la variable considerada como apropiada en una zona impactada en comparación con una zona control. Ante este diseño experimental tan simple surgen dos grandes inconvenientes: afortunadamente solo había disponible una única zona impactada, pero esto implica que la única zona control refleja exactamente el comportamiento de toda el área que no recibe las perturbaciones, y esto obviamente no siempre es realista cuando sabemos de la enorme variabilidad de los sistemas biológicos. Del mismo modo, tampoco sabemos si

la zona impactada y la que hemos seleccionado como control funcionaban de forma semejante antes de empezar a producirse las perturbaciones, a no ser que se haya realizado un estudio pre-operacional extenso en el espacio y en el tiempo, algo poco probable en la mayoría de las ocasiones.

Para poder diferenciar los cambios que observamos en una zona impactada de los que ocurren de forma natural es necesario disponer de un control representativo de la variabilidad espacial natural y diferenciarla de la inducida por la perturbación. Para construir el control se pueden tomar muestras en una o varias zonas fuera del área de influencia. Por otra parte, tampoco es cuestión de decidir si una zona ha experimentado cambios si no conocemos cómo evolucionan esos cambios a lo largo del tiempo.

De hecho, para decidir si se está produciendo un impacto lo que interesa es saber si los cambios experimentados en la zona impactada a lo largo del tiempo difieren de los cambios naturales que se darían a lo largo del mismo tiempo, más que saber si en un momento dado la zona impactada es distinta de la control, ya que pudiera ser que un control también fuese distinto de otro control en un momento dado. A su vez, sería muy interesante conocer si los cambios a lo largo del mismo tiempo en la zona impactada eran similares a los del control antes de producirse el impacto, ya que, de ser distintos, una vez que comience el impacto la evolución de ambas zonas está ya condicionada por sus diferencias previas. El diseño que considera la evolución en el tiempo de una variable antes y después de aparecer la perturbación en la zona que recibe las modificaciones frente a las mismas respuestas en la zona control es, sin lugar a dudas, una solución que permite tanto identificar con garantías que se está produciendo un impacto como abordar su seguimiento. De esta manera podemos asimilar la variabilidad espacio-temporal y asegurar si se está produciendo un impacto. Estos diseños experimentales reciben el nombre de diseños espacio-temporales BACI (*Before - After Control - Impact*, múltiples muestreos antes y después de aparecer las modificaciones – múltiples controles) (Underwood, 1991; 1993; 1994).

Los diseños BACI presentan diferentes opciones, dispositivos o aproximaciones que permiten ajustarse a las condiciones reales particulares. La ca-

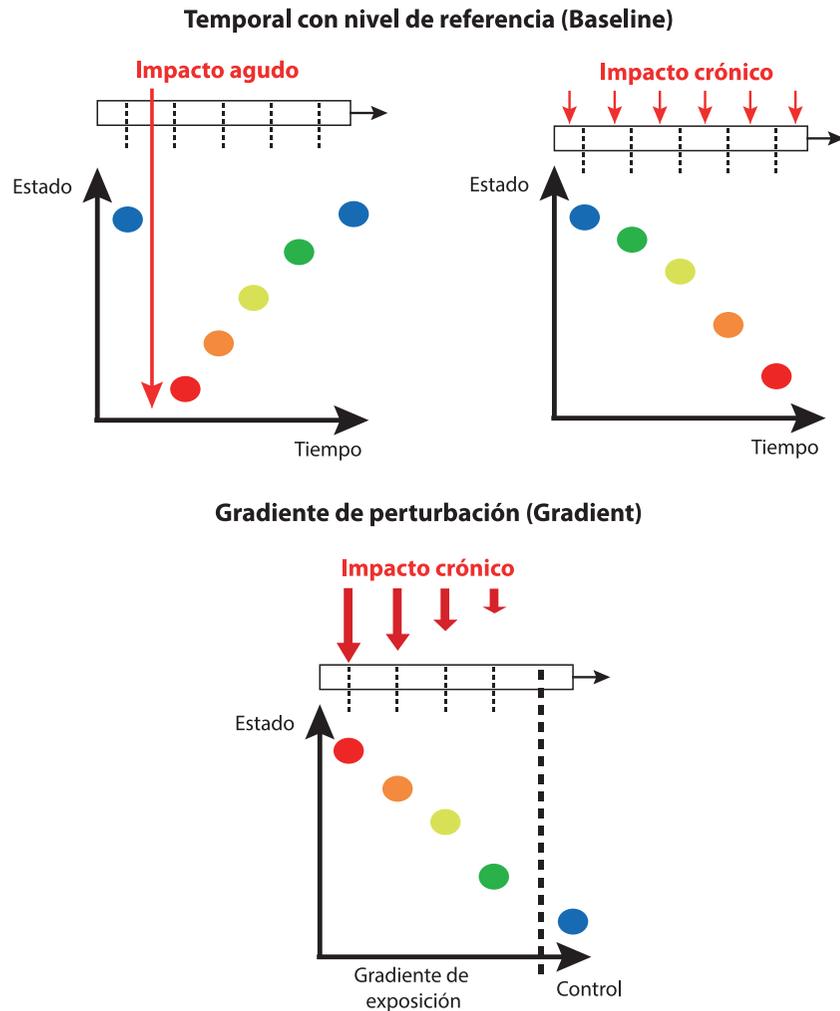


Figura 14. Diseños BACI (Before–After Control–Impact): A/ Temporal con nivel de referencia bajo impacto agudo o crónico y B/ Gradiente de perturbación. Los diseños constan de dos diagramas, el superior, muestra la estructura general del estudio o caso particular y, el inferior, muestra cómo se dispondrían los resultados si hubiera alteración

racterización *a priori* del medio susceptible de experimentar alteraciones (comúnmente denominado como estado pre-operacional o estado 0) es una tarea fundamental para poder hacer los pronósticos necesarios sobre cómo va a ser la evolución del medio, cuál va a ser la magnitud de las modificaciones, cuál va a ser el alcance espacial de los mismos, etc. Si obtuviésemos esta información pre-operacional relativa a la zona que va a experimentar alteraciones y en zonas control durante un período de tiempo suficientemente amplio, sería posible aplicar el diseño BACI de tipo: *temporal con nivel de referencia* bajo condiciones de impacto crónico (figura 14), que es el que mejor se ajustaría al caso de las piscifactorías. Sin embargo, normalmente el estudio pre-operacional solo se realiza una vez poco antes de comenzar la actividad, luego, en la gran mayoría de los casos no sabemos si la zona que se va a impactar funcionaba de manera semejante al resto de su entorno, lo cual hubiese sido interesante para realizar pronósticos de afección más finos. Esto supone que habitualmente no sea posible utilizar este diseño experimental. Por tanto, desde el punto de vista de la monitorización, el estado pre-operacional (un único muestreo antes de comenzar la actividad) asume un menor protagonismo que el que desempeñaba en la EsIA, en detrimento de cómo va a ser la evolución del medio a lo largo del tiempo. Aunque rara vez se va a poder aplicar el diseño *Temporal con nivel de referencia (crónico)*, si hay algunas de sus características que interesa mantener en el diseño que finalmente se pueda aplicar, como es la utilización de controles debidamente replicados espacialmente para conocer y asumir la variabilidad natural, y la repetición de un mismo esquema de muestreo mientras dure la actividad para conocer y asumir la variabilidad temporal.

Otro tipo de diseño BACI es el *Gradiente de perturbación* (figura 14). Los estudios de poblaciones y comunidades expuestas a gradientes de exposición nos aportan una valiosa información sobre las respuestas de los sistemas biológicos naturales frente a los focos de contaminación. Las respuestas biogeoquímicas a lo largo de gradientes ambientales facilitan la interpretación de los resultados por ser autónomas. Es decir, para interpretar los resultados no es necesario disponer de controles *sensu stricto*, es la propia respuesta gradual frente a la intensidad de la exposición lo que informa sobre el impacto.

Diseño de la toma de muestras

Escala espacial

Para la toma de muestras se consideran dos opciones de diseño: uno, consiste en una adaptación del diseño *temporal con nivel de referencia* que recoge la propuesta nacional, que denominaremos *modelo zonal* y, otro, se basa en las respuestas a lo largo de un *gradiente de exposición* que denominamos *modelo gradual*. Además, se pretende compaginar ambos diseños en la misma toma de muestras para aumentar significativamente la información obtenida sin aumentar el coste.

Modelo zonal

En la propuesta estatal se definen tres zonas (Z) objeto de seguimiento (figura 15):

- Zona A: zona bajo las instalaciones de cultivo y en su entorno más próximo. Se encuentra en el interior de la concesión administrativa, siendo la zona que va a experimentar alteraciones más significativas de manera directa y que se corresponde con la ZEP.
- Zona B: zona de influencia del dominio público que se corresponde con el área circundante, de no más de 50 m de anchura desde los límites de la concesión (ZEP) hacia el exterior de la misma. Esta zona tiene un especial interés, ya que los efectos derivados del cultivo no deben afectarla de forma significativa al ser parte del dominio público.
- Zona C: se corresponde con zonas de referencia o control, que no reciban ningún tipo de influencia debida a los cultivos marinos ni a ninguna otra fuente de impacto. Debe situarse a no menos de 500 m de las instalaciones y con fondos de naturaleza representativa del área en que se desarrolla el cultivo. Esta zona debe estar fuera de la influencia de la granja y de otros impactos potenciales que pue-

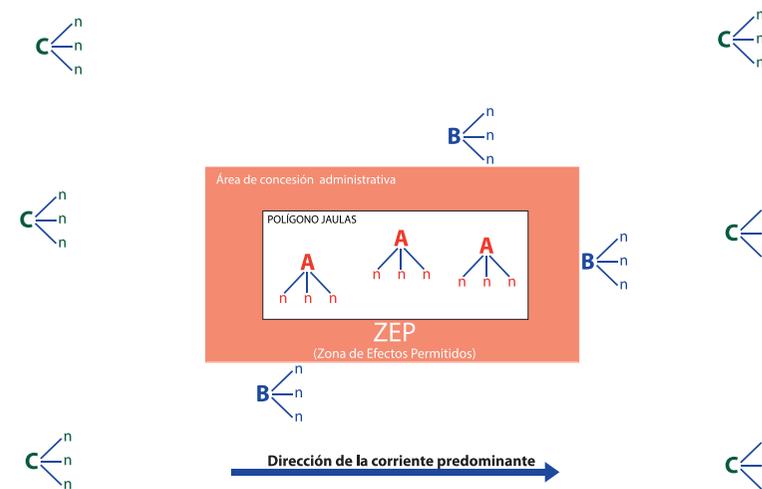
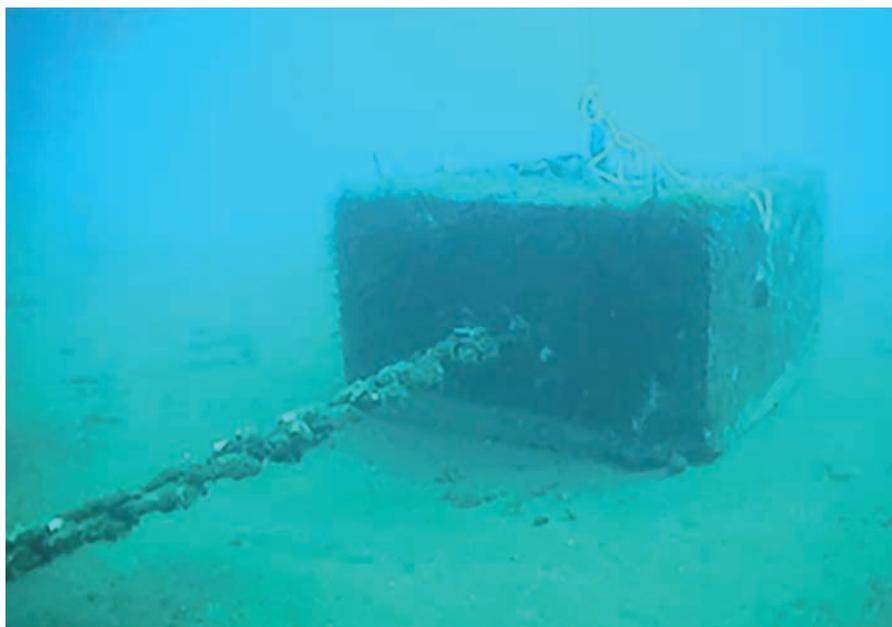


Figura 15. Esquema representativo de la zonación propuesta para los PVA recogida en la guía del ministerio (tomado de Aguado *et al.* 2013)

dan terciar la evaluación de los efectos potenciales. El seguimiento de esta zona nos ha de permitir distinguir los cambios en el medio debidos a la influencia de los cultivos de los producidos por la variabilidad natural. Se establece un mínimo de dos zonas C, a barlovento y sotavento de las instalaciones preferiblemente, siguiendo el eje de la corriente predominante.

En cada una de las zonas (A, B y C) se establecen como mínimo tres sitios (S) de muestreo al azar que se corresponden con la replicación espacial de las Z. En cada uno de los S se toma un mínimo de 3 muestras o réplicas (n) al azar. El posicionamiento de los distintos S dentro de cada Z debe realizarse teniendo en cuenta la direccionalidad de la dispersión de los vertidos de forma particular para cada caso. Asimismo, el posicionamiento de las zonas control debe hacerse a partir de un conocimiento profundo de la zona de estudio. En todo caso, el equipo encargado de la realización del PVA propondrá a la administración com-



Las señalizaciones y los anclajes de las jaulas deben estar localizados dentro de la zona de efectos permitidos (ZEP)

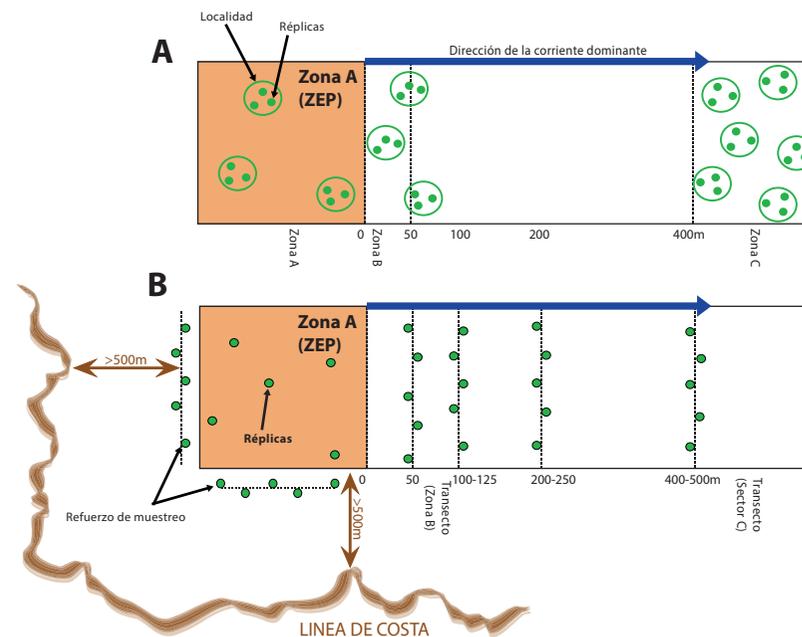


Figura 16. Diseño de muestreo del modelo zonal (A) y del modelo gradual (B)

petente la ubicación de los distintos S de manera justificada, siendo potestad de dicha administración la aceptación o reubicación de los mismos.

Modelo gradual

En el modelo anterior se pretende resolver la dificultad de obtener una referencia ambiental válida (control) mediante el establecimiento de al menos dos zonas alejadas (>500 m) de las instalaciones. Sin embargo, esto no siempre garantiza *per se* la obtención de un buen control, ya que, por definición, la heterogeneidad espacial aumenta con la distancia. Solamente mediante la

medida de la mutabilidad en el espacio de una variable (*variograma*), preferentemente la variable de estado, nos garantizaría una selección adecuada del control. Además, comparado a lo que ocurre en cultivos en mar abierto, la obtención de controles aptos para aplicar el modelo zonal puede presentar muchas dificultades en la costa de Galicia debido a: la constricción espacial, la compleja distribución espacial de los hábitats y las múltiples actividades concurrentes. Por ello, se plantea como alternativa realizar un muestreo espacial a modo de gradiente ambiental.

La figura 16b recoge un ejemplo de diseño básico de muestreo en gradiente ambiental, apto para realizar un modelo gradual, consistente

en la toma de unidades de muestreo situadas dentro de la instalación (foco) y en transectos localizados a distancias crecientes a partir de los límites de la concesión. Cuanto mayor sea el número de transectos estudiados mejor se perfilará la intensidad, la extensión y la evolución de la respuesta del ecosistema receptor a modo de gradiente ambiental si lo hubiera. Un diseño básico consistiría en la toma al menos de 6 unidades de muestreo (UM) dentro de los límites de la concesión (ZEP) y en cada uno de los transectos situados a distancias crecientes: 50 (zona B), 100-125, 200-250 y 400-500 m (zona C) de la granja en la dirección de la corriente dominante. Las UM tomadas a 50 m representarían la zona B y las tomadas a 400-500 m a la zona C del modelo zonal. De esta forma se tomarían 30 UM, lo cual supondría, en principio, un ahorro en el esfuerzo de muestreo respecto al modelo zonal (36 UM= 3 Z x 3 S x 3 R). Sin embargo, en determinadas circunstancias la localización de las granjas en la costa de Galicia pueden obligar a reforzar el muestreo en otras direcciones (ver ejemplo en la Figura 16b). Esto puede ser debido a:

- La falta de dominancia unidireccional de la corriente.
- La alta probabilidad de encontrar poblaciones específicas o hábitats sensibles próximos a las instalaciones.
- La menor profundidad, lo cual puede menguar la capacidad dispersiva del medio y aumentar el riesgo de impacto.
- La alta probabilidad de interacción con otros usos o actividades

La necesidad del refuerzo de muestreo puede ser temporal o permanente. En cualquier caso, si existen sospechas justificadas para reforzar el PVA esto debería de mantenerse hasta un año después de que la granja alcance la producción máxima permitida. Si al final de este período no se detectara riesgo alguno en las direcciones secundarias se podría rezagar el refuerzo de muestreo, por ejemplo cada tres años, para reducir el coste de la vigilancia a largo plazo. Teniendo en cuenta que no existe ningún PVA válido a un

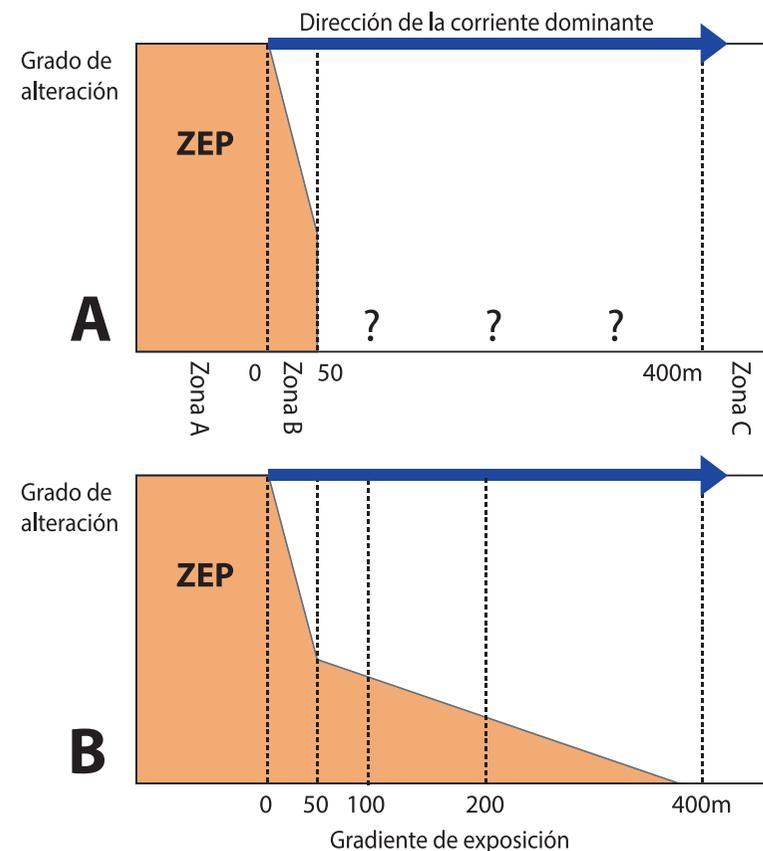


Figura 17. Información deducida del Modelo Zonal (A) y del Modelo Gradual (B) sobre la evolución del impacto

coste razonable para todo tipo de situaciones, cuestiones como el planteado refuerzo de muestreo u otras (e.g. el control de microcontaminantes en medio u organismos) solamente se programarían para aquellas instalaciones cuando existan evidencias o sospechas fundamentadas que lo justifiquen.

Además el modelo espacial:

- Permite conocer la extensión e intensidad del impacto y, en consecuencia, facilita la selección de las muestras potencialmente constitutivas del control.
- La repetición temporal del análisis espacial permite conocer la velocidad y dirección de desplazamiento de la zona impactada.

Como se puede observar en la figura 17a y 17b, con el modelo zonal no se podrían distinguir las dos situaciones ambientales planteadas hasta que el impacto alcanzase la zona control, lo cual es muy improbable que ocurriese al situarse muy lejos de la instalación.

Por último, señalar que la interpretación de los resultados del modelo espacial es autónoma, es decir, para interpretar los resultados no se necesitan controles externos nobles de difícil localización. Es la propia respuesta a lo largo del gradiente de exposición lo que informa sobre la existencia, dirección, alcance y evolución de una alteración del ecosistema.

Estado cero

En ambos casos –modelo zonal o gradual– es muy importante disponer de un estudio preciso sobre el estado cero o pre-operativo de las características biogeoquímicas de la zona. El estado cero es muy útil, pues supone disponer de una referencia relevante tanto para evaluar la idoneidad del sitio seleccionado como para la vigilancia ambiental futura. El estado cero debe ser caracterizado de la manera más minuciosa posible en cuanto al diseño y el esfuerzo de muestreo, así como al número de parámetros biogeoquímicos medidos.

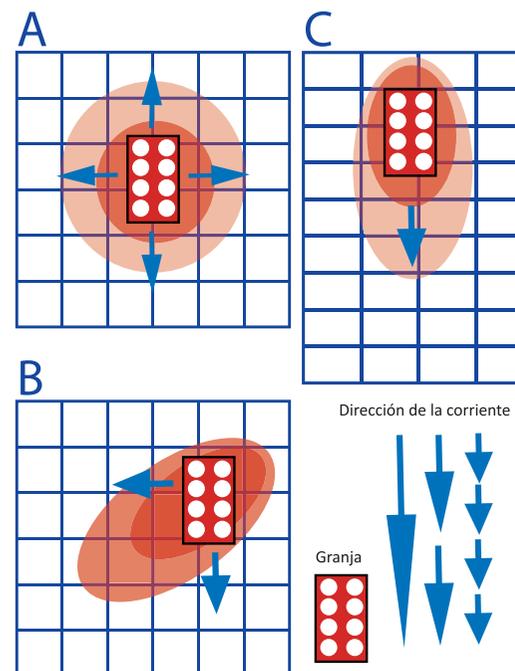


Figura 18. Diferentes opciones de diseño de la malla para la caracterización del estado cero. La malla se centra en la instalación si la dispersión fuera isotrópica (A); localización de la malla en una situación anisotrópica (B) y muy anisotrópica (C)

Situación	Corriente	Área de Impacto	Perímetro de muestreo	Desplazamiento de la red	Deformación de la red	Nº de Unidades de Muestreo
A	No dominante	Isotrópica	Cuadrado	Nulo	Nula	7x7= 49
B	Parcialmente dominante	Anisotrópica	Cuadrado	Moderado	Nula	7x7= 49
C	Muy dominante	Muy anisotrópica	Rectángulo	Alto	Alta	5x10=50

Para caracterizar el estado cero, el diseño de la red de muestreo más conveniente es aplicar una malla regular cuadrada lo suficientemente amplia como para abarcar el impacto potencial futuro en todas las direcciones. Si no se dispone de información fiable sobre las condiciones dispersivas de la localidad (i.e. velocidad y dirección de la corriente) la malla tomaría como referencia el centro de la instalación prevista; en caso contrario, se podría adaptar la malla al tipo de dispersión esperado (figura 18, Tabla 4). A medida que se vayan obteniendo resultados del PVA la malla del estudio cero se puede ir acomodando a la situación real, reduciendo o aumentando su tamaño, desplazándola o transformándola. El objetivo es ser más eficiente, consiguiendo una información más precisa con el menor esfuerzo de muestreo (figura 19).

La extensión de la red dependerá de la carga, de la capacidad dispersiva del medio y de la presencia o no de espacios sensibles en su cercanía. La densidad de la malla dependerá de la precisión requerida y de la variabilidad espacial de las condiciones del medio. Más adelante se sugiere que la cuadrícula o poro de la malla no debería ser superior a 70 m de lado, siendo conveniente tomar un número de unidades de muestreo mínimo ($n \approx 50$) para poder realizar un análisis espacial preciso de los resultados.

Los parámetros biogeoquímicos a determinar en cada UM del estado cero serán como mínimo los establecidos en la guía general de los PVA, para el tipo de fondo que le corresponda. Pero sería conveniente disponer de una información más elaborada ante futuras e imprevistas alteraciones. Por ejemplo, sería muy acertado estudiar la macrofauna bentónica de los fondos detríticos-sedimentarios y no solamente la comunidad de anélidos poliquetos seleccionada como comunidad indicadora para el PVA. Según el caso, podría ser aconsejable tomar medidas poblacionales de determinadas especies así como caracterizar adecuadamente todos los hábitats sensibles del entorno susceptibles de alteración a largo plazo. También sería apropiado analizar, en muestras de sedimentos y de determinados organismos, marcadores de impacto (e.g. concentraciones de contaminantes, señales isotópicas,...) para conocer su nivel de referencia y variabilidad espacial. Como no se puede analizar todo tipo de marcadores –estén relacionados con la actividad piscíco-

la u con otra existente o futura– la creación de un *Banco de Especímenes Ambientales* con el sobrante de las muestras recolectadas (e.g. macroalga, sedimento) durante el estudio cero podría ser muy útil a la hora de deslindar responsabilidades de contaminaciones futuras (Carralreira and Aboal, 2000).

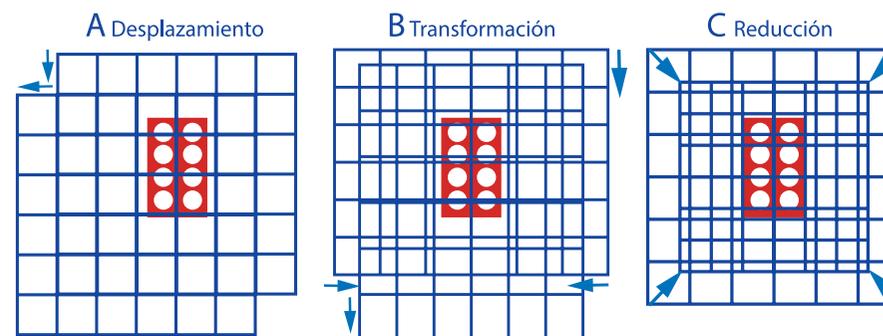


Figura 19. Ejemplos de relocalización de la malla utilizada para la caracterización del estado cero a medida que se obtiene información con el PVA: Desplazamiento (A), Transformación (B) y Reducción o Ampliación (C)

Escala temporal o periodicidad

La vigilancia ambiental es continuada desde que comienza la producción hasta un mínimo de tres años después del cese de la actividad, con el fin de conocer la evolución del medio durante la fase de producción, y también para determinar si, una vez abandonada la actividad por cualquier motivo, los fondos afectados se han recuperado o no. Esto último también es importante para la realización de pronósticos más ajustados en futuros EsIA.

Debido a la variabilidad temporal natural de las condiciones del medio y de la composición de las comunidades para que los resultados del PVA sean

comparables en el tiempo deben realizarse en determinadas épocas del año. Las variaciones estacionales de los impactos en el bentos están fundamentalmente relacionadas con la producción piscícola y con las variaciones de temperatura. En general, en las zonas templadas la mayor actividad se da en verano debido a las altas temperaturas del agua que aceleran su metabolismo, aumentando tanto la actividad bacteriana en la columna de agua como en los sedimentos, y el impacto ambiental es más severo. En el invierno la actividad disminuye y el fondo marino puede ir recuperando las condiciones iniciales (Holmer et al., 2004; Martí et al., 2005). En el caso de las granjas instaladas en la costa valenciana, aconsejan realizar al menos una vez al año los parámetros biológicos, mientras que para los abióticos consideran adecuado un análisis cuatrimestral. El muestreo temporal debe priorizar el momento de máximo impacto potencial que ocurre una vez finalizada la época de máxima actividad metabólica, preferentemente en la primera mitad del otoño. De esta forma, si las condiciones del ecosistema receptor son aceptables en esta época en mejores condiciones se hallará el resto del año, si no fuera así sería necesario intensificar el seguimiento temporal.

La periodicidad inicial para los distintos aspectos del PVA es:

- *Para la inspección visual de fondos, agua superficial y de redes:* periodicidad mínima trimestral. Ha de incluir los períodos de máxima y mínima producción de residuos.
- *Para el seguimiento de la columna de agua,* cuando sea necesario: periodicidad mínima trimestral. Incluirá los períodos de máxima y mínima producción de residuos.
- *Para el seguimiento de los fondos sedimentarios, fondos rocosos, fondos de maërl:* periodicidad mínima anual (período de máxima producción), y máxima semestral (máxima y mínima producción), dependiendo de la variable y del nivel de vigilancia que se aplique (ver más adelante el apartado de *Diseño adaptativo de la monitorización*).

Interpretación de los resultados

Modelo gradual

El muestreo para el análisis gradual distingue y mantiene las premisas del modelo zonal. Así, las UM tomadas dentro de la ZEP constituyen la muestra de la zona A, las UM tomadas a 50 m de las instalaciones constituyen la muestra de la zona B, y a partir del análisis espacial se podrán utilizar todas las UM no alteradas como componentes del control (zona C) o por defecto las tomadas a mayor distancia 400-500 m. De esta forma, para la interpretación de los resultados obtenidos se procedería de igual manera que se recoge para la propuesta zonal con la ventaja adicional de que el modelo gradual suministra una información complementaria valiosa a la hora de reafirmar o no la situación de impacto inferida. Además, ante la posible ausencia de un control válido para realizar un análisis estadístico adecuado, con la interpretación espacial al menos podremos relacionar cualitativamente la respuesta de cada variable con la distancia a la instalación (i.e. grado de exposición).

En el diseño del modelo gradual no se plantea hacer suposiciones sobre la dinámica y extensión del impacto más allá de cuestiones muy básicas como la dirección de las corrientes dominantes, la extensión del área afectada y su evolución temporal. A partir de las mediciones realizadas se puede elaborar una representación gráfica de la distribución de las variables en el área controlada. Dicha representación gráfica es la base de los principales atributos del método, puesto que permite:

- Analizar visualmente la extensión de la zona impactada y la anisotropía del proceso, es decir, las direcciones preferentes en las que se extiende la alteración.
- Confirmar la validez o no de las muestras consideradas como control.
- Observar las variaciones temporales de los impactos por comparación entre las representaciones gráficas obtenidas de muestreos sucesivos.

- Modificar el diseño del muestreo en función de los resultados obtenidos con el diseño original. Puede ser necesario aumentar el esfuerzo de muestreo dentro del área previamente seleccionada o ampliando esa área. Se puede desplazar o rotar la posición de las muestras para adaptarlas a la dirección en la que el impacto es más extenso, en caso de que exista anisotropía.

Hay que señalar que los resultados del modelo gradual son semicuantitativos, es decir, permiten comparaciones del grado de afectación de forma relativa entre partes del área de estudio. Es difícil realizar testes de hipótesis porque no hay realmente una hipótesis que contrastar. Un análisis espacial cuantitativo supondría ajustar los datos de cada variable bajo análisis a algún tipo de superficie de respuesta (*modelo espacial*). La superficie modelada será continua, así que cada punto dentro del campo de la función tiene un valor distinto al de los puntos próximos. Para distinguir una situación de impacto habría que hacer una serie de suposiciones sobre la distribución de los residuos (normales, homocedásticos) y fijar un umbral de diferencia que no tendrían una base experimental. Tampoco sabríamos elegir cual sería el mejor modelo pues no necesariamente tiene que tener la misma validez para todas las variables, en distintos escenarios o incluso para el mismo escenario podría cambiar a lo largo del tiempo. Los modelos ajustados en cada caso serían diferentes y cualquier comparación que hiciésemos así lo mostraría. Es posible encontrar una metodología adecuada al problema, pero requeriría de tiempo y esfuerzo investigador teórico y práctico, pues habría que ensayarla en un escenario real de nuestra costa antes de su validación. En todo caso, la aplicación de técnicas geoestadísticas más robustas son difícilmente asumibles desde una perspectiva económica en un plan de autovigilancia. Por ello, de momento se considera suficiente la implementación de un método esencialmente exploratorio y descriptivo, cuya solidez radica en la acumulación de evidencias espacio-temporales tocante a la intensidad y la extensión del impacto de la instalación.

Puesto que el análisis espacial es un método fundamentalmente descriptivo y exploratorio, las técnicas para analizar los datos obtenidos deben de tener también este carácter. En consecuencia, se propone como herramientas

adecuadas técnicas simples de representación gráfica de los datos. El método más simple consiste en la representación de los puntos de muestreo y de los valores de cada variable junto a ellos. El inconveniente de este método es que es difícil apreciar visualmente la distribución de los valores en la zona. Son más apropiados los gráficos de burbuja (*bubble plots*) que representan la variable con puntos de diámetros proporcionales al valor de ésta. Así, es fácil de apreciar visualmente la distribución espacial de los valores. No se recomienda utilizar mapas interpolados, *kriging* o técnicas similares. El número de muestras propuesto no permite crear redes muy densas por lo que la estimación del proceso de dispersión de contaminantes y de la extensión de los impactos es grosero. Generar mapas interpolados en estas condiciones crea una falsa sensación de precisión en las estimas. La varianza de las estimaciones suele ser muy alta y las predicciones poco fiables (Cressie, 1993; Webster and Oliver, 2007). Sin embargo, los gráficos simples muestran a la vez los datos y la densidad del muestreo, lo que es suficiente para estimar la cantidad de información de que se dispone. Cualquier programa de análisis estadístico que incluya un módulo de estadística espacial es adecuado para hacer representaciones de este tipo ya que son herramientas muy básicas (Pebesma and Biwand, 2005; Biwand et al., 2008). En los gráficos se debe incluir no sólo los puntos sino también los límites de las zonas A, B y C para poder interpretar correctamente los resultados. En este sentido sería mucho más recomendable la utilización de un sistema de información geográfica para realizar las representaciones. Esta herramienta también permite realizar gráficos de burbuja e incluir en la representación gráfica las zonas de protección, la línea de costa, la batimetría y la localización de zonas próximas que necesitan especial protección. Toda esta información describe y facilita la valoración del impacto que puede producir una granja instalada en un medio tan complejo como es la costa gallega (ver el ejemplo práctico recogido al final de este capítulo).

Modelo zonal: contraste de hipótesis

Para el diseño experimental contemplado en la guía estatal se propone el análisis de la varianza (ANOVA) como procedimiento estadístico a aplicar.

En este caso se plantean tres zonas A (ZEP), B y Control. También se puede plantear la hipótesis nula de que los valores de las variables seleccionadas no varían entre las diferentes distancias muestreadas en el gradiente ambiental.

Hemos de señalar que los procedimientos estadísticos empleados dependerán de la distribución y homocedasticidad de las variables estudiadas. Así, cuando estas se distribuyan de manera normal o se puedan normalizar mediante alguna transformación se recomienda la aplicación de un análisis de varianza (ANOVA). Cuando las distribuciones no sean normales se recomienda el empleo de un test de Kruskal-Wallis. Se recomienda el empleo de un test de Shapiro-Wilk para comprobar la normalidad de las variables estudiadas. Para la comprobación de la homocedasticidad se recomienda el test de Levene.

Dependiendo de la existencia de zonas de refuerzo o no se emplearán modelos de ANOVA asimétricos o simétricos respectivamente. Sin embargo, estos modelos de ANOVA asimétrico son complejos a la vez que controvertidos, habiendo opiniones contrapuestas en el ámbito científico respecto a la idoneidad de su aplicación.

Para primar la sencillez del PVA se plantea la aplicación de estos test con diferentes niveles dependiendo del número de zonas consideradas. En el ejemplo expuesto se pueden considerar 3 o 5 zona ($i=3$ o 5 para el factor Z_i de carácter fijo). Tres zonas serían: ZEP (zona A), 50 m (zona B) y 400-500 m (zona C) y si consideramos todos los tramos del gradiente planteado serían cinco zonas: zona ZEP, 50 m (zona B), 100-125 m, 200-250 m y 400-500 m (zona C).

La hipótesis nula se puede modificar incluyendo los diferentes muestreos realizados. En este caso se formularía como que las variaciones a lo largo del tiempo en las distintas zonas son iguales. Es posible incluir, en el caso de las ANOVA, un factor tiempo en forma de campañas de muestreo (T_j) de carácter aleatorio, siendo j = número de campañas realizadas hasta el momento. El test *post hoc* de Student-Newman-Keuls (SNK) junto con la

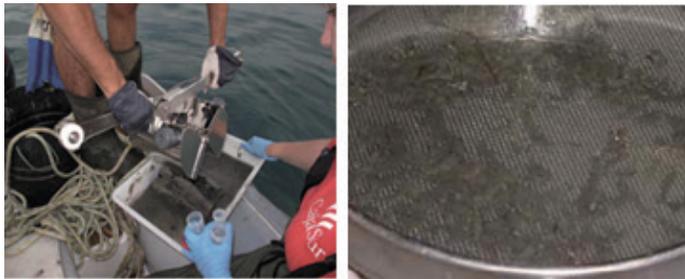
representación gráfica de la media de las variables en cada zona a lo largo del tiempo, nos ayudará a identificar donde se producen las diferencias significativas. En el caso de que las variables no se distribuyan normalmente se recomienda el empleo de un test de Friedman de manera análoga.

La interpretación estadística de los análisis temporales puede ser espinosa. Hay que tener en cuenta que el estado de la zona de control es variable en el tiempo, aunque independiente del impacto que esté produciendo la instalación. Esta variación puede tener influencia en el resultado del análisis estadístico y en su interpretación, ya que puede amplificar o reducir las diferencias entre la zona impactada y la zona control. En consecuencia, se podrá afirmar que la instalación produce un impacto negativo en su entorno no sólo cuando los análisis estadísticos indiquen ese impacto durante varios años seguidos, sino también cuando se observe una tendencia regresiva del ecosistema a lo largo de los años aun cuando los análisis estadísticos no sean concluyentes en todos ellos. En ambas situaciones la administración podría tomar la decisión del cierre de la instalación o las medidas que considere oportunas para evitar el impacto.

Por otro lado, se recomienda el tratamiento univariante de los datos. Por esta razón algunas variables multivariantes deberán de ser analizadas mediante el empleo de índices. Por ejemplo, el poblamiento de poliquetos es multivariante, al estar compuesto en su conjunto por las abundancias de las distintas familias, cada una de las cuales podría ser considerada como una variable independiente. No obstante, se puede calcular una combinación de abundancias relativas de las diferentes familias, un índice que redujese toda esta información a un único valor numérico (e.g. índices de diversidad y equitatividad específica, como el índice de Shannon-Wiener o de equidad de Pielou). No obstante, los datos podrán ser tratados mediante análisis multivariante de la varianza con permutaciones (PERMANOVA), siendo los factores e hipótesis las mismas que para el tratamiento univariante. Se acompaña de un escalado multidimensional (MDS) de la abundancia de las distintas familias por zonas y campañas para visualizar la ordenación espacial de las zonas a lo largo del tiempo, y un test de similaridad (SIMPER) entre zonas también con el tiempo.

“ Dada la variabilidad de situaciones ambientales en las que se colocarían las instalaciones y la variabilidad de las características de las propias instalaciones, no se puede recomendar un procedimiento estadístico que detalle el número, distribución, etc. de las muestras que sea válido para todos los casos. Esto no impide que se pueda diseñar un sistema de control adaptado a cada instalación que permita extraer conclusiones estadísticamente robustas y válidas. En cualquier caso, el órgano de la administración competente deberá resolver sobre la calidad de estos diseños y de los informes que se deriven de ellos. Es necesario recordar que son planes de autovigilancia ambiental, es decir, deben ser realizados por profesionales competentes en la materia bajo la responsabilidad del acuicultor y que la administración puede auditar en cualquier momento.”

Ejemplo de cálculo del impacto de una hipotética piscifactoría marina empleando la variable de estado del sedimento (anélidos poliquetos)



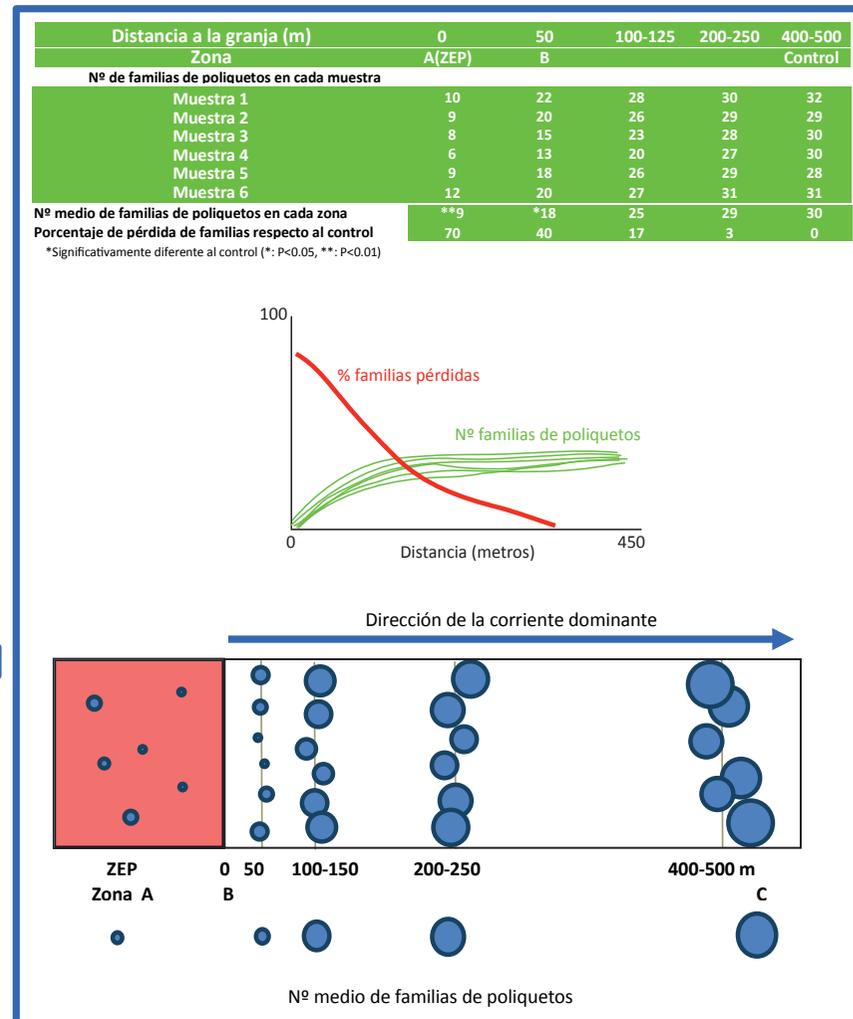
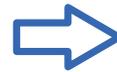
Toma de muestras del sedimento y separación de los anélidos.

Clasificación

Distancia a la granja (m)	0	50	100-125	200-250	400-500
MUY GRAVE	>75	>50	>25	<25	control
GRAVE	>75	25-50	<25	<25	control
MODERADO	50-75	25-50	<25	<25	control
LIGERO	25-50	<25	<25	<25	control
LEVE O NULO	<25	<25	<25	<25	control

En este caso el Impacto ambiental originado por la piscifactoría -en función de la pérdida (%) de familias de poliquetos respecto al control- sería MODERADO, según la clasificación siguiente:

Se considera que hasta un 20-25% de cambio puede ser atribuible a errores de muestreo, cambios naturales, heterogeneidad espacial...



Normas de calidad ambiental (NCA)

(Foto. Dr. Javier Cremades Ugarte)



Dependiendo de si establecemos niveles de las variables seleccionadas que no se deben superar, o si lo que se pretende es conocer la evolución del comportamiento de estas variables a lo largo del tiempo, los criterios para establecer los estándares de calidad pueden ser:

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

NCA para sistema bentónico

NCA para las variables de fondos detrítico-sedimentarios

Puesto que en los objetivos de calidad se considera la evolución de la ZEP (zona A) y de su periferia (zona B a 50 m), los NCA se formulan para ambas zonas.

Variable de estado

- Poblamiento infaunal de poliquetos (tamaño del tamiz = 1 mm; capa superficial = 0-6 cm; nivel de identificación taxonómico= familia).

NCA para la zona A (ZEP):

- Nº de familias de poliquetos admitido $\geq 25\%$ del control o el estado de referencia.
- Comparación de la evolución en el tiempo del poblamiento de poliquetos entre la zona ZEP y el control o el estado de referencia. Mediante un test estadístico adecuado se contrastará la hipótesis de que no

existen diferencias significativas. Disimilitud promedio entre la zona A y la zona control o el estado de referencia $< 75\%$.

NCA para la zona B (a 50 m entorno a la ZEP):

- Nº de familias $\geq 50\%$ del control o el estado de referencia.
- Comparación de la evolución en el tiempo del poblamiento de poliquetos entre las zonas A y B, y ambas frente al control o el estado de referencia. Mediante un test estadístico adecuado se contrastará la hipótesis de que no existen diferencias significativas. Disimilitud promedio entre la zona B y el control o el estado de referencia $< 50\%$.

Variables explicativas

Las NCA para las variables explicativas principales son:

* Granulometría (FF)

La fracción fina (FF) del sedimento ($< 63 \mu\text{m}$) se contempla como una variable descriptora del sistema. Su monitorización es necesaria pues ayuda a la interpretación de las demás variables del sedimento. No obstante, dada la influencia de las jaulas flotantes sobre el hidrodinamismo local y sobre la dinámica sedimentaria, sería posible que en la ZEP se produjese un incremento de la fracción más fina del sedimento (Beveridge, 1984). La inspección visual tendrá la misión preventiva de mostrarnos indicios de enfangamiento. Puesto que la variabilidad espacial de la fracción más fina del sedimento es elevada (en general, para cualquier descriptor del sedimento la variabilidad es alta) y de manera natural podemos encontrar zonas con proporciones desde muy altas a muy bajas, establecer NCA en base a valores críticos o intervalos de confianza resultaría poco fiable, luego estas se establecen por comparación con el control o con el estado de referencia.

NCA para la zona A (ZEP):

- No se debe producir un incremento del enfangamiento notorio de los sedimentos perceptible mediante inspección visual. De producirse, habrá que aumentar la frecuencia de seguimiento de esta variable.
- Comparación de la evolución en el tiempo de esta variable entre la ZEP y el control o el estado de referencia. Mediante un test estadístico adecuado se contrastará la hipótesis de que no existen diferencias significativas. El rechazo de la H_0 junto con un incremento de la FF > 50% del control o del estado de referencia puede suponer actuaciones administrativas y de gestión como la reubicación de las instalaciones, dimensionamiento de unidades de producción o disminución de la producción.

NCA para la zona B (entorno ZEP):

- No se debe producir un incremento del enfangamiento de los sedimentos perceptible mediante inspección visual. De producirse, habrá que aumentar la frecuencia de seguimiento de esta variable.
- Comparación de la evolución en el tiempo de esta variable entre las zonas A y B, y ambas frente al control o el estado de referencia. Mediante un test estadístico adecuado se contrastará la hipótesis de que no existen diferencias significativas. El rechazo de la H_0 junto con un incremento de la FF > 25% del control o del estado de referencia puede suponer la aplicación de medidas administrativas como el replanteamiento de las dimensiones de la concesión.

– **pH y potencial redox (Eh)**

NCA para la zona A:

- Valores promedio admitidos de pH dentro del intervalo 7.0 – 9.0, y de Eh no inferiores (más electronegativos) a -200 mV, medidos a 2 cm del interior de sedimento.

NCA para la zona B:

- Valores promedio admitidos de pH dentro del intervalo 7.5 – 8.5, y de Eh dentro del intervalo -50 a -100 mV.
- En caso de que la región de explotación de la acuicultura se sitúe en un ambiente que naturalmente tenga una gran carga de materia orgánica se planteará un contraste de hipótesis de tal forma que el pH y Eh en la zona de influencia no deba ser significativamente diferente del control o del estado de referencia y en la ZEP se produzca una reducción entre -50 y -100 mV.

– **Señal isotópica de ^{15}N ($\delta^{15}\text{N}$)**

NCA para la zona A:

- Valores promedio de $\delta^{15}\text{N}$ admitidos hasta un 6‰ o que no superen en más de 4 unidades (‰) la señal del control o del estado de referencia.

NCA para la zona B:

- Valores promedio de $\delta^{15}\text{N}$ admitidos que no superen en más de 2 unidades (‰) a los valores promedio del control o del estado de referencia¹.

Las NCA para las variables explicativas complementarias son:

– **Sulfuros libres totales (TFS)**

Las NCA establecidas se basan en los resultados obtenidos en el estudio piloto (JACUMAR 2008-2010) y en los límites propuestos por Hargrave et al. (2008b) (ver Figura 6).

¹ La norma sobre que la variabilidad natural entre zonas limpias próximas es inferior a la unidad (‰) se basa en estudios realizados en nuestras rías por el Grupo Ecotox-USC.

NCA para la zona A:

- Valores promedio de TFS normales admitidos deben ser $< 3000 \mu\text{M}$ (promedio de todas las réplicas; no se admiten más de 3 muestras $> 5000 \mu\text{M}$).
- Valores promedio de TFS de $3000 - 5000 \mu\text{M}$ implican un incremento en la frecuencia de seguimiento de TFS y del poblamiento infaunal de poliquetos.
- Valores promedio de TFS $> 5000 \mu\text{M}$ (valores intolerables en zona A) implican actuaciones administrativas y de gestión como la reubicación de las instalaciones y/o disminución de la producción.
- Comparación de la evolución en el tiempo de esta variable entre las zonas A y C. Mediante un test estadístico adecuado se contrastará la hipótesis de que no existen diferencias significativas.

NCA para la zona B:

- Valores de TFS admitidos como máximo 50% superiores al control o estado de referencia.
- Valores promedio de TFS $> 50\%$ del valor control o estado de referencia implican un incremento en la frecuencia de seguimiento del poblamiento infaunal de poliquetos. La superación de esta NCA puede llegar a suponer la aplicación de medidas administrativas como el replanteamiento de las dimensiones de la concesión.
- Valores promedio de TFS $> 3000 \mu\text{M}$ (valores intolerables en zona B) implicarían actuaciones administrativas y de gestión como la reubicación de las instalaciones o disminución de la producción.
- Comparación de la evolución en el tiempo de esta variable entre las zonas A y B, y ambas frente al control o estado de referencia median-

te un test estadístico adecuado se contrastará la hipótesis de que no existen diferencias significativas.

– Contenido en materia orgánica (MO)

NCA para la zona A:

- Valores promedio admitidos de MO como máximo 50% superiores al promedio de valores control o estado de referencia.
- Comparación de la evolución en el tiempo de esta variable entre las zonas A y C. Mediante un test estadístico adecuado se contrastará la hipótesis de que no existen diferencias significativas.

NCA para la zona B:

- Valores promedio admitidos de MO similares a los valores promedio del control o estado de referencia.
- Comparación de la evolución en el tiempo de esta variable entre las zonas A y B, y ambas frente control o estado de referencia. Mediante un test estadístico adecuado se contrastará la hipótesis de que no existen diferencias significativas.

NCA para las variables de poblaciones y comunidades sensibles o de alto valor ecológico

Como se indicó en la selección de variables en la vigilancia de poblaciones y comunidades sensibles o de alto valor ecológico se utilizará la señal isotópica $\delta^{15}\text{N}$ como marcador temprano de exposición. En estos casos se considera que:

- Los valores promedio de $\delta^{15}\text{N}$ admitidos serán equivalentes a los valores promedio del control o del estado de referencia. Un incremento

medio significativo superior a 1 unidad (‰) de la señal isotópica del control o del estado de referencia supone la intensificación de la vigilancia con los parámetros especificados para cada caso.

Fondos de maërl

Las instalaciones deben estar lo suficientemente alejadas de estas biocenosis, pero dada la importancia ecológica y el estatus de protección, los fondos de maërl que se encuentren en el entorno de las granjas deben estar sujetos a seguimiento, especialmente cuando varios focos se concentran en una misma zona y pudieran darse efectos aditivos. Puesto que la emisión de residuos, especialmente los de tipo disuelto, se lleva a cabo de forma continuada, las comunidades distantes pueden estar recibiendo el aporte de pequeñas cantidades de nutrientes derivados del cultivo pero de forma crónica. Este tipo de impacto crónico difuso no se encuentra tan bien caracterizado como las modificaciones directas. Obviamente, los fondos de maërl nunca podrían estar localizados ni en la ZEP ni en su entorno inmediato (zona B), luego las NCA propuestas son únicas:

- Comparación de la evolución en el tiempo de los parámetros establecidos (señal isotópica $\delta^{15}\text{N}$; relación biomasa/tanatomasa de algas calcáreas) entre la zona más próxima a las instalaciones y el control o estado de referencia si los hubiese. Mediante un test estadístico adecuado se contrastará la hipótesis de que no existen diferencias significativas.

Praderas de fanerógamas marinas

En Galicia es poco probable que las instalaciones puedan estar lo suficientemente cerca de estas biocenosis típicas de fondos de ría, pero dada la elevada importancia ecológica y su estatus de protección, las praderas de fanerógamas marinas que se encuentren relativamente cerca de las granjas deben estar sujetas a seguimiento, especialmente

cuando varios focos se concentran en una misma zona y pudieran darse efectos aditivos. No obstante, cuando se tengan sospechas fundadas de que pueden recibir impactos difusos (una correcta evaluación previa del impacto ambiental debe ponerlo o no de manifiesto), es preceptiva su monitorización por los mismos motivos expuestos anteriormente para los fondos de maërl. Obviamente, estas comunidades nunca podrían estar localizadas ni en la ZEP ni en su entorno inmediato (zona B), luego las NCA propuestas son únicas:

- Comparación de la evolución en el tiempo de los parámetros establecidos (señal isotópica $\delta^{15}\text{N}$ en haces; densidad global de haces) entre la zona de la pradera más próxima a las instalaciones y el estado de referencia o el control. Mediante un test estadístico adecuado se contrastará la hipótesis de que no existen diferencias significativas.
- No obstante, en las instalaciones que se encuentren en las masas de agua descritas por la tabla 45 del Orden ARM/2656/2008 se utilizarán los indicadores que se describen en la misma.

Fondos rocosos

Las instalaciones deben estar lo suficientemente alejadas de estas biocenosis sublitorales y, respecto a las intermareales en la costa de Galicia, la distancia mínima será de 500 m, pero si se encontrara en el entorno de las granjas alguna especie o comunidad con importancia ecológica singular o con algún estatus de protección, deben estar sujetas a seguimiento, especialmente cuando varios focos se concentran en una misma zona y pudieran darse efectos aditivos. Además, cuando se tengan sospechas fundadas de que pueden recibir un impacto crónico difuso (una correcta EIA debería ponerlo de manifiesto), es preceptiva su monitorización por los mismos motivos expuestos anteriormente para los fondos de maërl. Obviamente, estas comunidades nunca podrían estar localizadas ni en la ZEP ni en la zona B, luego las NCA son únicas:

- Comparación de la evolución en el tiempo de los parámetros establecidos (señal isotópica $\delta^{15}\text{N}$; abundancia de macroalgas oportunistas; características poblacionales de la macroalga clave o de cualquier especie protegida) entre la zona más próxima a las instalaciones y zonas control. Mediante un test estadístico adecuado se contrastará la hipótesis de que no existen diferencias significativas.

NCA para el sistema pelágico

No se esperan cambios significativos en este tipo de variables salvo en situaciones muy excepcionales. En cuanto a salinidad y temperatura, los valores de referencia son los establecidos para cada una de las masas de agua, no obstante en ausencia de tales estudios, podrá considerarse como límite MUY BUENO/BUENO el valor correspondiente a una desviación < 15% respecto a las condiciones de referencia y como límite BUENO/MODERADO el correspondiente a una desviación < 25%, como recoge la Orden ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica.

– Contenido en clorofila-a (*Chl-a*)

NCA para la zona A:

- Valores de *Chl-a* (utilizando el percentil 90 según lo descrito en la legislación actual, ver tabla 18 de la Orden ARM/2656/2008) admitidos según lo que señale el valor indicativo del máximo estacional para cada tipología de masa de agua. Para este parámetro se utilizará el valor indicativo del máximo estacional, para cada tipo de masa de agua donde se encuentren las instalaciones y a los valores de condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado ecológico de los indicadores de los elementos de calidad de aguas costeras establecidos por el anexo III, tabla 45 de la Orden ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica.

NCA para la zona B:

- Valores promedio de *Chl-a* admitidos hasta un 25% distinto de los de zonas control pero sin superar el límite bueno/moderado de indicador *Chl-a* establecidos por el anexo III, tabla 45 de la Orden ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica.

– Oxígeno disuelto y turbidez

NCA para la zona A:

- Valores de oxígeno disuelto siempre >70% de saturación.
- Valores de turbidez nunca superiores a 4 NTU. No obstante, se puede admitir que no existan diferencias significativas para ZixTj. El rechazo de la H_0 junto con un incremento de la turbidez de un 50%.

Tomando como referencia los valores promedios de una masa de agua costera modificada (tabla 45 de la Orden ARM/2656/2008).

NCA para la zona B:

- Valores hasta un 25% distinto del control.

NCA para sustancias prioritarias y para otros contaminantes, así como sustancias preferentes

Las NCA son las establecidas por el Real Decreto 60/2011, se entienden como normas mínimas y serán de aplicación a todas las aguas superficiales definidas en el artículo 3. Las NCA se expresan como concentración de un determinado contaminante o grupo de contaminantes en el agua, los sedimentos o la biota, que no debe superarse en aras de la protección de la salud humana y el medio ambiente. Este umbral puede expresarse como Concentración Máxima Admi-

sible (NCA-CMA) o como Media Anual (NCA-MA). Ver anexos I y II del Real Decreto 60/2011 para mayor detalle de las sustancias referidas anteriormente.

Cuando no se disponga de referencia sobre algún contaminante en biota o medio para su interpretación es conveniente hacer uso del concepto

de Factor de Contaminación (FC) anteriormente explicado. En general, se considera que la situación es Normal, Admisible o Inadmisible si el FC obtenido es < 2 , $2-5$ o > 5 veces el Nivel de referencia respectivamente.

Diseño adaptativo de la monitorización

Tomado de Aguado et al. 2013



Los PVA son herramientas dinámicas que se deben adaptar a las circunstancias, conforme a la magnitud de las modificaciones (intensidad y escala espacial), a los compartimentos afectados y a la adquisición paulatina de información acerca de la evolución del medio receptor.

Diversos factores determinan la intensidad y escala espacial de los impactos y, por tanto, la intensidad de la vigilancia necesaria, tales como la producción anual autorizada ($t.año^{-1}$, biomasa en stock. $año^{-1}$, etc.), la proximidad entre granjas (efectos sinérgicos), las condiciones dispersivas de la zona (profundidad y corrientes) o la proximidad de comunidades sensibles o de alto valor ecológico.

Anteriormente se comentó de manera reiterada la importancia que tiene una buena selección del sitio como herramienta para la minimización del impacto ambiental derivado de los cultivos marinos, sobre todo si estos se instalan en la costa. Precisamente, los principales motivos para desplazar los cultivos en jaulas flotantes a zonas en mar abierto era evitar las interacciones con otros usos del litoral y favorecer la dilución o la dispersión de los residuos. Todo esto ha supuesto cierta uniformidad relativa en cuanto a la relación de la actividad con el entorno en que se desarrolla: fondos sedimentarios como principal compartimento del medio que va a verse influenciado; poco probable afección de la calidad del agua; alejamiento de comunidades sensibles; zonas de cultivo en profundidades normalmente superiores a 30 m con corrientes raramente inferiores a 10 cm.s^{-1} ; suficiente distancia entre el suelo del copo y el fondo marino. Es decir, en mar abierto la consideración más destacable para diferenciar unas granjas marinas de otras es la producción anual autorizada ($t.año^{-1}$), lo cual facilita la tipificación de las granjas a la hora de asignar distintos niveles de impacto y de vigilancia. Por el contrario, ya hemos visto que la instalación en la costa de Galicia supone:

- Que los fondos sedimentarios y los rocosos infralitorales por su proximidad a las instalaciones pueden compartir el riesgo de perturbación.
- Que sea más difícil encontrar un sitio alejado de comunidades y poblaciones sensibles o evitar las interacciones con otros usos del litoral.

- Que sean escasas las localizaciones relativamente protegidas con buenas profundidades ($> 30\text{m}$), y con direcciones y velocidades medias de las corrientes adecuadas ($> 5\text{ cm.s}^{-1}$).

La vigilancia ambiental de este tipo de instalaciones en la costa, especialmente dentro de las rías, requiere de más atención y cuidado que las instaladas en mar abierto. Por ello, es necesario:

- Diseñar PVA ajustados a las peculiaridades de cada localidad.
- Realizar un mayor esfuerzo en el seguimiento, sobre todo los primeros años hasta la estabilización de la producción.
- Rediseñar el PVA a medida que se vaya obteniendo información más precisa sobre las respuestas del medio receptor.
- Tomar las medidas preventivas necesarias para evitar impactos acumulativos, posibles efectos sinérgicos que pudieran darse, e interacciones con otros usos.

Teniendo en cuenta estas consideraciones la producción anual media autorizada ($t.año^{-1}$) ha de ser, inicialmente, claramente inferior en la costa que en mar abierto. Solamente a medida que se vaya certificando la ausencia de alteraciones ambientales se podrá ir autorizando un incremento progresivo de la carga piscícola.

Niveles de impacto

Se establecen distintos niveles de impacto que están determinados por la producción anual autorizada o la proximidad entre granjas. Para ello, se ha tenido en cuenta la casuística de las instalaciones de cultivos en jaulas en el litoral español, en función de la producción anual autorizada:

Nivel de impacto	Producción anual autorizada	Tm/año	Nivel de vigilancia
I.1	BAJA	< 500	V.1
I.2	MEDIA	500 – 1500	V.2
I.3	ALTA	> 1500	V.3

Dentro de cada nivel de impacto previsto es necesario diferenciar casos especiales en función de la proximidad entre granjas, dado que pudieran darse efectos aditivos o sinérgicos. Así, en polígonos acuícolas con dos o más granjas que estén lo suficientemente próximas el seguimiento ha de realizarse considerando estas granjas como una única unidad (aditivo), aumentando la escala espacial de la vigilancia y con idénticos estándares de calidad. Frente a la posibilidad de efectos sinérgicos por una producción anual autorizada excepcionalmente alta para la zona, a los seguimientos individuales o colectivos hay que añadir un estudio de sinergias y valorar si el área acumulada de afección es o no asumible.

Nivel de impacto I.1. Aplicable a granjas con producción < 500 Tm.año ⁻¹							
Caracteres	Tipo de ecosistema receptor					Inspección visual	Análisis de contaminantes ^h
	Fondos detrítico – sedimentarios	Fondos rocosos ^f	Fondos de maërl ^f	Praderas de fanerógamas ^f	Sistema pelágico		
Distancia (m): - mínima - vigilancia		> 500 < 600	> 500 < 600	> 500 < 600			
Zonas	A y transectos				A, B		
Puntos de muestreo	≥5	Hábitat -afectado = 4 -control = 4	Hábitat -afectado = 4 -control = 4	Hábitat -afectado = 4 -control = 4	A = 1 (centro) B = 2 (proa y popa)		
Réplicas	1	3	3	3	Perfil = 3 ^e		
VARIABLES explicativas	FF pH Eh δ ¹⁵ N	δ ¹⁵ N	δ ¹⁵ N	δ ¹⁵ N	Oxígeno Temperatura Salinidad Transparencia Clorofila-a	Zonas: A, B Transectos videográficos	Por defecto ningún control
Periodicidad anual (T)	Zona A: T = 4 Transectos: T = 4	T = 2 ^a	T = 2 ^a	T = 2 ^a	T = 4 ^g	T = 4	
Variable estado	Poblamiento infaunal de poliquetos	Abundancia macroalgas oportunistas ^{c,d}	Ratio Biomasa / Tanatomasa	Densidad global de heces			
Periodicidad anual (T)	Zona A = 2 ^a Transectos = 1 ^b	T = 1 ^b Solo cuando se incumpla la NCA para δ ¹⁵ N	T = 1 ^b Solo cuando se incumpla la NCA para δ ¹⁵ N	T = 1 ^b Solo cuando se incumpla la NCA para δ ¹⁵ N			

^a Época de máxima y mínima producción
^b Época de máxima producción
^c Máximo estacional
^d Un incremento significativo de la abundancia supondría la vigilancia de otras variables de estado, como: estudio poblacional de la macroalga clave o el estudio de la composición y estructura de la comunidad y aumentar la periodicidad a T = 1.
^e Perfil: Se tomaran las muestras de agua a 1m de la superficie y del fondo y en el medio de la columna de agua.
^f Aunque por defecto deberán encontrarse como mínimo a 500 m, la vigilancia se realizará en el caso de que se encuentren a menos de 600m.
^g La temporalidad se refiere a la Clorofila-a, pues el resto de parámetros será rutinaria.
^h El diseño del control se ajustará a cada caso particular, supervisado por la administración responsable, quien determinará: cuales contaminantes analizar, en que organismos o medios, en que zonas (zona A, transectos y/o en los ecosistemas potencialmente afectados), como se localizarán las UM, el número de réplicas, etc.

Tabla 5. Resumen del nivel de vigilancia V.1

Niveles de vigilancia

Cada nivel de impacto lleva asociado un nivel de vigilancia de partida. Los niveles de vigilancia pueden incrementarse o disminuirse en función del grado de cumplimiento de las normas de calidad y de la aparición o desaparición de perturbaciones no deseadas, en definitiva, de la evolución del medio. Para cada compartimento se establecen los niveles de vigilancia, indicando para cada variable a medir: periodicidad de los muestreos (T), zonas o transectos de muestreo (Z) y unidades de muestreo (n) a tomar en cada Z. Todos los niveles de vigilancia incluyen la inspección visual de los fondos conforme se recoge en el apartado de *variables de vigilancia visual*. La adaptabilidad del PVA se llevará a cabo manejando el número de variables a incluir, el número de réplicas y la periodicidad. El número de partida de UM en cada nivel de vigilancia se considera como el mínimo admisible, luego su valor nunca disminuye en el proceso de adaptabilidad.

Para las granjas que ya han alcanzado su producción anual autorizada de forma sostenida, la administración competente deberá realizar una evaluación tanto de las metodologías y del diseño experimental desarrollado en los PVA, como de los resultados. Aquellas instalaciones cuyos PVA se hayan realizado con unas garantías mínimas de rigurosidad y que manifiesten una integración aceptable con su entorno, se les aplicará el *nivel de vigilancia de partida* correspondiente a su producción anual autorizada. En caso contrario, dichas instalaciones deberán someterse a una auditoría externa para determinar un nivel de vigilancia acorde a sus circunstancias.

A continuación se muestran los niveles de vigilancia de partida, que son los mínimos, de tal forma que si el PVA recoge “refuerzos” de muestreo han de ser considerados de igual forma. En las tablas 5, 6 y 7 se resumen las características de los 3 niveles de vigilancia.

Nivel de vigilancia V.1.

Aplicable al nivel de impacto I.1 correspondiente a granjas con producción anual autorizada media: <500 t.año⁻¹.

Fondos detrítico-sedimentarios

- Puntos de muestreo: ≥ 5 por zona o transecto

Variable de estado: poblamiento infaunal de poliquetos

- Zona A
 - Periodicidad: semestral (T = 2) época de máxima y mínima producción
- Transectos
 - Periodicidad: anual (T=1) época de máxima producción

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

- Zona A y transectos
- Periodicidad: trimestral (T = 4)

Fondos rocosos

Aunque por defecto deberán encontrarse como mínimo a 500 m, en el caso de que se encuentren a menos de 600 m el nivel de vigilancia será:

- Puntos de muestreo (S) por hábitat potencialmente afectado: 4 (localizados a la distancia menor de la granja y equi-espaciados a lo ancho del frente)
- Puntos de muestreo por fondo control: 4
- Réplicas por S: n = 3.

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

- Periodicidad: semestral (T=2) época de máxima y mínima producción

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

- Periodicidad: anual (T=1). Solo cuando se incumpla la NCA dada para la $\delta^{15}N$

Un incremento significativo de la abundancia de macroalgas oportunistas supondría la vigilancia de otras variables de estado, como:

- Estudio poblacional de la macroalga clave
- Estudio de la composición y estructura de la comunidad
- Periodicidad: anual (T=1)

Fondos de maërl

En el caso de que se encuentren a menos de 600 m, aunque por defecto deberán encontrarse como mínimo a 500 m, el nivel de vigilancia será:

- Puntos de muestreo (S) por fondo potencialmente afectado: 4 (localizados a la distancia menor de la granja y equi-espaciados a lo ancho del frente)
- Puntos de muestreo (S) por fondo control: 4
- Réplicas por S: n=3

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

- Periodicidad: semestral (T=2) época de máxima y mínima producción

Variable de estado: relación biomasa / tanatomasa por unidad de superficie de algas calcáreas

- Periodicidad: anual (T=1) en la época de máxima producción. Solo cuando se incumpla la NCA dada para la $\delta^{15}N$.

Praderas de fanerógamas

En el caso de que se encuentren a menos de 600 m, aunque por defecto deberán encontrarse como mínimo a 500 m, el nivel de vigilancia será:

- Puntos de muestreo (S) por pradera potencialmente afectada: 4 (localizados a la distancia menor de la granja y equi-espaciados a lo ancho del frente)
- Puntos de muestreo (S) por fondo control: 4
- Réplicas por S: n=3

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

- Periodicidad: semestral (T=2) época de máxima y mínima producción

Variable de estado: densidad global de haces

- Periodicidad: anual (T=1) época de máxima producción. Solo cuando se incumpla la NCA dada para la $\delta^{15}N$

Sistema pelágico: columna de agua

Se recomienda el control rutinario de oxígeno, temperatura, salinidad y transparencia mediante disco Secchi en la explotación y temporal (T>4) de la clorofila-a.

- Zonas: A y B

- Puntos de muestreo por zona o transecto: mínimo 1 en el centro de la zona A y 2 (proa y popa) en la zona B.
- En cada zona: como mínimo un perfil (n = 3) a 1 m de la superficie y del fondo, y a la profundidad media.

Inspección visual: estado de los fondos y aguas superficiales

- Zonas: A y B
- Periodicidad: trimestral (T = 4)
- Método: transectos video-gráficos (ver Figura 13).

Análisis de contaminantes

Por defecto no se realizará ninguna vigilancia. Si en algún momento surgieran sospechas sobre algún tipo de contaminación el diseño del programa de vigilancia se ajustará al caso particular, supervisado por la administración responsable, quien determinará: qué contaminantes analizar, en qué organismos o medios, en qué zonas (zona A, B, transectos y/o en los ecosistemas potencialmente afectados), cómo se localizarán las UM, cuál será el número de réplicas, etc.

Nivel de vigilancia V.2.

Aplicable al nivel de impacto I.2 correspondiente a granjas con producción anual autorizada media: 500 – 1500 t.año⁻¹ en granja individual o grupo.

Fondos detrítico-sedimentarios

- Puntos de muestreo: ≥ 7 por zona o transecto

Variable de estado: poblamiento infaunal de poliquetos

- Zona A
 - Periodicidad: trimestral (T = 4) incluye las épocas de máxima y mínima producción
- Transectos
 - Periodicidad: anual (T = 1) época de máxima producción

Variables explicativas: FF, pH-Eh y δ¹⁵N

- Zona A y transectos
 - Periodicidad: trimestral (T = 4)

Fondos rocosos

En el caso de que se encuentren a menos de 1000 m, aunque por defecto deberán encontrarse como mínimo a 750 m, el nivel de vigilancia será:

- Puntos de muestreo (S) por hábitat potencialmente afectado: 5 (localizados a la distancia menor de la granja y equi-espaciados a lo ancho del frente)
- Puntos de muestreo por fondo control: 5
- Réplicas por S: n = 3

Variable explicativa: δ¹⁵N

- Periodicidad: semestral (T = 2) época de máxima y mínima producción

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

- Periodicidad: anual (T=1). Solo cuando se incumpla la NCA dada para la $\delta^{15}N$

Un incremento significativo de la abundancia de macroalgas oportunistas supondría la vigilancia de otras variables de estado, como:

- Estudio poblacional de la macroalga clave
- Estudio de la composición y estructura de la comunidad
- Periodicidad: anual (T=1)

Fondos de maërl

En el caso de que se encuentren a menos de 1000 m, aunque por defecto deberán encontrarse como mínimo a 750 m, el nivel de vigilancia será:

- Puntos de muestreo (S) por fondo potencialmente afectado: 5 (localizados a la distancia menor de la granja y equi-espaciados a lo ancho del frente)
- Puntos de muestreo (S) por fondo control: 5
- Réplicas por S: n=3

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

- Periodicidad: semestral (T=2) época de máxima y mínima producción

Variable de estado: relación biomasa / tanatomasa por unidad de superficie de algas calcáreas

- Periodicidad: anual (T=1) en la época de máxima producción. Solo cuando se incumpla la NCA dada para la $\delta^{15}N$

Praderas de fanerógamas

En el caso de que se encuentren a menos de 1000 m, aunque por defecto deberán encontrarse como mínimo a 750 m, el nivel de vigilancia será:

- Puntos de muestreo (S) por pradera potencialmente afectada: 5 (localizados a la distancia menor de la granja y equi-espaciados a lo ancho del frente)
- Puntos de muestreo (S) por fondo control: 5
- Réplicas por S: n=3

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

- Periodicidad: semestral (T=2) época de máxima y mínima producción

Variable de estado: densidad global de haces

- Periodicidad: anual (T=1) época de máxima producción. Solo cuando se incumpla la NCA dada para la $\delta^{15}N$

Sistema pelágico: columna de agua

Se recomienda el control rutinario de oxígeno, temperatura, salinidad y transparencia mediante disco Secchi en la explotación y temporal (T>4) de la clorofila-a

- Zonas: A y B

- Puntos de muestreo por zona o transecto: mínimo 2 en el centro de la zona A y 2+2 (en proa y popa) en la zona B
- En cada zona: como mínimo un perfil (n=3) a 1 m de la superficie y del fondo y a la profundidad media

Inspección visual: estado de los fondos y aguas superficiales

- Zonas: A y B
- Periodicidad: trimestral (T=4)
- Método: transectos videográficos

Análisis de contaminantes

Se realizará al menos un control anual (T = 1) en la época de máxima producción de contaminantes en medio (sedimentos, agua) y/o en organismos. El diseño del control se ajustará a cada caso particular, supervisado por la administración responsable, quien determinará: cuáles contaminantes analizar, en qué organismos o medios, en qué zonas (zona A, B, transectos y/o en los ecosistemas potencialmente afectados), cómo se localizarán las UM, cuál será el número de réplicas, etc.

Nivel de impacto I.2. Aplicable a granjas con producción autorizada: 500-1500 Tm/año, en granja individual o grupo							
Caracteres	Tipo de ecosistema receptor					Inspección visual	Análisis Contaminantes ^h
	Fondos detrítico – sedimentarios	Fondos rocosos ^f	Fondos de maërl ^f	Praderas de fanerógamas ^f	Sistema pelágico		
Distancia (m): - mínima - vigilancia		> 750 < 1000	> 750 < 1000	> 750 < 1000			
Zonas	A y transectos				A, B		Zona A, Transectos y/o Hábitats especiales
Puntos de muestreo	> 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 u organismos Diseño singular
Réplicas	1	3	3	3	Perfil = 3 ^e		Diseño singular
VARIABLES explicativas	FF pH Eh $\delta^{15}N$	$\delta^{15}N$	$\delta^{15}N$	$\delta^{15}N$	Oxígeno Temperatura Salinidad Transparencia Clorofila-a	Zonas: A, B Transectos videográficos	
Periodicidad anual (T)	Zona A: T = 4 Transectos: T = 2 ^a	T = 2 ^a	T = 2 ^a	T = 2 ^a	T = 4 ^g	T = 4	T = 1 ^b
Variable estado	Poblamiento infaunal de poliquetos	Abundancia macroalgas oportunistas ^{c,d}	Ratio Biomasa / Tanatomasa	Densidad global de haces			
Periodicidad anual (T)	Zona A = 2 ^a Transectos = 1 ^b	T = 1 ^b Solo cuando se incumpla la NCA para $\delta^{15}N$	T = 1 ^b Solo cuando se incumpla la NCA para $\delta^{15}N$	T = 1 ^b Solo cuando se incumpla la NCA para $\delta^{15}N$			

^a Época de máxima y mínima producción

^b Época de máxima producción

^c Máximo estacional.

^d Un incremento significativo de la abundancia supondría la vigilancia de otras variables de estado, como: estudio poblacional de la macroalga clave o el estudio de la composición y estructura de la comunidad y aumentar la periodicidad a T = 1.

^e Perfil: Se tomaran las muestras de agua a 1m de la superficie y del fondo y en el medio de la columna de agua.

^f Aunque por defecto deberán encontrarse como mínimo a 750 m, la vigilancia se realizará en el caso de que se encuentren a menos de 1 km.

^g La temporalidad se refiere a la Clorofila-a, pues el resto de parámetros será rutinaria.

^h El diseño del control se ajustará a cada caso particular, supervisado por la administración responsable, quien determinará: cuales contaminantes analizar, en que organismos o medios, en que zonas (zona A, transectos y/o en los ecosistemas potencialmente afectados), como se localizarán las UM, el número de réplicas, etc.

Tabla 6. Resumen del nivel de vigilancia V.2

Nivel de vigilancia V.3

Aplicable al nivel de impacto I.3a correspondiente a granjas con producción anual autorizada media >1500 t.año⁻¹ en granja individual o grupo

Fondos detrítico-sedimentarios

- Puntos de muestreo: ≥ 9 por zona o transecto

Variable de estado: poblamiento infaunal de poliquetos

- Zona A
 - Periodicidad: trimestral (T = 4), incluye las épocas de máxima y mínima producción
- Transectos
 - Periodicidad: bimestral (T = 2) época de máxima producción

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

- Zona A y transectos
- Periodicidad: trimestral (T = 4)

Fondos rocosos

En el caso de que se encuentren a menos de 1500 m, aunque por defecto deberán encontrarse como mínimo a 1000 m, el nivel de vigilancia será:

- Puntos de muestreo (S) por hábitat potencialmente afectado: 6 (localizados a la distancia menor de la granja y equi-espaciados a lo ancho del frente)

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

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

- Periodicidad: semestral (T = 2) época de máxima y mínima producción

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

- Periodicidad: anual (T = 1). Solo cuando se incumpla la NCA dada para la $\delta^{15}N$

Un incremento significativo de la abundancia de macroalgas oportunistas supondría la vigilancia de otras variables de estado, como:

- Estudio poblacional de la macroalga clave
- Estudio de la composición y estructura de la comunidad
- Periodicidad: anual (T = 1)

Fondos de maërl

En el caso de que se encuentren a menos de 1500 m, aunque por defecto deberán encontrarse como mínimo a 1000 m, el nivel de vigilancia será:

- Puntos de muestreo (S) por fondo potencialmente afectado: 6 (localizados a la distancia menor de la granja y equi-espaciados a lo ancho del frente)
- Puntos de muestreo (S) por fondo control: 6

- Réplicas por S: n = 3

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

- Periodicidad: semestral (T = 2) época de máxima y mínima producción

Variable de estado: relación biomasa / tanatomasa por unidad de superficie de algas calcáreas

- Periodicidad: anual (T = 1) en la época de máxima producción. Solo cuando se incumpla la NCA dada para la $\delta^{15}N$

Praderas de fanerógamas

En el caso de que se encuentren a menos de 1500 m, aunque por defecto deberán encontrarse como mínimo a 1000 m, el nivel de vigilancia será:

- Puntos de muestreo (S) por pradera potencialmente afectada: 6 (localizados a la distancia menor de la granja y equi-espaciados a lo ancho del frente)
- Puntos de muestreo (S) por fondo control: 6
- Réplicas por S: n = 3

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

- Periodicidad: semestral (T = 2) época de máxima y mínima producción

Variable de estado: densidad global de haces

- Periodicidad: anual (T = 1) época de máxima producción. Solo cuando se incumpla la NCA dada para la $\delta^{15}N$

Sistema pelágico: columna de agua

Se recomienda el control rutinario de oxígeno, temperatura, salinidad y transparencia mediante disco Secchi en la explotación, y temporal (T > 6) de la clorofila-a

- Zonas: A y B
- Puntos de muestreo por zona o transecto: mínimo 3 en el centro de la zona A y 3 + 3 (en proa y popa) en la zona B
- En cada zona: como mínimo un perfil (n = 3) a 1 m de la superficie y del fondo y a la profundidad media

Inspección visual: estado de los fondos y aguas superficiales

- Zonas: A y B
- Periodicidad: trimestral (T = 4)
- Método: transectos videográficos

Análisis de contaminantes

Se realizará al menos un control anual (T = 1) en la época de máxima producción de contaminantes en medio (sedimentos, agua) y/o en organismos. El diseño del control se ajustará a cada caso particular, supervisado por la administración responsable, quien determinará: cuáles contaminantes analizar, en qué organismos o medios, en qué zonas (zona A, B, transectos y/o en los ecosistemas potencialmente afectados), cómo se localizarán las UM, cuál será el número de réplicas, etc.

Nivel de impacto I.3a. Aplicable a granjas con producción autorizada: >1500 Tm/año, en granja individual o grupo							
Caracteres	Tipo de ecosistema receptor					Inspección visual	Análisis Contaminantes ^h
	Fondos detrítico – sedimentarios	Fondos rocosos ^f	Fondos de maerl ^f	Praderas de fanerógamas ^f	Sistema pelágico: Columna de agua		
Distancia (m): - mínima - vigilancia		> 1000 < 1500	> 1000 < 1500	> 1000 < 1500			
Zonas	A y transectos				A, B		Zona A, Transectos y/o Hábitats especiales
Puntos de muestreo	> 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 u organismos Diseño singular
Réplicas	1	3	3	3	Perfil = 3 ^e		Diseño singular
Variables explicativas	FF pH Eh δ ¹⁵ N	δ ¹⁵ N	δ ¹⁵ N	δ ¹⁵ N	Oxígeno Temperatura Salinidad Transparencia Clorofila-a	Zonas: A, B Transectos videográficos T = 4	
Periodicidad 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	Poblamiento infaunal de poliquetos	Abundancia macroalgas oportunistas ^{c,d}	Ratio Biomasa / Tanatomasa	Densidad global de haces			
Periodicidad anual (T)	Zona A = 4 ^a Transectos = 2 ^b	T = 1 ^b Solo cuando se incumpla la NCA para δ ¹⁵ N	T = 1 ^b Solo cuando se incumpla la NCA para δ ¹⁵ N	T = 1 ^b Solo cuando se incumpla la NCA para δ ¹⁵ N			

^a Época de máxima y mínima producción
^b Época de máxima producción
^c Máximo estacional.
^d Un incremento significativo de la abundancia supondría la vigilancia de otras variables de estado, como: estudio poblacional de la macroalga clave o el estudio de la composición y estructura de la comunidad y aumentar la periodicidad a T = 1.
^e Perfil: Se tomaran las muestras de agua a 1m de la superficie y del fondo y en el medio de la columna de agua.
^f Aunque por defecto deberán encontrarse como mínimo a 1 km, la vigilancia se realizará en el caso de que se encuentren a menos de 1,5 km.
^g La temporalidad se refiere a la Clorofila-a, pues el resto de parámetros será rutinaria.
^h El diseño del control se ajustará a cada caso particular, supervisado por la administración responsable, quien determinará: cuales contaminantes analizar, en que organismos o medios, en que zonas (zona A, transectos y/o en los ecosistemas potencialmente afectados), como se localizarán las UM, el número de réplicas, etc.

Tabla 7. Resumen del nivel de vigilancia V.3

Adaptabilidad

(Foto. Dr. Javier Cremades Ugarte)



La adaptabilidad se realiza en función del grado de cumplimiento de las normas de calidad (NCA) establecidas o de la aparición de perturbaciones no deseadas, es decir, en función de la evolución de los ecosistemas receptores frente a los respectivos objetivos de calidad planteados. La adaptabilidad del PVA básicamente consiste en la inclusión, mantenimiento o exclusión de determinadas variables, o en el incremento, mantenimiento o reducción del esfuerzo de muestreo a nivel espacial (Z, S, n) o temporal (T). Los niveles de vigilancia de partida en lo referente al diseño experimental se consideran como el mínimo admisible, de modo que los niveles de los factores Z, T y S, y el número de réplicas N no pueden ser menores que lo planteado como inicio.

En general, se ha de conocer el valor de referencia de las variables explicativas y de estado antes de que comience la actividad productiva o si esta ha comenzado, para poder utilizar su valor como referencia alternativa en el caso de que no hubiese posibilidad de encontrar un control admisible en las proximidades de la granja.

Cuando la adaptabilidad se refiere a las variables de estado se procederá a su vigilancia solo cuando las variables explicativas incumplan los NCA y se reforzará la vigilancia con otras variables de estado cuando se adviertan alteraciones claras de las originales.

La decisión final para medidas administrativas de adaptabilidad corresponde a la administración competente. La adaptabilidad volverá a las condiciones de vigilancia inicial cuando se cumplan los objetivos establecidos para esa vigilancia.

En general, cuando se cumplan las NCA la adaptabilidad hacia una posible reducción del nivel de vigilancia comenzará una vez alcanzados los niveles de producción máxima de manera sostenida. El incumplimiento de las NCA de las variables básicas supone un refuerzo de la vigilancia.

Se contemplan las siguientes actuaciones respecto a la adaptabilidad en caso de incumplimiento de las NCA:

Adaptabilidad para las variables de fondos detrítico-sedimentarios

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

Cumplimiento de la NCA: las instalaciones que parten de cero y hasta alcanzar como mínimo un nivel de producción sostenido, deben incluir en el PVA todas las variables explicativas. Una vez transcurrido este tiempo, si se cumplen las NCA, podrá reducirse su periodicidad de T = 4 a T = 2 coincidiendo con los períodos de máxima y mínima producción.

Incumplimiento de la NCA: una vez alcanzado el período de producción sostenida se prorrogarán con la misma periodicidad (T = 4) a criterio de la administración competente.

Variable de estado: poblamiento infaunal de poliquetos

Cumplimiento de la NCA: las instalaciones que parten de cero y hasta alcanzar como mínimo un nivel de producción sostenido, deben incluir en el PVA la variable de estado. Una vez transcurrido este tiempo, si se cumplen las NCA tanto de las variables explicativas como de la propia variable de estado en todas las zonas y transectos, solamente será necesario vigilar la zona A y B con una periodicidad anual (T = 1). Posteriormente, un incumplimiento de las NCA de las variables explicativas supone recuperar el nivel de vigilancia original.

Incumplimiento de la NCA: una vez alcanzado el período de producción sostenida el incumplimiento de las NCA de las variables explicativas supone la prórroga de la periodicidad original de la variable de estado. Además, el incumplimiento de la NCA de la variable de estado, conlleva:

- Si en la zona A (ZEP), en comparación con el control, se observara una disimilitud $\geq 75\%$ durante 2 o 3 años consecutivos (la consideración temporal depende del grado de afección) supondrá la aplicación de medidas administrativas, como la de reducción de la producción.

- Si en la zona B, en comparación con el control, se observara una disimilitud >50% durante 2 o 3 años consecutivos (la consideración temporal depende del grado de afección) supondrá la aplicación de medidas administrativas para el dimensionamiento de la ZEP o la reducción de la producción.

Adaptabilidad para las variables de comunidades sensibles y/o de alto valor ecológico

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

Cumplimiento de la NCA: las instalaciones que parten de cero y hasta alcanzar como mínimo el nivel de producción máxima sostenido, deben incluir en el PVA la $\delta^{15}N$ como medida del grado de exposición o predictor anticipado de deterioro. Una vez transcurrido este tiempo, si se cumplen las NCA, podrá reducirse su periodicidad de T = 2 a T = 1 en el período de máxima producción.

Incumplimiento de la NCA: una vez alcanzado el período de producción sostenida se prorrogará con la misma periodicidad (T = 2).

Variables de estado:

- *Fondos rocosos:* abundancia de macroalgas oportunistas en el máximo estacional
- *Fondos de maërl:* ratio biomasa/tanatomasa
- *Pradera de fanerógamas:* densidad global de haces

Cumplimiento de la NCA: las instalaciones que parten de cero y hasta alcanzar como mínimo un nivel de producción sostenido incluirán en el PVA la variable de estado en el mismo momento en que se incumpla la NCA de la variable explicativa o cuando se observara alguna alteración. Por ello, es muy importante disponer de valores de referencia adecuados

de las variables de estado de los hábitats especiales. Una vez transcurrido el tiempo de estabilización de la producción, aunque se cumpla la NCA de la variable explicativa, se estudiará la variable de estado para verificar la situación indicada por el descriptor $\delta^{15}N$. Si la variable de estado cumpliera la NCA se mantendrá la vigilancia original con la variable explicativa. Sin embargo, al menos cada tres años se verificará la NCA de la variable de estado.

Incumplimiento de la NCA: el incumplimiento de esta variable de estado supone, en primer lugar, ratificar por parte de la administración el origen del impacto (e.g. estudio pormenorizado de trazabilidad con $\delta^{15}N$). Si no fuera debido a la actividad piscícola será evaluado por la administración competente para su eliminación. Si se confirma el origen piscícola de la alteración se puede evaluar el grado de impacto mediante estudios complementarios (estudio de especies clave; composición y estructura de la comunidad). Resultados negativos supondrán la aplicación de medidas administrativas, como la reducción de la producción o la reubicación de la granja.

Adaptabilidad para las variables del sistema pelágico

Las variables del sistema pelágico han de medirse siempre, con periodicidad mínima trimestral, para los casos en los que está reglamentada su determinación.

Adaptabilidad para la turbidez

- *Incumplimiento de la NCA:*
- *Zona A:* valores promedio de turbidez entre 5 - 7 NTU implican su seguimiento durante al menos 3 días consecutivos. Valores promedio > 7 NTU durante 3 días consecutivos pueden suponer la aplicación de medidas administrativas para la reducción de la producción.

- *Zona B*: valores promedio de turbidez superiores en más de un 25% respecto a los controles durante 3 días consecutivos implican replanteamiento de la ZEP o disminución de la producción.

Adaptabilidad para el oxígeno disuelto

- *Incumplimiento de la NCA*:
- *Zona A*: valores promedio de oxígeno disuelto $\geq 70\%$ de saturación implican su seguimiento durante al menos 3 días consecutivos. Valores promedio de oxígeno disuelto $\geq 50\%$ de saturación durante 3 días consecutivos pueden suponer la aplicación de medidas administrativas para la reducción de la producción.
- *Zona B*: valores promedio de oxígeno disuelto $\geq 25\%$ durante 3 días consecutivos respecto a los controles implican replanteamiento de la ZEP o disminución de la producción.

Adaptabilidad para la variable de estado: Clorofila-a (Chl-a)

- *Incumplimiento de la NCA*:
- *Zona A*: los valores de *Chl-a* nunca deben superar las condiciones del máximo estacional de referencia y límites de cambio de clase bueno/moderado durante 3 días consecutivos. En caso de superarse pueden suponer la aplicación de medidas administrativas para la reducción de la producción.
- *Zona B*: valores promedio de *Chl-a* superiores en más de un 25% respecto a los controles durante 3 días consecutivos implican replanteamiento de la ZEP o disminución de la producción.

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: JACUMAR (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 especímenes 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: JACUMAR (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 continentales o costeras, que implica la intervención en el proceso de crianza para mejorar la producción y la propiedad individual o empresarial del stock cultivado.

Anisotropía

Este término referido al área de influencia de un foco emisor de contaminantes, indica que la contaminación varía según la dirección en que es examinada. El término opuesto es isotropía.

ANOVA

Análisis de la varianza. Procedimiento estadístico de gran robustez para la asunción de variabilidad y contraste de hipótesis. Este procedimiento, en su diseño más sencillo, desarrolla un contraste de hipótesis estadísticas, que afecta simultáneamente a los valores medios o esperados de poblaciones (variables aleatorias) con distribución normal e idénticas varianzas.

Anóxica

Condición del agua o del sedimento con nula o extremadamente baja disponibilidad de oxígeno disuelto, habitualmente menor del 1% de la correspondiente en saturación. Generalmente, la anoxia se relaciona con cargas orgánicas excesivas de tal forma que el consumo de oxígeno por las bacterias es mayor que el suministro de oxígeno.

Antrópica

Lo originado por la actividad humana. También se dice actividad antropogénica.

Agregación

Grupo de especies que explotan el mismo tipo de ambiente de manera similar.

Antifouling

Antiincrustante o compuesto químico que elimina los organismos que colonizan las superficies artificiales. Generalmente se refiere a pinturas o productos anti-incrustantes formados por una resina en la que se ha disuelto algún pigmento que al producto y otros productos como los biocidas que serán los que evitarán que se fijen las algas y demás formas de vida. Como biocida se utiliza normalmente alguna forma química del cobre.

Bentónico

También béntico, referido a lo que está o sucede en el fondo de un cuerpo de agua. Son organismos bentónicos aquéllos que viven íntimamente ligados al lecho acuático independientemente de su naturaleza.

Biocenosis

Grupo de organismos que forman una comunidad natural determinada por la condiciones del ambiente o ecosistema local.

Bioindicador o monitor biológico (Biomonitor)

Cualquier especie, o grupo de especies, capaz de informar sobre la salud del ecosistema o del medio ambiente. En función del organismo seleccionado y su uso se pueden distinguir diferentes tipos de biomonitores. Habitualmente se utiliza la presencia o la abundancia de una especie como carácter indicador, pero también se pueden usar respuestas bioquímicas, fisiológicas o del comportamiento. Frecuentemente se utiliza el análisis corporal de elementos o compuestos entonces se habla de bioindicadores de la contaminación por acumulación (*Bioacumulador*). Cuando se utiliza la composición o estructura de una comunidad biológica como monitor entonces se conoce como monitor *Biointegrador*.

Biomonitorización

Es el uso continuado de organismos o respuestas biológicas en la vigilancia de la calidad ambiental.

Bolso

También copo, es la red que cuelga del dispositivo flotante y que encierra a los peces en explotación. La red puede ser de diferente tamaño de poro y materiales. A veces el bolso se rodea de una segunda malla de protección frente a depredadores (i.e. delfines) de poro más ancho y más resistente.

Circalitoral

Franja del medio marino que se extiende desde el límite inferior infralitoral –que alcanza las algas fotófilas y las fanerógamas marinas– hasta la profundidad máxima compatible con la vida de las algas esciófilas o hasta el borde de la plataforma continental si se siguen criterios batimétricos. A mayor profundidad se encuentran los pisos Batial (zona del talud continental) y Abisal (grandes fondos y llanuras oceánicas).

Coloide

También denominada suspensión coloidal, es un sistema formado por dos fases, una continua (fluida) y otra dispersa en forma de partículas (sólida). Las partículas en los coloides son microscópicas (1nm-1mm) y una de las principales propiedades es su tendencia espontánea a agregarse, formando coágulos.

Dioxinas

Son compuestos químicos que se producen a partir de procesos de combustión que implican al cloro. Habitualmente el término se aplica indistintamente a las policlorodibenzodioxinas (PCDD) como a los furanos (policlorodibenzofuranos, PCDF). Son reconocidos contaminantes ambientales persistentes.

Debido a su persistencia en el medio y afinidad por las grasas se acumulan fácilmente a lo largo de la cadena alimentaria.

Detrítico–sedimentario

Fondo formado por la sedimentación y compresión de partículas de materiales geológicos o biogénicos preexistentes.

Disco de Secchi

Disco de evaluación de la transparencia. Es un instrumento que permite medir la penetración luminosa, y por tanto la turbidez, en masas de agua.

Diseños BACI (*Before and After – Control – Impact*)

Diseño experimental óptimo para estudios ambientales que considera el muestreo antes y después de comenzar un impacto, teniendo en cuenta localidades control. Si no se consideraran zonas control, la posibilidad de que un cambio observado fuera causado por algún otro fenómeno no podría ser excluida. Del mismo modo, si sólo existieran datos de zonas de impacto y control posteriores al fenómeno de estudio las diferencias observadas sólo serían válidas si ambas fueran idénticas en ausencia de impacto.

Draga Van-Veen

Es una de las dragas más utilizadas para la extracción de muestras bentónicas en fondos blandos en estudios. Destaca especialmente por su sencillez y por no necesitar grandes equipamientos en el barco donde se vaya a utilizar. Está compuesta por dos cubetas de muestreo sujetas a dos brazos largos que actúan a modo de palanca y facilitan el cierre de la draga.

Epífito

Proviene del griego *epi* (sobre) y *phyton* (planta), se refiere a cualquier planta que crece sobre otro vegetal usándolo solo como soporte, sin ser parásito.

Escalado Multidimensional (MDS, *MultiDimensional scaling*)

Técnica estadística de escalado multidimensional, para la ordenación de datos multivariantes.

Estadístico

Es una función medible que, dada una muestra estadística de valores, sirve para estimar un determinado parámetro de la distribución de la que procede la muestra.

Estado cero

Es el resultado de un estudio preciso sobre el estado pre-operativo a una instalación o actividad humana de las características del ecosistema que puede verse potencialmente afectado. El estado supone una referencia relevante para el plan de vigilancia ambiental futura.

Estudio del Impacto Ambiental (EsIA)

El Estudio de Impacto Ambiental constituye el documento básico para el proceso de Evaluación del Impacto Ambiental. Es un estudio técnico, objetivo, de carácter pluri e interdisciplinario, que se realiza para predecir los impactos ambientales que pueden derivarse de la ejecución de un proyecto, creación o modificación de una normativa existente... permitiendo la toma de decisiones sobre la viabilidad ambiental del mismo.

Eutrofización

Proceso de degradación del medio debido al enriquecimiento natural o artificial de los nutrientes de un cuerpo de agua (*nutricación*), asociado a extensas floraciones algales (planctónicas o bentónicas) y la consiguiente reducción del oxígeno disuelto.

Evaluación de Impacto Ambiental (EIA)

Procedimiento técnico-administrativo que permite identificar, prevenir e interpretar los impactos ambientales que producirá un proyecto en su entorno a fin de que la administración competente pueda aceptarlo, rechazarlo o modificarlo. Comprende las siguientes actuaciones:

- *Solicitud* de sometimiento del proyecto a evaluación de impacto ambiental por el promotor, acompañada del documento inicial del proyecto.
- Determinación de alcance del estudio de impacto ambiental por el órgano ambiental, previa consulta a las administraciones públicas afectadas y, en su caso, a las personas interesadas.
- *Elaboración* del estudio de impacto ambiental por el promotor del proyecto.
- *Evacuación* del trámite de información pública y de consultas a las Administraciones públicas afectadas y a personas interesadas, por el órgano sustantivo.
- *Emisión* de la Declaración de Impacto Ambiental por el órgano ambiental, la cual se hará pública.

Fallowing

Barbecho o parada entre períodos de producción. El barbecho se puede utilizar como una medida de rehabilitación del medio después de la alteración sufrida durante una o varias fases de cultivo.

Fondo de maërl

Son fondos sedimentarios constituidos por la acumulación de talos de algas rojas calcáreas libres y arbusculares. Estos fondos de algas rojas coralinas,

son hábitats que gozan de un alto nivel de protección en la UE y son relativamente comunes en nuestras costas.

Fouling

Conjunto de organismos acuáticos que se adhieren y crecen sobre objetos sumergidos, como cascos de barcos, estructuras de muelles, redes de jaulas y balsas.

Genotipo

Conjunto de genes característicos de cada especie, vegetal o animal, es decir, el genotipo son los genes en formato de ADN que un ser vivo recibe de herencia de parte de sus dos progenitores, y que por tanto se encuentra conformado por las dos dotaciones de cromosomas que contienen la información genética del ser en cuestión.

Grados de libertad (g.l.)

Los grados de libertad son un estimador del número de categorías independientes en un test particular o experimento estadístico. El número de grados de libertad para un conjunto de datos es el número de valores muestrales que pueden variar después de que ciertas restricciones hayan sido impuestas a todos los valores de los datos.

Gráficos de burbuja

Bubble plots. Representación de una variable con puntos de diámetros proporcionales al valor de ésta.

Hipótesis nula (H_0)

Hipótesis construida para anular o refutar, con el objetivo de apoyar una hipótesis alternativa. La hipótesis nula es la hipótesis que se contrasta, y se presume verdadera hasta que una prueba estadística indique lo contrario.

Si la hipótesis nula no se rechaza, esto no quiere decir que sea verdadera. Si se rechaza la hipótesis nula es porque se asume como correcta una hipótesis complementaria que se denomina hipótesis alternativa y se denota por H_1 .

Hipoxia

Condición del agua o del sedimento con reducida disponibilidad de oxígeno disuelto, inferior al 30% del oxígeno en saturación.

Homocedasticidad

Se habla de homocedasticidad cuando el error cometido por el modelo estadístico tiene siempre la misma varianza.

Índice de Diversidad de Shannon-Wiener (H')

El índice de Shannon-Wiener se usa para medir la diversidad específica de una comunidad. El índice contempla la cantidad de especies presentes en el área de estudio (riqueza de especies) y la cantidad relativa de individuos de cada una de esas especies (abundancia). Este índice se expresa en bit (logaritmo en base 2) y normalmente toma valores entre 1 y 4,5.

Índice de Equidad de Pielou (J)

Índice que mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada si se mantuvieran igual número de especies y número total de individuos. Su valor va de 0 a 1, de forma que 1 corresponde a situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes y representa la máxima complejidad estructural.

Krigging

El krigeado es un método geoestadístico avanzado de estimación de puntos que utiliza un modelo de *variograma* para la obtención de datos. Esta técnica

de interpolación asume que los datos recogidos de una determinada población se encuentran correlacionados en el espacio de tal forma que: “*puntos próximos en el espacio tienden a tener valores más parecidos que los puntos más distantes*”. Genera una superficie estimada a partir de un conjunto de puntos dispersados y proporciona alguna medida de certeza o precisión de las predicciones.

Infaunal

Referido a los organismos que en el caso de un fondo sedimentario viven entre las partículas. Excavan y se desplazan en el interior del sustrato.

Infra o sublitoral

Franja del medio marino que comprende los fondos marinos permanentemente sumergidos, o muy raramente emergidas, desde el nivel inferior de la bajamar hasta la profundidad máxima compatible con el desarrollo de fanerógamas marinas y algas fotófilas, lo cual depende del grado de transparencia del agua. No suele sobrepasar los 15-20 m en las costas atlánticas.

Macrófito

Los macrófitos engloban distintos grupos de comunidades vegetales. El término macrófito se refiere a las plantas acuáticas visibles a simple vista, entre las que se encuentran principalmente plantas vasculares acuáticas, aunque se incluyen también briófitos, microalgas y cianobacterias. Generalmente se reconocen tres formas de macrófitos: flotantes, sumergidos y emergidos.

Meso o intermareal

Franja del medio marino afectada por el barrido de las olas y las mareas, por lo que está sometida a inmersiones y emersiones periódicas. En las costas atlánticas gallegas esta franja tiene una notable amplitud de hasta 4,5 m debido a la oscilación mareal.

Multivariante

Tratamiento de datos conjunto para múltiples variables.

Nectónico

Relativo al conjunto de organismos pelágicos que nadan activamente, capaces de moverse independientemente en las corrientes de agua. El concepto se aplica por igual tanto a los sistemas de agua dulce como a los oceánicos.

Nivel de significación

El nivel de significación se define como la probabilidad de rechazar erróneamente la hipótesis nula.

Nomograma

Diagrama bidimensional que permite el cálculo gráfico aproximado de una función.

Norma de Calidad Ambiental (NCA)

Concentración de un determinado contaminante o grupo de contaminantes en el agua, los sedimentos o la biota, que no debe superarse en aras de la protección de la salud humana y el medio ambiente. Este umbral puede expresarse como Concentración Máxima Admisible (NCA-CMA) o como Media Anual (NCA-MA).

Normóxica

Condición normal de oxigenación del medio (agua o sedimento)

Offshore, Off the coast, Coastal

Mar abierto, lejos de la costa, cerca de la costa. Se refiere a la clasificación de las granjas marinas que da la FAO respecto al tipo de ubicación en el mar.

PERMANOVA

Análisis multivariante de la varianza mediante permutaciones, equivalente al ANOVA univariante.

Perturbaciones no Deseadas (PnD)

Cambios ocasionados por el cultivo que son intolerables, no sólo en la ZEP, sino también en su entorno.

pH

La sigla se refiere al potencial de hidrógeno, que es una medida de la acidez o alcalinidad de un medio. Es el logaritmo inverso en base 10 de la actividad de los iones hidrógeno. Varía de 0 a 14. Los medios con $\text{pH} \approx 7$ son neutros, con $\text{pH} < 7$ son ácidos y con $\text{pH} > 7$ alcalinos.

Planctónico

Relativo a los organismos que derivan pasivamente o nadan débilmente en la columna de agua.

Plan de Vigilancia Ambiental (PVA)

El Plan de Vigilancia Ambiental es un sistema que permite conocer la evolución del medio en relación a los pronósticos realizados en el EslA, y valorar si éstas se están cumpliendo. Se trata de un estudio dinámico que puede ser modificado a tenor de las observaciones realizadas.

Poliquetos

Es la clase más numerosa de los anélidos. Son animales acuáticos, casi exclusivamente marinos, caracterizados por portar en cada segmento un par de parápodos o extensiones laterales, dotados de numerosas quetas.

Literalmente *Polychaeta* significa: «muchas cerdas». Su tamaño es muy variable de $< 1\text{mm}$ hasta $> 3\text{m}$.

Potencial redox (Eh)

Es una medida de la actividad de los electrones en el sedimento. Está relacionado con el pH y con el contenido de oxígeno. Mide la actividad de los electrones y se expresa en mv. En función del Eh se pueden distinguir diferentes zonas en el sedimento, fundamentalmente la oxidada ($> 200\text{ mv}$) y la reducida con potencial negativo ($< 0\text{ mv}$).

Productores primarios

Son los organismos por donde entra la energía en los ecosistemas. Los principales productores primarios del medio marino son las algas, que mediante el proceso de la fotosíntesis captan la energía luminosa que procede del sol y la convierten en energía química, con la concurrencia de CO_2 , agua y nitrógeno. En medio marino se distingue entre producción primaria bentónica y planctónica a la realizada por las macroalgas y por las microalgas (fitoplancton), respectivamente.

Señal isotópica del N ($\delta^{15}\text{N}$)

Es la ratio de los isótopos estables del N -el isótopo más pesado (^{15}N) frente al más ligero (^{14}N)- determinada en el medio o en los organismos. La $\delta^{15}\text{N}$ indica la desviación de la composición de la muestra frente al valor del aire que es tomado como estándar internacional.

Sonda multiparamétrica (CTD)

Conjunto de sensores para la determinación de variables físicas, químicas y/o biológicas de la columna de agua. La más sencilla y ampliamente utilizada es la sonda tipo CTD (acrónimo en inglés de conductividad, temperatura y profundidad), aunque suelen incorporarse otros sensores para medir, oxígeno disuelto, clorofilas y turbidez.

Sostenibilidad

Explotación de un recurso por debajo del límite de renovación del mismo que satisface las necesidades de las generaciones presentes sin comprometer las futuras.

Supralitoral

Franja del medio marino sometida a la influencia directa de la humectación y de las salpicaduras del mar, pero que nunca queda sumergida ni sometida al barrido de las olas.

Tanatomasa

Masa de origen vegetal o animal representativa de organismos muertos cuyos restos permanecen en la comunidad. Normalmente se trata de restos calcáreos persistentes durante un tiempo prolongado.

Test de Friedman

Es un test no paramétrico equivalente a la ANOVA para medidas repetidas. El método consiste en ordenar los datos por filas o bloques, reemplazándolos por su respectivo orden. La H_0 que se contrasta es que las respuestas asociadas a cada uno de los tratamientos tienen la misma distribución de probabilidad o distribuciones con la misma mediana, frente a la hipótesis alternativa de que por lo menos la distribución de una de las respuestas difiere de las demás. Para poder utilizar esta prueba las respuestas deben ser variables continuas y estar medidas por lo menos en una escala ordinal.

Test de Kruskal-Wallis

Es una prueba estadística muy adecuada para comparar poblaciones cuyas distribuciones no son normales. Incluso cuando las poblaciones son normales, este contraste funciona muy bien. También es adecuado

cuando las desviaciones típicas de los diferentes grupos no son iguales entre sí. El ANOVA de un factor es muy robusto y sólo se ve afectado cuando las desviaciones típicas difieren en gran magnitud. En la prueba de Kruskal-Wallis la H_0 es que las k medianas son todas iguales.

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

Test *a posteriori* de un ANOVA para determinar diferencias entre las medias de los distintos niveles de un determinado factor.

Test de Similaridad SIMPER

Similarity percentage. Test estadístico que determina el porcentaje de disimilitud entre dos conjuntos de datos multivariantes y la contribución de cada variable a la disimilitud obtenida.

Test de Shapiro-Wilk

Se basa en estudiar el ajuste de los datos sobre un gráfico probabilístico en el que cada dato es un punto. El valor de abscisa es el valor observado de probabilidad para un valor determinado de la variable, y el de ordenada el valor esperado de probabilidad. El estadístico W de Shapiro-Wilk mide la fuerza del ajuste con una recta. Cuanto mayor sea este estadístico mayor desacuerdo habrá con la recta de normalidad, por lo que podremos rechazar la hipótesis nula. Este test está considerado como la prueba más potente para muestras inferiores a 30 casos.

Transecto

En Ecología es un tipo de disposición de las unidades de muestreo a lo largo de una línea o pasillo situado al azar o en la dirección de un gradiente ambiental. A su vez las UM se pueden disponer en el transecto a intervalos regulares, de manera azarosa, siguiendo una escala exponencial,...

Unidad de Turbidez Nefelométrica (NTU)

Nefelometric Turbidity Unit. Específicamente detalla una técnica analítica basada en la dispersión de la luz por partículas en suspensión en el seno de una disolución, midiendo el haz de luz en la dirección que forma un ángulo recto (90°). Utilizan formazina como patrón de referencia, aunque existen otras suspensiones de polímeros como patrones más estables disponibles en el mercado, y se reconocen como una alternativa aceptable.

Varianza

Constante que representa una medida de dispersión media de una variable aleatoria, respecto a su valor medio o esperado. Puede interpretarse como medida de “variabilidad” de la variable.

Variograma (semivariograma)

Es una herramienta que permite analizar el comportamiento espacial de una variable sobre un área definida, obteniendo como resultado la influencia de los datos a diferentes distancias. La tasa de crecimiento del variograma con la distancia indica cuán rápido la influencia de un foco decae con la distancia. Cuando no hay más correlación entre las muestras el variograma alcanza su valor límite. Esta distancia crítica o “rango”, da una definición más precisa de la noción de “zona de influencia”. A partir de los datos proporcionados por el variograma teórico se realizará la estimación por *krigeado*.

Zona A

Zona que recibe las modificaciones del cultivo de forma directa. Se localiza dentro de la ZEP, debajo de las unidades de cultivo o en sus proximidades.

Zona B

Zona B o periferia de la ZEP. Cinturón de 50 m alrededor de los límites de la concesión administrativa de una instalación de cultivos marinos.

Zona C

Zona de referencia o control para el establecimiento de la variabilidad natural, frente a la que se comparan las zonas A y B.

Zona de Efectos Permitidos (ZEP)

Área de fondo marino y volumen de la masa de agua receptora donde la autoridad competente permite a los productores alguna alteración de los niveles de determinados indicadores ambientales, definidos por las normas de calidad ambiental –establecidos por grupos de expertos en base a estudios pilotos o datos existentes– produciendo un efecto negativo sobre el ecosistema que sea.

Anexos

(Foto. Dr. Javier Cremades Ugarte)



ANEXO I

Normas nacionales e internacionales y legislación de referencia

Normas nacionales e internacionales

- ISO. Calidad del agua. Determinación de la conductividad eléctrica. ISO 7888: 1985.
- ISO. Calidad del agua. Determinación de Oxígeno Disuelto mediante un método electroquímico a través de un sensor. ISO 5814: 1990.
- ISO. Calidad del agua. Determinación de la turbidez. ISO 7027: 1999.
- ISO. Calidad del suelo. Determinación del potencial redox. Método de terreno. ISO 11271: 2002.
- ISO. Calidad del agua. Muestreo. Parte 3: Guía para la conservación y manipulación de las muestras de agua. ISO 5667 – 3: 2003.
- ISO. Calidad del agua – Muestreo. Parte 19: Líneas directrices para el muestreo de sedimentos en el medio marino. ISO 5667 – 19: 2004.
- ISO. Directrices para el muestreo cuantitativo y el tratamiento de muestras de la macrofauna de los fondos blandos marinos. ISO 16665: 2005.
- ISO. Calidad del agua. Muestreo. Parte 1: Líneas directrices para la concepción de programas y técnicas de muestreo. ISO 5667 – 1: 2006.
- ISO. Calidad del agua. Líneas directrices para la realización de estudios biológicos marinos de poblaciones de sustrato duro. ISO 19493: 2007.
- ISO. Calidad del agua. Determinación del pH. ISO 10523: 2008

- ISO. Calidad del agua. Muestreo. Parte 15: Guía para la conservación y manipulación de muestras de lodo y sedimentos. ISO 5667 – 15: 2010.

Legislación de referencia

Legislación acuicultura

Legislación autonómica zona marítima

1. Ley 11/2008, de 3 de diciembre, de pesca de Galicia. DOG nº 243 de 16/12/2008
2. Ley 1/2009, de 15 de junio, de modificación da Ley 11/2008, de 3 de diciembre, de pesca de Galicia. DOG nº 116 de 16/06/2009
3. Ley 6/2009, de 11 de diciembre, de modificación da Ley 11/2008, de 3 de diciembre, de pesca de Galicia. DOG nº 243 de 15/12/2009
4. Decreto 406/1996, de 7 de noviembre, por el que se aprueba el Reglamento de viveros de cultivos marinos en las aguas de Galicia. DOG nº 228, de 21/11/1996
5. Decreto 174/2002, de 10 de mayo, por el que se modifica o Reglamento de viveros de cultivos marinos en las aguas de Galicia, aprobado por Decreto 406/1996, de 7 de noviembre (DOG núm. 97, de 22 de mayo de 2002)
6. Orden de 28 de enero de 1998 por el que se determinan las características de las placas identificativas de los viveros de cultivos marinos en las aguas de Galicia. DOG nº 30 13/02/1998
7. Decreto 338/1999, de 3 de diciembre, por el que se modifica o Reglamento de viveros de cultivos marinos en las aguas de Galicia, aprobado por Decreto 406/1996, de 7 de noviembre. DOG nº 251, de 30/12/1999

8. Orden de 17 de septiembre de 1998 por el que se regula el procedimiento para el otorgamiento de autorizaciones temporales de carácter experimental en polígonos de viveros de cultivos marinos. DOG nº 188 de 28/09/98
9. Orden de 15 de junio de 1999 por el que se regula el procedimiento para la transmisión de la titularidad de las concesiones de los viveros de cultivos marinos en las aguas de Galicia. DOG nº 126 de 02/07/1999.
10. Orden de 7 de octubre de 1999 por el que se regula el procedimiento para la transmisión mortis causa de la titularidad de las autorizaciones temporales de carácter experimental en los polígonos de viveros. DOG nº 207 de 26/10/1999
11. Orden de 17 de noviembre de 1999 por el que se regula el procedimiento para o otorgamiento de prórrogas de las concesiones de los viveros de cultivos marinos en las aguas de Galicia. DOG nº 245 de 22/12/99
12. Orden de 17 de diciembre de 1999 por el que se regula el procedimiento para o otorgamiento de prórrogas de las autorizaciones temporales de carácter experimental en los polígonos de viveros. DOG nº 13 de 20/01/2000
13. Orden de 8 de mayo de 2000 que modifica la del 15 de junio de 1999, por el que se regula el procedimiento para a transmisión de la titularidad de las concesiones de viveros de cultivos marinos en las aguas de Galicia. DOG núm. 95, de 18/05/2000.
14. Orden de 18 de abril de 2001 por el que se regula el procedimiento que regirá la permuta de puntos de fondeo y los cambios de sistema, localización y cultivo en los viveros de cultivos marinos. DOG nº 83 do 30/04/2001

Evaluación del impacto ambiental de proyectos (legislación estatal)

1. Ley 21/2013, de 9 de diciembre, de evaluación ambiental. BOE nº 296, de 11 de diciembre de 2013

2. Orden ARM/2656/2008, do 10 de septiembre, por el que se aproba a instrucción da planificación hidrológica
3. Real Decreto 60/2011, do 21 de xaneiro, sobre as normas de calidade ambiental no ámbito da política de augas.

Evaluación de la incidencia ambiental de actividades (legislación autonómica)

1. Ley 9/2013, de 19 de diciembre, de emprendimiento e da competitividade económica de Galicia. DOG nº 247 de 27/12/2013

Aguas

1. Ley 9/2010, de 4 de noviembre, de aguas de Galicia. DOG nº 222 de 18/11/2010
2. Real Decreto legislativo 1/2001, do 20 de julio, por lo que se aprueba el texto refundido de la Ley de aguas. BOE nº 176, de 24/07/2001.

Sanidad Animal

1. Ley 8/2003, de 24 de abril, de sanidad animal. BOE nº 99 de 25/04/2003.
2. Real Decreto 479/2004, de 26 de marzo, por lo que se establece y regula el Registro general de explotaciones ganderas. BOE nº 89 de 13/04/2004.
3. Real Decreto 1614/2008, de 3 de octubre, relativo a los requisitos zoonosanitarios de los animales y los productos de la acuicultura, así como a la prevención y el control de determinadas enfermedades de los animales acuáticos. BOE nº 242 de 07/04/2008.

ANEXO II

Metodología de muestreo y análisis normalizado

Este anexo recoge las fichas resumen de todas las variables de estado y explicativas sobre:

- Método de muestreo: Recursos humanos y materiales, procedimiento de muestreo y normativa aplicable.
- Análisis en laboratorio: Recursos humanos y materiales, procedimientos analíticos y normativa aplicable.
- Interpretación de resultados: Unidades, normas de calidad y observaciones.

Orden de presentación de las fichas resumen

Sistema bentónico

- Fondos de Tipo detrítico-sedimentario

Variable de estado *Poblamiento infaunal poliquetos*

Variables explicativas *Granulometría (FF)*

pH

Potencial redox (Eh)

Señal isotópica del ¹⁵N (δ¹⁵N)

Contenido en Materia orgánica (MO)

Sulfuros totales libres (FST)

- Fondos rocosos

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

- Fondos de maërl

Variable de estado: *Relación Biomasa/Tanatomasa*

- Pradera de fanerógamas marinas

Variable de estado: *Densidad de haces (nº/m²)*

Sistema pelágico

- Columna de agua

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

Variables explicativas: *Temperatura (°C)*

Salinidad (g.l⁻¹)

Turbidez (UNF)

Oxígeno disuelto (mg.l⁻¹)

ANEXO III

Formularios tipo para la realización del PVA

En este anexo se puede encontrar una relación de formularios tipo, para el muestreo y determinación de alguno de los indicadores, así como el del Plan de Vigilancia Visual.

- ISO. Calidad del agua – Muestreo. Parte 19: Líneas directrices para el muestreo de sedimentos en el medio marino. ISO 5667 – 19: 2004.
- ISO. Directrices para el muestreo cuantitativo y el tratamiento de muestras de la macrofauna de los fondos blandos marinos. ISO 16665: 2005.
- ISO. Calidad del agua. Líneas directrices para la realización de estudios biológicos marinos de poblaciones de sustrato duro. ISO 19493: 2007.

PLAN DE VIGILANCIA VISUAL

Concesión

ID concesión

Auditor

Data de autoría FECHAS CONCESIÓN HA REALIZADO

Limpieza de fondos Limpieza de redes

Revisión de anclajes Revisión de redes

Antifouling Gasto Antibióticos Gasto

Otros tratamientos Gasto Reparaciones Gasto

Observación de instalación

Realización vídeo (200m) Longitud Latitud

INDICADORES OBSERVADOS:

1. Plásticos (p.ej. bolsas de pienso), redes, cabos y contrapesos restos metálicos. CUANTIFICACIÓN	<input type="text"/>
2. Acumulaciones visibles de gránulos de pienso en los fondos. CUANTIFICACIÓN	<input type="text"/>
3. Presencia en el fondo de restos fouling. CUANTIFICACIÓN	<input type="text"/>
4. Presencia en el fondo de tapices bacterianos de <i>Beggiata sp.</i> o mantos diatomeas. CUANTIFICACIÓN	<input type="text"/>
5. Presencia en el fondo de burbujeo de gases de metano e sulfuros. CUANTIFICACIÓN	<input type="text"/>
6. Presencia de aceites, grasas, combustibles en la capa superficial de auga. CUANTIFICACIÓN	<input type="text"/>
7. En la capa superficial olor manifiesto a pienso o descomposición orgánica. CUANTIFICACIÓN	<input type="text"/>
8. En la capa superficial olor manifiesto a pienso o descomposición orgánica. CUANTIFICACIÓN	<input type="text"/>
9. Presencia de animales escapados. CUANTIFICACIÓN	<input type="text"/>

Cuantificación para todos los indicadores, excepto escapes:

En más de 15% del recorrido: valor: 0

Entre el 10-15% del recorrido: valor: 4

Entre el 5-10% del recorrido: valor: 6

Entre el 1-5% del recorrido: valor: 8

Menor al 1%: valor: 10

Cuantificación para escapes:

Presencia: valor: 0

Presencia menor de 10 individuos: valor: 10

Valoración de vigilancia:

Todos los valores tienen valor 10: valor: 10 (excelente)

Todos los valores tienen valor ≥8: valor: 8 (muy buena)

De 1 a 3 indicadores tienen un valor igual a 6: valor: 6 (buena)

De 1 a 3 indicadores tienen un valor igual a 4: valor: 4 (mala)

De 2 o más indicadores tienen un valor igual a 0: valor: 0 (pésima)

Resultado final (cuantitativo)	<input type="text"/>
Resultado final (cuantitativo)	<input type="text"/>

Firmado por responsable de la concesión

Firmado por el auditor

Formularios para muestras de agua, de sedimento y biológicas

Identificación del plan de vigilancia ambiental

Nivel de Vigilancia __. __ Fecha __ / __ / __

- Datos identificativos de la granja

DATOS DE LA EMPRESA			DIRECCIÓN DE CONTACTO	
Nombre			Calle / nº / piso / puerta	
			Población	
			C.P. / Provincia	
			Teléfono	
CIF			Fax	
			Persona de contacto	
			Email	
DATOS DE LA CONCESIÓN				
Código			Nº de jaulas	
Coordenadas	Longitud (X)	Latitud (Y)	Tipo (marca) de jaulas	
Punto a			Profundidad máx	
Punto b			Tipo de cultivo especie 1	
Punto c			Tipo de cultivo especie 2	
Punto d			Producción anual total	

- Datos identificación del operador/entidad/empresa ambiental

DATOS DEL OPERADOR AMBIENTAL		DIRECCIÓN DE CONTACTO	
Empresa		Calle / nº / piso / puerta	
		Población	
		C.P. / Provincia	
		Teléfono	
CIF		E-mail	
		Fax	
		Coordinador de la campaña	

Observaciones

- Condiciones oceanográficas (hora de bajamar y pleamar, dirección de la marea, dirección y fuerza del oleaje, etc.).
- Condiciones meteorológicas (dirección y fuerza del viento, %, etc.).

Muestreo de variables en la columna de agua

Zona o Transecto	Réplica	Longitud (X)	Latitud (Y)	Profundidad	Fecha (/ /)	Hora (:)	Equipo (marca)	Variable muestreada (Profundidad, Temperatura Salinidad, Turbidez Oxígeno disuelto, <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 o Transecto	Réplica	Longitud (X)	Latitud (Y)	Profundidad	Fecha (/ /)	Hora (:)	Equipo (marca)	Variable muestreada (Profundidad, Temperatura Salinidad, Turbidez Oxígeno disuelto, <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 o Transecto	Réplica	Longitud (X)	Latitud (Y)	Profundidad	Fecha (/ /)	Hora (:)	Equipo (marca)	Variable muestreada (Profundidad, Temperatura Salinidad, Turbidez Oxígeno disuelto, <i>Clorofila-a</i>)
T ₄₀₀	5							
T ₄₀₀	6							
....							
....							
....							

Observaciones del muestreo (incidencias, datos que se van a desechar, etc.):

Muestreo de variables en sedimentos

Zona o Transecto	Réplica	Longitud (X)	Latitud (Y)	Profundidad	Fecha (/ /)	Hora (:)	Dispositivo marca Core/Draga	Variable muestreada Comunidad poliquetos, pH-Eh, Granulometría, d ¹⁵ 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 o Transecto	Réplica	Longitud (X)	Latitud (Y)	Profundidad	Fecha (/ /)	Hora (:)	Dispositivo marca Core/Draga	Variable muestreada Comunidad poliquetos, pH-Eh, Granulometría, d 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							

Zona o Transecto	Réplica	Longitud (X)	Latitud (Y)	Profundidad	Fecha (/ /)	Hora (:)	Dispositivo marca Core/Draga	Variable muestreada Comunidad poliquetos, pH-Eh, Granulometría, d ¹⁵ N,
T ₄₀₀	4							
T ₄₀₀	5							
...	...							

Observaciones del muestreo (incidencias, datos que se van a desechar, etc.):

Muestreo de variables biológicas

Fondos de Maërl: **Biomasa/Tanatomasa** (raspado de toda la comunidad).

Zona o Transecto	Réplica	Longitud (x)	Latitud (y)	Profundidad	Fecha (/ /)	Hora (:)	Tamaño de la cuadrícula	Biomasa/ Anatomasa (%)
Zona PROBLEMA								
P	1							
P	2							
P	3							
P	4							
P	5							
...	...							
Zona CONTROL								
C	1							
C	2							
C	3							
C	4							
C	5							
...	...							

Observaciones del muestreo (incidencias, datos que se van a desechar, etc.):

Fondo rocoso: **Biomasa de Macroalgas** (raspado de todas las macroalgas).

Zona o Transecto	Réplica	Longitud (X)	Latitud (Y)	Profundidad	Fecha (/ /)	Hora (:)	Tamaño de la 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							
...	...							

Observaciones del muestreo (incidencias, datos que se van a desechar, etc.):

Pradera de Fanerógamas: *Densidad de Haces* (nº.m⁻²)

Zona o Transecto	Réplica	Longitud (X)	Latitud (Y)	Profundidad	Fecha (/ /)	Hora (:)	Tamaño de la cuadrícula (')	Número o Densidad de haces
Zona PROBLEMA								
P	1							
P	2							
P	3							
P	4							
P	5							
...	...							
Zona CONTROL								
C	1							
C	2							
C	3							
C	4							
C	5							
...	...							

Observaciones del muestreo (incidencias, datos que se van a desechar, etc.):

Pradera de Fanerógamas: **Cobertura** (se mide visualmente a lo largo de un transecto lineal de ≈40 m estimando el porcentaje de sustrato ocupado por manchas de pradera).

Zona o Transecto	Réplica	Longitud (x)	Latitud (y)	Profundidad	Fecha (/ /)	Hora (:)	Long. Total / Long. 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							
...	...							

Observaciones del muestreo (incidencias, datos que se van a desechar, etc.):

ANEXO III

MUESTREO Sistema Bentónico: Fondos de Tipo detrítico-sedimentario Variable de estado: Poblamiento infaunal de poliquetos		
RECURSOS	PROCEDIMIENTO DE MUESTREO	NORMATIVA APLICABLE
RECURSOS MATERIALES	PREPARACIÓN	
Listado de materiales: <ul style="list-style-type: none"> • Embarcación • GPS • Muestreadores: <ol style="list-style-type: none"> Draga tipo Van-Veen de 0,04m² de superficie y 10 cm de penetración (válida cuando sube cerrada y sin pérdida de material). Core de 10 cm de diámetro. • Tamiz con luz de malla de 1 mm. • Recipientes de plástico con cierre estanco. • Formularios para la recogida de información in situ • Nevera de campo 		ISO 5667 - 1: 2006. Calidad del Agua. Muestreo. Parte 1: Líneas directrices para la concepción de programas y técnicas de muestreo. En esta norma se incluyen: <ul style="list-style-type: none"> • Definiciones referentes a los tipos de muestreos que se pueden realizar. • El equipo de muestreo genérico, tanto para muestras de agua como de sedimentos. • La preparación de una campaña de muestreo y de todo el equipo necesario. • Transporte, almacenamiento y registro de las muestras extraídas.
RECURSOS HUMANOS	RECOGIDA	
Listado de recursos humanos: <ul style="list-style-type: none"> • 1 patrón de embarcación con título y equipo propio de buceo • 2 técnicos con experiencia en utilización de dragas y • Sacatestigos y con titulación y equipo propio de buceo 	Tamaño mínimo de muestra será de 200 g. Cantidad de muestras: según propuesta de diseño experimental y nivel de vigilancia Procedimiento: <ul style="list-style-type: none"> • Se hace bajar el equipo verticalmente hacia el fondo marino, a una velocidad regular, evitando que se dispare el mecanismo. • Cerrar la draga y comenzar el ascenso de la draga. • Tamizar la muestra in situ, vaciándola en una tolva de lavado, la apertura de malla del tamiz será de 1 mm, para eliminar los tamaños finos de la muestra. • Se introduce la muestra tamizada en un recipiente de plástico con cierre estanco codificado. • Fijar la muestra en una dilución de formaldehído, tamponado con bórax, para neutralizar el pH de la muestra Registro: <ul style="list-style-type: none"> • Rellenar el formulario de registro y codificar las muestras respecto a las posiciones obtenidas con GPS • Identificar cada muestra con el código de muestra, el día de la recogida y técnico responsable del muestreo 	ISO 5667 - 15: 2009. Calidad del agua. Muestreo. Parte 15: Guía para la conservación y manipulación de muestras de lodo y sedimentos. En esta norma se incluyen: <ul style="list-style-type: none"> • Indicaciones sobre el tipo de recipiente, condiciones de conservación y de almacenamiento de una muestra de sedimento marino según parámetro de determinación.
	CONSERVACIÓN	
	Almacenamiento en recipiente de plástico o vidrio. La conservación tendrá que ser en refrigerador de 1 a 5°C, durante un máximo de 24 h, si la identificación se va a realizar in situ. Por el contrario, se puede almacenar durante un máximo de 3 meses siempre que se fije la muestra con formaldehído (entre 37% y 41% en masa de formaldehído) neutralizada con borax por ejemplo 2 g/l de bórax en polvo.	ISO 5667 - 19: 2004. Calidad del agua. Muestreo. Parte 19: Guía para el muestreo de sedimentos marinos. En esta norma se incluyen: <ul style="list-style-type: none"> • Dispositivos de muestreo según tipo de sedimento • Formulario tipo de registro de muestras de sedimentos ISO 16665: 2005. Directrices para el muestreo cuantitativo y el tratamiento de muestras de la macrofauna de los fondos blandos marinos. En esta norma se incluyen: <ul style="list-style-type: none"> • Determinación de tipo de muestreo • Conservación de muestras • Formulario tipo

ANÁLISIS EN LABORATORIO		
Sistema Bentónico: Fondos de Tipo detrítico-sedimentario		Variable de estado: Poblamiento infaunal de poliquetos
RECURSOS	PROCEDIMIENTO DE ANÁLISIS	NORMATIVA APLICABLE
<p>RECURSOS MATERIALES</p> <p>Lista de materiales:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Tamices de 1 mm de luz de malla. • Bandejas de plástico. • Instrumentos de disección (pinzas, lancetas, etc). • Flexo provisto de una lupa. • Lupa binocular. • Microscopio. • Claves de determinación. • Equipos de protección personal para productos químicos 	<p>Procedimiento:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Una vez que llega la muestra al laboratorio hay que escurrir la disolución de formol de la muestra en un bidón apropiado para su eliminación controlada como tóxico peligro, en una campana de flujo protegiéndose con guantes y mascarilla, enjuagando con agua de mar utilizando un tamiz con una luz de malla de 1mm. • Se separan los poliquetos de la totalidad de la fauna del sedimento preferentemente en una mesa de cristal con iluminación por debajo para facilitar esta labor. • Identificar por grupos taxonómicos a un nivel de familia • Colocar el material clasificado en etanol al 75% • Se calcularán los siguientes valores definitorios de la estructura de la comunidad: • Riqueza total y por localidad • Abundancias de familia total y por localidad. <p>Procedimiento alternativo:</p> <p>No fijar con formol las muestras al recogerlas y una vez en el laboratorio, se extiende la muestra en una bandeja y se deja cubierta con agua de mar durante toda la noche. Muchos organismos salen del sedimento y pueden ser fácilmente recogidos con unas pinzas. Si no se va a continuar procesando la muestra, entonces fijar y conservar como se describe el procedimiento.</p>	<p>ISO 16665: 2005 Directrices para el muestreo cuantitativo y el tratamiento de muestras de la macrofauna de los fondos blandos marinos.</p> <p>Bibliografía para la identificación de poliquetos</p> <p>Volúmenes de Fauna Ibérica dedicados a <i>Annelida, Polychaeta</i>:</p> <p>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</p> <p>San Martín G. 2003. Annelida, Polychaeta II. En: Fauna Ibérica, Vol. 21. Ed. Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC). Madrid. 554 pp.</p> <p>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 las citas para Galicia recogidas en la bibliografía de esta Guía:</p> <p>Cacabelos et al. 2008, 2010, 2011</p> <p>Garmendia et al. 2007</p> <p>Lourido et al. 2008</p> <p>Mora 1980</p> <p>Moreira et al. 2000, 2004, 2006</p> <p>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 en este tipo de análisis y que conozca las normas de seguridad del laboratorio 		
<p>REACTIVOS</p> <p>Lista de reactivos:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Formalina: Formol al 40% diluido en agua de mar contenido en la muestra para conseguir una concentración final del 4%. 		

INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS		Sistema Bentónico: Variable de estado:	Fondos de Tipo detrítico-sedimentario Poblamiento infaunal de poliquetos
PARÁMETRO	UNIDADES	NORMA DE CALIDAD AMBIENTAL	OBSERVACIONES
Zona A nº de familias de poliquetos	%	nº de familias de poliquetos admitido: 75% inferior que en la zona control o de referencia	Comparación de la evolución en el tiempo del poblamiento de poliquetos entre las zonas A y B, y ambas frente a la zona control o de referencia, mediante un test estadístico adecuado para el contraste de la hipótesis H0: no existen diferencias significativas para el promedio entre las zonas A y C >75%.
Zona B nº de familias de poliquetos	%	nº de familias de poliquetos admitido: 50% inferior que en la zona control o de referencia	Comparación de la evolución en el tiempo del poblamiento de poliquetos entre las zonas A y B, y ambas frente a la zona control o de referencia, mediante un test estadístico adecuado para el contraste de la hipótesis H0: no existen diferencias significativas para el promedio entre las zonas B y C >50%.

MUESTREO Sistema Bentónico: Fondos de Tipo detrítico-sedimentario Variable explicativa: Granulometría (FF)		
RECURSOS	PROCEDIMIENTO DE MUESTREO	NORMATIVA APLICABLE
RECURSOS MATERIALES	PREPARACIÓN	
Listado de materiales: <ul style="list-style-type: none"> • Embarcación • GPS • Muestreadores: <ol style="list-style-type: none"> Sacatestigo de gravedad (corer sampler) de policarbonato u otro tipo de plástico transparente, con tapones plásticos que aseguren la hermeticidad del recipiente. Draga tipo Van-Veen de 0,04m² de superficie y 10 cm de penetración (válida cuando sube cerrada y sin pérdida de material). • Formularios para la recogida de información in situ • Nevera de campo 		ISO 5667 - 1: 2006. Calidad del Agua. Muestreo. Parte 1: Líneas directrices para la concepción de programas y técnicas de muestreo. En esta norma se incluyen: <ul style="list-style-type: none"> • Definiciones referentes a los tipos de muestreos que se pueden realizar. • El equipo de muestreo genérico, tanto para muestras de agua como de sedimentos. • La preparación de una campaña de muestreo y de todo el • Equipo necesario. • Transporte, almacenamiento y registro de las muestras extraídas.
RECURSOS HUMANOS	RECOGIDA	
Listado de recursos humanos: <ul style="list-style-type: none"> • 1 patrón de embarcación con título y equipo propio de buceo • 2 técnicos con experiencia en utilización de dragas y sacatestigos y con titulación y equipo propio de buceo 	Tamaño mínimo de muestra homogeneizada necesario para análisis granulométrico: 100 g. Cantidad de muestras: según propuesta de diseño experimental y nivel de vigilancia Procedimiento: <ol style="list-style-type: none"> Con sacatestigos: sacar una muestra asegurándonos que no se va a perder muestra durante la toma. Asegurar que los dos tapones del sacatestigo quedan bien cerrados. Con draga tipo Van-Veen: Asegurarse que las cucharas de la draga han cerrado correctamente. Desechar cualquier muestra de escaso volumen o que se sospeche de la pérdida de muestra durante el ascenso de la draga. Registro: <ul style="list-style-type: none"> • Rellenar el formulario de registro y codificar las muestras respecto a las posiciones obtenidas con GPS • Identificar cada muestra con el código de muestra, el día de la recogida y técnico responsable del muestreo 	ISO 5667 - 15: 2009. Calidad del agua. Muestreo. Parte 15: Guía para la conservación y manipulación de muestras de lodo y sedimentos. En esta norma se incluyen: <ul style="list-style-type: none"> • Indicaciones sobre el tipo de recipiente, condiciones de conservación y de almacenamiento de una muestra de sedimento marino según parámetro de determinación.
	CONSERVACIÓN	
	Si no se realiza el almacenamiento en el sacatestigo, almacenar en recipiente de plástico o vidrio que quede herméticamente cerrado. Usualmente se seca la muestra, ya sea al aire o en estufa, y se conserva en lugar fresco y seco hasta el análisis.	ISO 5667 - 19: 2004. Calidad del agua. Muestreo. Parte 19: Guía para el muestreo de sedimentos marinos. En esta norma se incluyen: <ul style="list-style-type: none"> • Dispositivos de muestreo según tipo de sedimento • Formulario tipo de registro de muestras de sedimentos

ANÁLISIS EN LABORATORIO

Sistema Bentónico:
Variable explicativa:

Fondos de Tipo detrítico-sedimentario
Granulometría (FF)

RECURSOS	PROCEDIMIENTO DE ANÁLISIS	REFERENCIAS
<p>RECURSOS MATERIALES</p> <p>Lista de materiales:</p> <ul style="list-style-type: none"> Balanza tamices (se recomiendan 3 tamices como mínimo) Agitador mecánico de tamices (si se opta por tamización en seco) Horno o estufa de desecación Agitador de botellas para la dispersión de las muestras Equipo adicional de laboratorio (cucharas, recipientes, guantes, etc.) Equipos de protección personal para Productos químicos 	<p>Procedimiento:</p> <ul style="list-style-type: none"> Tomar 100 g de muestra seca homogeneizada, tamizar por 2 mm para quitar materiales gruesos (se pesan). Pesar 40 g, añadir 50 ml de solución dispersante (hexametáfosfato), enrasar hasta 1 L con agua destilada y agitar durante al menos 12 h Lavar a través de la batería de tamices y pesar las fracciones retenidas en cada una de ellas. La fracción + fina se obtiene por diferencia. 	<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 el muestreo cuantitativo y el tratamiento de muestras de la macrofauna de los fondos blandos marinos.</p>
<p>RECURSOS HUMANOS</p> <p>Lista de recursos humanos:</p> <ul style="list-style-type: none"> 1 técnico con experiencia en este tipo de análisis y que conozca las normas de seguridad del laboratorio 		
<p>REACTIVOS</p> <p>Lista de reactivos:</p> <ul style="list-style-type: none"> Disolución dispersante de hexametáfosfato sódico y bicarbonato sódico: Pese 35,70 g de hexametáfosfato sódico y añádale 7,94 g de bicarbonato sódico 10 hidratado; diluya con agua destilada hasta 1 L. 		

INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS				
		Sistema Bentónico:		Fondos de Tipo detrítico-sedimentario
		Variable explicativa:		Granulometría (FF)
PARÁMETRO	UNIDADES	LÍMITE de CUANTIFICACIÓN	NORMA DE CALIDAD AMBIENTAL	OBSERVACIONES
Zona A Granulometría FF < 63 µm	%	Según límites de la balanza de pesado	No se podrá tener un incremento de la FF un 50% superior que en la zona control o de referencia.	El incumplir la NCA para la zona descrita podría suponer actuaciones administrativas y de gestión como la reubicación de las instalaciones, dimensionamiento de unidades de producción y/o disminución de la producción.
Zona A Granulometría FF < 63 µm	%	Según límites de la balanza de pesado	No se podrá tener un incremento de la FF un 25% superior que en la zona control o de referencia.	El incumplir la NCA para la zona descrita podría suponer gestiones administrativas de replanteamiento de las dimensiones de la concesión.

MUESTREO		
Sistema Bentónico: Variable explicativa:		Fondos de Tipo detrítico-sedimentario pH
RECURSOS	PROCEDIMIENTO DE MUESTREO	NORMATIVA APLICABLE
RECURSOS MATERIALES	PREPARACIÓN	
<p>Listado de materiales:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Embarcación • GPS • Muestreadores: <ul style="list-style-type: none"> i) Sacatestigo de gravedad (<i>corer sampler</i>) de policarbonato u otro tipo de plástico transparente, con tapones plásticos que aseguren la hermeticidad del recipiente. ii) Draga tipo Van-Veen de 0,04 m₂ de superficie y 10 cm de penetración (válida cuando sube cerrada y sin pérdida de material) • Formularios para la recogida de información in situ • pHmetro • Electrodo de pH de penetración 	<p>Seguir las instrucciones del fabricante del electrodo de pH para el calibrado, transporte y mantenimiento del mismo.</p> <p>Calibrado del electrodo de pH:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Se realizará el calibrado con 3 disoluciones tampón, se llena el tubo con la disolución tampón 1 hasta el nivel indicado de llenado, se desenrosca el protector que contiene el electrolito y se lava el electrodo con agua destilada, seguidamente se enrosca el electrodo al tubo con el primer tampón, se agita ligeramente y se obtendrá la medida. • El pHmetro hará dos curvas de calibrado con las tres medidas tomadas y se siguen las instrucciones del instrumento para terminar la calibración del mismo. 	<p>ISO 5667 - 1: 2006. Calidad del Agua. Muestreo. Parte 1: Líneas directrices para la concepción de programas y técnicas de muestreo.</p> <p>En esta norma se incluyen:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Definiciones referentes a los tipos de muestreos que se pueden realizar. • El equipo de muestreo genérico, tanto para muestras de agua como de sedimentos. • La preparación de una campaña de muestreo y de todo el equipo necesario. • Transporte, almacenamiento y registro de las muestras extraídas.
RECURSOS HUMANOS	RECOGIDA	
<p>Listado de recursos humanos:</p> <ul style="list-style-type: none"> • 1 patrón de embarcación con título y equipo propio de buceo • 2 técnicos con experiencia en utilización de electrodo de pH de penetración y con titulación y equipo propio de buceo 	<p>Tamaño mínimo de muestra será de 50 g.</p> <p>Cantidad de muestras:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Según propuesta de diseño experimental y nivel de vigilancia <p>Procedimiento de muestreo:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Una vez obtenida la muestra (tanto con draga como con sacatestigo) se realiza la determinación in situ, introduciendo el electrodo de penetración en la parte más superficial del sedimento, a una profundidad equivalente de 0 - 2 cm. • Se espera a que se estabilice el electrodo durante 2 minutos y se toma la medida, anotar también la temperatura que muestra el pHmetro para tenerla como referencia. <p>Registro:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Rellenar el formulario de registro y codificar las muestras respecto a las posiciones obtenidas con GPS • Identificar cada muestra con el código de muestra, el día de la recogida y técnico responsable del muestreo 	<p>ISO 5667 - 19: 2004. Calidad del agua. Muestreo. Parte 19: Guía para el muestreo de sedimentos marinos.</p> <p>En esta norma se incluyen:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Dispositivos de muestreo según tipo de sedimento • Formulario tipo de registro de muestras de sedimentos <p>ISO 10523: 2008. Determinación del pH.</p>
	CONSERVACIÓN	
	La muestra tendrá que mantenerse húmeda sin alteraciones. Se realizará la determinación in situ.	

ANÁLISIS EN LABORATORIO		
	Sistema Bentónico: Variable explicativa:	Fondos de Tipo detrítico-sedimentario pH
RECURSOS	PROCEDIMIENTO DE ANÁLISIS	NORMATIVA APLICABLE
RECURSOS MATERIALES		
<p>Lista de materiales:</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 • Mortero • Papel de aluminio • Equipos de protección personal para productos químicos 	<p>Procedimiento:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Secar la muestra a 60 °C en un horno • Pulverizar la muestra con un mortero • Se extrae una masa de 0,5 g de sedimento seco y se trata con 10 mL de $K_2Cr_2O_7$ 1 N en 20 mL de H_2SO_4 concentrado y 10 mL de Ag_2SO_4 0,25 % • Agitar un poco y dejar actuar durante 30 min. • Una vez finalizada la oxidación del carbono en el sedimento, se agregan 100 mL de agua destilada, 10 mL de H_3PO_4 concentrado, 0,2 g de $NaF_{(s)}$ y 10 gotas de difenilamina • Valorar añadiendo $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2 \cdot 6 H_2O$ 0,5 N hasta que se consiga un color verdoso, seguir añadiendo $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2$ hasta el punto final de verde brillante • Se lleva en paralelo la titulación de los blancos, usando las mismas cantidades de disoluciones y reactivos. <p>Cálculo de materia orgánica:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Se calcula primero el % de carbono orgánico a través de la siguiente fórmula: $\% \text{ Carbono Orgánico} = [10 \times (1 - (T / S)) \times (1 N \times 0,003) \times (100 / W)] \times 1,33$ donde: 10 mL = volumen de $K_2Cr_2O_7$ agregados a la muestra de sedimento 1N= Normalidad del $K_2Cr_2O_7$ T= volumen (mL) gastado de la disolución de sulfato de hierro (II) y amonio para el exceso de $K_2Cr_2O_7$ S= volumen (mL) gastado en el blanco de la disolución desulfato de hierro (II) y amonio 0,003 = 12 / 4000 miliequivalente gramos del carbono W= masa (g) de la muestra de sedimento 1,33 = factor de corrección para el método que recupera el 75 % 	<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 en este tipo de análisis y que conozca las normas de seguridad del laboratorio 		
REACTIVOS		
<p>Lista de reactivos:</p> <ul style="list-style-type: none"> • $K_2Cr_2O_7$ 1 N. Se disuelven en agua exactamente 49,04 g de $K_2Cr_2O_7$, y diluir la disolución hasta 1 litro. • $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2 \cdot 6 H_2O$ 0,5 N. Se disuelven 195,93 g de $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2$, en 800 mL de agua que contiene 20 mL de H_2SO_4 concentrado y diluir hasta 1 litro. • Ag_2SO_4 0,25 %. Disolver 0,5 g de Ag_2SO_4 en un cierto volumen de agua y diluir hasta 200 mL. • H_3PO_4 concentrado al 85 % • $NaF_{(s)}$ • Indicador Difenilamina. Se disuelven 0,5 g de difenilamina en una mezcla de 20 mL de agua con 100 mL de H_2SO_4 concentrado. 	<ul style="list-style-type: none"> • Y el % de materia orgánica se obtiene con la siguiente fórmula: $\% \text{ Materia Orgánica} = \% C \times 1,724$ donde: 1,724= factor de Van Bemmelen el cual considera que la materia orgánica contiene en promedio el 58 % de carbono. 	

INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS		Sistema Bentónico: Variable explicativa:		Fondos de Tipo detrítico-sedimentario pH
PARÁMETRO	UNIDADES	LÍMITE DE CUANTIFICACIÓN	NORMA DE CALIDAD AMBIENTAL	OBSERVACIONES
Zona A pH	Unidades de pH	el indicado por el fabricante del electrodo	7,0 ÷ 9,0	Referencias: <ul style="list-style-type: none"> • Directiva 2006/113/CE
Zona B pH	Unidades de pH	el indicado por el fabricante del electrodo	7.5 – 8.5	En caso de que la región de explotación de la acuicultura se sitúe en un ambiente que naturalmente tenga una gran carga de materia orgánica (frente a la desembocadura de un río o rambla) se planteará un contraste de hipótesis de tal forma que el pH en la zona B no deba ser significativamente diferente del Control

MUESTREO Sistema Bentónico: Fondos de Tipo detrítico-sedimentario Variable explicativa: Eh		
RECURSOS	PROCEDIMIENTO DE MUESTREO	NORMATIVA APLICABLE
RECURSOS MATERIALES	PREPARACIÓN	
Listado de materiales: <ul style="list-style-type: none"> • Embarcación • GPS • Muestreadores: <ul style="list-style-type: none"> i) Sacatestigo de gravedad (corer sampler) de policarbonato u otro tipo de plástico transparente, con tapones plásticos que aseguren la hermeticidad del recipiente. ii) Draga tipo Van-Veen de 0,04 m² de superficie y 10 cm de penetración (válida cuando sube cerrada y sin pérdida de material). • Formularios para la recogida de información in situ • pHmetro o instrumento con entrada para Electrodo Eh. • Electrodo de Eh de platino de penetración 	<p>Seguir las instrucciones del fabricante del electrodo de Eh para el calibrado, transporte y mantenimiento del mismo.</p> <p>Los electrodos metálicos no presentan desplazamientos significativos de sus potenciales, por ello, habitualmente no se calibran. Sin embargo por el uso pueden producirse algunas desviaciones por el uso.</p> <p>Calibrado del sensor de Eh:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Se realizará el calibrado con 1 disolución patrón de 220 mV, se llena el tubo con la disolución patrón hasta el nivel indicado de llenado, se desenrosca el protector que contiene el electrolito y se lava el electrodo con agua destilada, seguidamente se enrosca el electrodo al tubo con el patrón, se agita ligeramente y se obtendrá la medida. • Seguir las instrucciones de la pantalla del instrumento y terminar la calibración. 	<p>ISO 5667 - 1: 2006. Calidad del Agua. Muestreo. Parte 1: Líneas directrices para la concepción de programas y técnicas de muestreo.</p> <p>En esta norma se incluyen:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Definiciones referentes a los tipos de muestreos que se pueden realizar. • El equipo de muestreo genérico, tanto para muestras de agua como de sedimentos. • La preparación de una campaña de muestreo y de todo el equipo necesario. • Transporte, almacenamiento y registro de las muestras extraídas.
RECURSOS HUMANOS	RECOGIDA	
Listado de recursos humanos: <ul style="list-style-type: none"> • 1 patrón de embarcación con título y equipo propio de buceo • 2 técnicos con experiencia en utilización electrodo de Eh de platino de penetración y con titulación y equipo propio de buceo 	<p>Tamaño mínimo de muestra será de 50 g.</p> <p>Cantidad de muestras: según propuesta de diseño experimental y nivel de vigilancia</p> <p>Procedimiento de muestreo:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Una vez obtenida la muestra (tanto con draga como con sacatestigo) se realiza la determinación in situ, introduciendo el electrodo de penetración en la parte más superficial del sedimento, a una profundidad equivalente de 0 - 2 cm. • Se espera a que se estabilice el electrodo durante 2 minutos y se toma la medida, anotar también la temperatura que muestra el pH metro para tenerla como referencia. <p>Registro:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Rellenar el formulario de registro y codificar las muestras respecto a las posiciones obtenidas con GPS • Identificar cada muestra con el código de muestra, el día de la recogida y técnico responsable del muestreo 	<p>ISO 5667 - 19: 2004. Calidad del agua. Muestreo. Parte 19: Guía para el muestreo de sedimentos marinos.</p> <p>En esta norma se incluyen:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Dispositivos de muestreo según tipo de sedimento • Formulario tipo de registro de muestras de sedimentos
	CONSERVACIÓN	
	La muestra tendrá que mantenerse húmeda sin alteraciones. Se realizará la determinación <i>in situ</i> .	

INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS**Sistema Bentónico:
Variable explicativa:****Fondos de Tipo detrítico-sedimentario
Eh**

PARÁMETRO	UNIDADES	LÍMITE DE CUANTIFICACIÓN	NORMA DE CALIDAD AMBIENTAL	OBSERVACIONES
Zona A Eh	mV	El indicado por el fabricante del electrodo.	Valores promedio admitidos de Eh no inferiores (más electronegativos) a -200 mV medidos a 2 cm del interior de sedimento	
Zona B Eh	mV	El indicado por el fabricante del electrodo	Valores promedio admitidos de Eh comprendidos entre -50 y -100 mV medidos a 2 cm del interior de sedimento	En caso de que la región de explotación de la acuicultura se sitúe en un ambiente que naturalmente tenga una gran carga de materia orgánica (e.g. frente a la desembocadura de un río) se planteará un contraste de hipótesis de tal forma que el Eh en la zona B no deba ser significativamente diferente de la zona control o de referencia.

164

MUESTREO Sistema Bentónico: Fondos de Tipo detrítico-sedimentario Variable explicativa: Señal isotópica del ¹⁵N		
RECURSOS	PROCEDIMIENTO DE MUESTREO	NORMATIVA APLICABLE
RECURSOS MATERIALES	PREPARACIÓN	
Listado de materiales: <ul style="list-style-type: none"> • Embarcación • GPS • Muestreadores: <ul style="list-style-type: none"> i) Sacatestigo de gravedad (corer sampler) de policarbonato u otro tipo de plástico transparente, con tapones plásticos que aseguren la hermeticidad del recipiente. ii) Draga tipo Van-Veen de 0,04 m² de superficie y 10 cm de penetración (válida cuando sube cerrada y sin pérdida de material). • Formularios para la recogida de información in situ • Jeringuilla recortada por su parte apical de 20 mL (2 cm de diámetro) • Parafina • Nevera de campo 		ISO 5667 - 1: 2006. Calidad del Agua. Muestreo. Parte 1: Líneas directrices para la concepción de programas y técnicas de muestreo. En esta norma se incluyen: <ul style="list-style-type: none"> • Definiciones referentes a los tipos de muestreos que se pueden realizar. • El equipo de muestreo genérico, tanto para muestras de agua como de sedimentos. • La preparación de una campaña de muestreo y de todo el equipo necesario. • Transporte, almacenamiento y registro de las muestras extraídas.
RECURSOS HUMANOS	RECOGIDA	
Listado de recursos humanos: <ul style="list-style-type: none"> • 1 patrón de embarcación con título y equipo propio de buceo • 2 técnicos con experiencia en utilización de dragas y sacatestigos y con titulación y equipo propio de buceo 	Tamaño mínimo de la muestra es de 5 mg de sedimento Cantidad de muestras: según propuesta de diseño experimental y nivel de vigilancia Procedimiento: <ul style="list-style-type: none"> • Se toma la muestra con una draga o con un sacatestigos • Se toma una submuestra (5 mL de sedimento) en el primer cm de sedimento con jeringuillas de 20 ml (2 cm de diámetro) a las que se les ha quitado la parte apical de modo que adquieren aspecto de émbolo. Cantidad de sedimento: 50 mg. • Seguidamente se tapa la jeringuilla con parafina. Registro: <ul style="list-style-type: none"> • Rellenar el formulario de registro y codificar las muestras respecto a las posiciones obtenidas con GPS • Identificar cada muestra con el código de muestra, el día de la recogida y técnico responsable del muestreo 	ISO 5667 - 15: 2009. Calidad del agua. Muestreo. Parte 15: Guía para la conservación y manipulación de muestras de lodo y sedimentos. En esta norma se incluyen: <ul style="list-style-type: none"> • Indicaciones sobre el tipo de recipiente, condiciones de conservación y de almacenamiento de una muestra de sedimento marino según parámetro de determinación. ISO 5667 - 19: 2004. Calidad del agua. Muestreo. Parte 19: Guía para el muestreo de sedimentos marinos. En esta norma se incluyen: <ul style="list-style-type: none"> • Dispositivos de muestreo según tipo de sedimento • Formulario tipo de registro de muestras de sedimentos
	CONSERVACIÓN	
	Durante el transporte hasta el laboratorio la muestra tendrá que estar refrigerada, a 4° C, una vez en el laboratorio tendrá que congelarse la muestra a -30 ° C, y podrá conservarse como mucho durante 2 meses hasta el momento de la determinación. El material tendrá que ser descongelado a temperatura ambiente para su determinación.	

ANÁLISIS EN LABORATORIO

Sistema Bentónico:
Variable explicativa:

Fondos de Tipo detrítico-sedimentario
Señal isotópica del ^{15}N

RECURSOS	PROCEDIMIENTO DE ANÁLISIS	REFERENCIA
RECURSOS MATERIALES		
<p>Lista de materiales:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Estufa • Mortero • Microbalanza • Cápsulas de estaño • Jeringa recortada por su parte apical • Espectrómetro de masas de relaciones isotópicas • Analizador elemental • Equipos de protección personal para productos químicos 	<p>Procedimiento:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Secar la muestra en estufa 40-60 °C. • Moler las muestras con mortero o pulverizar con molino de bolas para alicuotar mejor. El grado de molienda debe ser lo más posible para garantizar homogeneidad y representatividad de la porción que se pesa. • Pesar el material seco en polvo en una microbalanza de precisión y empaquetar en cápsulas de estaño • La determinación isotópica se realiza por medio de un elemental conectado a un espectrómetro de masas de isotópicas. <p>Luego se aplica la relación isotópica siguiente:</p> $\delta^{15}\text{N} = \left(\frac{^{15}\text{N}/^{14}\text{N}_{\text{muestra}}}{^{15}\text{N}/^{14}\text{N}_{\text{patrón}}} - 1 \right) \cdot 1000 \text{ (‰)}$	<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 en este tipo análisis y que conozca las normas de seguridad del laboratorio 		
REACTIVOS		
<p>Lista de reactivos:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Acetanilida como el estándar de referencia para cuantificar el contenido de nitrógeno. • Varios estándares de referencia para el cálculo de las relaciones isotópicas 		

INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS		Sistema Bentónico: Variable explicativa:	Fondos de Tipo detrítico-sedimentario Señal isotópica del ^{15}N	
PARÁMETRO	UNIDADES	LÍMITE DE CUANTIFICACIÓN	NORMA DE CALIDAD AMBIENTAL	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS
Zona A $\delta^{15}\text{N}$	‰	Según límites de detección del espectrómetro de masas de relaciones isotópicas. Error total <2% para 30 réplicas.	Valores promedio de $\delta^{15}\text{N}$ admitidos hasta un 6‰ o que no superen en más de 4 unidades (‰) la señal del control o 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 ecológicos 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 $\delta^{15}\text{N}$	‰	Según límites de detección del espectrómetro de masas de relaciones isotópicas. Error total <2% para 30 réplicas	Valores promedio de $\delta^{15}\text{N}$ admitidos equivalentes a los valores promedio del control o referencia	I.G. Viana, et al., 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

MUESTREO Sistema Bentónico: Fondos de Tipo detrítico-sedimentario Variable explicativa: Sulfuros libres totales		
RECURSOS	PROCEDIMIENTO DE MUESTREO	NORMATIVA APLICABLE
RECURSOS MATERIALES	PREPARACIÓN	
Listado de materiales: <ul style="list-style-type: none"> • Embarcación • GPS • Muestreadores: <ul style="list-style-type: none"> i) Sacatestigo de gravedad (corer sampler) de policarbonato u otro tipo de plástico transparente, con tapones plásticos que aseguren la hermeticidad del recipiente. ii) Draga tipo Van-Veen de 0,04m² de superficie y 10 cm de penetración (válida cuando sube cerrada y sin pérdida de material). • Formularios para la recogida de información in situ • Nevera de campo • Jeringuilla de 20 ml recortada por su parte apical (2 cm de diámetro) • Parafina 		ISO 5667 - 1: 2006. Calidad del Agua. Muestreo. Parte 1: Líneas directrices para la concepción de programas y técnicas de muestreo. En esta norma se incluyen: <ul style="list-style-type: none"> • Definiciones referentes a los tipos de muestreos que se pueden realizar. • El equipo de muestreo genérico, tanto para muestras de agua como de sedimentos. • La preparación de una campaña de muestreo y de todo el equipo necesario. • Transporte, almacenamiento y registro de las muestras extraídas.
RECURSOS HUMANOS	RECOGIDA	ISO 5667 - 15: 2009. Calidad del agua. Muestreo. Parte 15: Guía para la conservación y manipulación de muestras de lodo y sedimentos. En esta norma se incluyen: <ul style="list-style-type: none"> • Indicaciones sobre el tipo de recipiente, condiciones de conservación y de almacenamiento de una muestra de sedimento marino según parámetro de determinación.
Listado de recursos humanos: <ul style="list-style-type: none"> • 1 patrón de embarcación con título y equipo propio de buceo • 2 técnicos con experiencia en utilización de dragas y sacatestigos y con titulación y equipo propio de buceo 	Tamaño mínimo de la submuestra será de 5 mL. Cantidad de muestras: según propuesta de diseño experimental y nivel de vigilancia Procedimiento: <ul style="list-style-type: none"> • Se toma la muestra con una draga o con un sacatestigos • Se toma una submuestra (5 mL de sedimento) en los primeros 2 cm de sedimento con jeringuillas de 20 ml (2 cm de diámetro) a las que se les ha quitado la parte apical de modo que adquieren aspecto de émbolo. En estas jeringuillas, la marca de 5 mL coincide con 2 cm de penetración en el sedimento, seguidamente se tapa la jeringuilla con parafina. Registro: <ul style="list-style-type: none"> • Rellenar el formulario de registro y codificar las muestras respecto a las posiciones obtenidas con GPS • Identificar cada muestra con el código de muestra, el día de la recogida y técnico responsable del muestreo 	ISO 5667 - 19: 2004. Calidad del agua. Muestreo. Parte 19: Guía para el muestreo de sedimentos marinos. En esta norma se incluyen: <ul style="list-style-type: none"> • Dispositivos de muestreo según tipo de sedimento • Formulario tipo de registro de muestras de sedimentos
	CONSERVACIÓN	

ANÁLISIS EN LABORATORIO		
Sistema Bentónico: Fondos de Tipo detrítico-sedimentario		Variable explicativa: Sulfuros libres totales
RECURSOS	PROCEDIMIENTO DE ANÁLISIS	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS
RECURSOS MATERIALES	CALIBRADO	
<p>Lista de materiales:</p> <ul style="list-style-type: none"> Data-logger portátil portátil pH/ISE-metro Electrodo ion selectivo de plata/sulfuro con disolución de relleno Agitador magnético. Barras magnéticas recubiertas de teflón. Bureta de 10 mL. Vasos de precipitado de 50 y 100 mL. Probetas de 250 mL. Pipetas automáticas de volumen variable (50-100 µL, 100-1000 µL, 1-10 mL). Balanza analítica de precisión 0,01 g Equipos de protección personal para productos químicos 	<p>Seguir las instrucciones del fabricante del electrodo de plata/sulfuro para el calibrado y mantenimiento del mismo.</p> <p>Los electrodos metálicos no presentan desplazamientos significativos de sus potenciales, por ello, habitualmente no se calibran. Sin embargo por el uso pueden producirse algunas desviaciones.</p> <p>El electrodo debe llenarse con su solución de relleno correspondiente 24h antes de la calibración y medición.</p> <p>Calibrado del electrodo plata/sulfuro:</p> <ul style="list-style-type: none"> Conectar el electrodo de plata /sulfuro y el electrodo de referencia (cuando corresponda) al pH/ISE-metro, enjuagar ambos electrodos con agua destilada y secar con papel absorbente. Se recomienda utilizar como mínimo 3 patrones, de 100µM, 1000µM y 10000µM, aunque dependiendo de los niveles de la zona puede ser recomendable utilizar otras concentraciones. Colocar el/los electrodo/s en la muestra y registrar la medida una vez que se haya estabilizado. La calibración ha de hacerse en orden creciente de concentración de los patrones. <p>Añadir SAOB (con ácido ascórbico) en relación 1:1, y leer con el electrodo mientras se agita suavemente. La pendiente de los coeficientes de calibración a de estar entre -26 y -34. Realizar una calibración por cada 30 muestras medidas para evitar la deriva del electrodo.</p>	<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 de 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., Akagiu, 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	ANÁLISIS	
<p>Lista de recursos humanos:</p> <ul style="list-style-type: none"> 1 técnico con experiencia en este tipo de análisis y que conozca las normas de seguridad del laboratorio 		
REACTIVOS		
<p>Listado de reactivos:</p> <ul style="list-style-type: none"> Agua destilada y desaireada para evitar posibles oxidaciones del ión sulfuro. Disolución de 0.1 M perclorato de plomo $Pb(ClO_4)_2$. Disolver 40,610 g de perclorato de plomo en agua y llevar a 1000 mL en matraz aforado Buffer antioxidante de sulfuro (SAOB): 20.0 g NaOH + 17.9 g EDTA preparar una disolución de 250 ml en un matraz aforado. Ácido ascórbico. El SAOB se mezcla con el ác. ascórbico antes de su utilización. 8.75g ác. ascórbico/250 ml de SAOB Disolución stock sulfuro de sodio al 3% (0.01M) (Estable durante 48 h. mantener en frasco de color ambar o en oscuridad). Determinar su concentración exacta por titulación potenciométrica con perclorato de plomo 0.100M, según procedimiento para determinación de sulfuro por titulación potenciométrico. Preparar disolución estándar de sulfuro de 0.001 M y 0.0001 M en matraces aforado de 50 ml. 	<p>Procedimiento:</p> <ul style="list-style-type: none"> Pasar la muestra de la jeringuilla con punta recortada en la parte apical (aprox. 5 ml) a un vaso de precipitado (e.g. 50 ml) y añadir 5 ml de tampón Anti-oxidante de los Sulfuros (SAOB)- ác ascórbico. Colocar directamente en el recipiente una barra magnética y agitar suavemente. Esperar entre 1-3 minutos antes de proceder a su medición (no sobrepasar los 15 minutos desde que se mezcla el sedimento muestra con el tampón SAOB). Introducir el electrodo en la mezcla sedimento- reactivos. Registrar la medida de sulfuro (lectura estable en 1-2 minutos). Limpiar el electrodo con agua entre muestra y conservar después de su uso según las instrucciones del fabricante. 	

INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS

Sistema Bentónico: Fondos de Tipo detrítico-sedimentario
Variable explicativa: Sulfuros libres totales

PARÁMETRO	UNIDADES	LÍMITE DE CUANTIFICACIÓN	NORMA DE CALIDAD AMBIENTAL	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS
Zona A TFS	µm	El establecido por el fabricante del electrodo selectivo	<ul style="list-style-type: none"> Valores promedio de TFS normales admitidos deben ser inferiores a 3000 µM (promedio de todas las réplicas; no se admiten más de 3 muestras > 5000 µM). Valores promedio de TFS de 3000 – 5000 µM implican un incremento en la frecuencia de seguimiento de TFS y del poblamiento infaunal de poliquetos. Valores promedio de TFS > 5000 µM (valores intolerables en la zona A) implica actuaciones administrativas y de gestión como la reubicación de las instalaciones y/o disminución de la producción. 	<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	El establecido por el fabricante del electrodo selectivo	<ul style="list-style-type: none"> Valores de TFS admitidos dependientes de valores en zonas control o de referencia: como máximo un 50% superior a los valores en los controles. Valores promedio de TFS un 50% superior a los de los controles implican un incremento en la frecuencia de seguimiento del poblamiento infaunal de poliquetos. La superación de esta NCA puede llegar a suponer gestiones administrativas de replanteamiento de las dimensiones de la concesión. Valores promedio de TFS > 3000 µM (valores intolerables en zona B) Implicaría actuaciones administrativas y de gestión como la reubicación de las instalaciones y/o disminución de la producción. 	

MUESTREO Sistema Bentónico: Fondos de Tipo detrítico-sedimentario Variable explicativa: Materia Orgánica (MO)		
RECURSOS	PROCEDIMIENTO DE MUESTREO	NORMATIVA APLICABLE
RECURSOS MATERIALES Listado de materiales: <ul style="list-style-type: none"> • Embarcación • GPS • Muestreadores: <ol style="list-style-type: none"> Sacatestigo de gravedad (corer sampler) de policarbonato u otro tipo de plástico transparente, con tapones plásticos que aseguren la hermeticidad del recipiente. Draga tipo Van-Veen de 0,04 m² de superficie y 10 cm de penetración (válida cuando sube cerrada y sin pérdida de material). • Formularios para la recogida de información in situ • Nevera de campo 	PREPARACIÓN	ISO 5667 - 1: 2006. Calidad del Agua. Muestreo. Parte 1: Líneas directrices para la concepción de programas y técnicas de muestreo. En esta norma se incluyen: <ul style="list-style-type: none"> • Definiciones referentes a los tipos de muestreos que se pueden realizar. • El equipo de muestreo genérico, tanto para muestras de agua como de sedimentos. • La preparación de una campaña de muestreo y de todo el equipo necesario. • Transporte, almacenamiento y registro de las muestras extraídas. ISO 5667 - 15: 2009. Calidad del agua. Muestreo. Parte 15: Guía para la conservación y manipulación de muestras de lodo y sedimentos. En esta norma se incluyen: <ul style="list-style-type: none"> • Indicaciones sobre el tipo de recipiente, condiciones de conservación y de almacenamiento de una muestra de sedimento marino según parámetro de determinación. ISO 5667 - 19: 2004. Calidad del agua. Muestreo. Parte 19: Guía para el muestreo de sedimentos marinos. En esta norma se incluyen: <ul style="list-style-type: none"> • Dispositivos de muestreo según tipo de sedimento • Formulario tipo de registro de muestras de sedimentos
RECURSOS HUMANOS Listado de recursos humanos: <ul style="list-style-type: none"> • 1 patrón de embarcación con título y equipo propio de buceo • 2 técnicos con experiencia en utilización de dragas y • Sacatestigos y con titulación y equipo propio de buceo 	RECOGIDA Tamaño mínimo de muestra será de 100 g. Cantidad de muestras: según propuesta de diseño experimental y nivel de vigilancia Procedimiento: <ul style="list-style-type: none"> • Sacar una muestra con un sacatestigo de gravedad para asegurar que no se va a perder durante el muestreo, la fracción fina de sedimento. • Asegurar que los dos tapones del sacatestigo quedan bien cerrados. Registro: <ul style="list-style-type: none"> • Rellenar el formulario de registro y codificar las muestras respecto a las posiciones obtenidas con GPS • Identificar cada muestra con el código de muestra, el día de la recogida y técnico responsable del muestreo 	
	CONSERVACIÓN Si no se realiza el almacenamiento en el sacatestigo, almacenar en recipiente de plástico o vidrio que quede herméticamente cerrado. La conservación tendrá que ser en refrigerador de 1 a 5°C y durante un máximo de 7 días.	

ANÁLISIS EN LABORATORIO

Sistema Bentónico: Fondos de Tipo detrítico-sedimentario Variable explicativa: Materia Orgánica

RECURSOS	PROCEDIMIENTO DE ANÁLISIS	NORMATIVA APLICABLE
RECURSOS MATERIALES		
<p>Lista de materiales:</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 • Mortero • Papel de aluminio • Equipos de protección personal para productos químicos 	<p>Procedimiento:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Secar la muestra a 60 °C en un horno • Pulverizar la muestra con un mortero • Se extrae una masa de 0,5 g de sedimento seco y se trata con 10 mL de $K_2Cr_2O_7$ 1 N en 20 mL de H_2SO_4 concentrado y 10 mL de Ag_2SO_4 0,25 % • Agitar un poco y dejar actuar durante 30 min. • Una vez finalizada la oxidación del carbono en el sedimento, se agregan 100 mL de agua destilada, 10 mL de H_3PO_4 concentrado, 0,2 g de NaF(s) y 10 gotas de difenilamina • Valorar añadiendo $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2 \cdot 6 H_2O$ 0,5 N hasta que se consiga un color verdoso, seguir añadiendo $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2$ hasta el punto final de verde brillante • Se lleva en paralelo la titulación de los blancos, usando las mismas cantidades de disoluciones y reactivos. 	<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>Cálculo de materia orgánica:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Se calcula primero el % de carbono orgánico a través de la siguiente fórmula: $\% \text{ Carbono Orgánico} = [10 \times (1 - (T/S)) \times (1 N \times 0,003) \times (100 / W)] \times 1,33$ donde: 10 mL = volumen de $K_2Cr_2O_7$ agregados a la muestra de sedimento 1N= Normalidad del $K_2Cr_2O_7$ T= volumen (mL) gastado de la disolución de sulfato de hierro (II) y amonio para el exceso de $K_2Cr_2O_7$ S= volumen (mL) gastado en el blanco de la disolución desulfato de hierro (II) y amonio 0,003 = 12 / 4000 miliequivalente gramos del carbono W= masa (g) de la muestra de sedimento 1,33 = factor de corrección para el método que recupera el 75 % 	
REACTIVOS	<ul style="list-style-type: none"> • Y el % de materia orgánica se obtiene con la siguiente fórmula: $\% \text{ Materia Orgánica} = \% C \times 1,724$ donde: 1,724= factor de Van Bemmelen el cual considera que la materia orgánica contiene en promedio el 58 % de carbono. 	
<p>Lista de reactivos:</p> <ul style="list-style-type: none"> • $K_2Cr_2O_7$ 1 N . Se disuelven en agua exactamente 49,04 g de $K_2Cr_2O_7$, y diluir la disolución hasta 1 litro. • $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2 \cdot 6 H_2O$ 0,5 N. Se disuelven 195,93 g de $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2$, en 800 mL de agua que contiene 20 mL de H_2SO_4 concentrado y diluir hasta 1 litro. • Ag_2SO_4 0,25 %. Disolver 0,5 g de Ag_2SO_4 en un cierto volumen de agua y diluir hasta 200 mL. • H_3PO_4 concentrado al 85 % • NaF^(s) • Indicador Difenilamina. Se disuelven 0,5 g de difenilamina en una mezcla de 20 mL de agua con 100 mL de H_2SO_4 concentrado. 		

INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS				
		Sistema Bentónico: Variable explicativa:	Fondos de Tipo detrítico-sedimentario Contenido en Materia Orgánica	
PARÁMETRO	UNIDADES	ESTANDARIZACIÓN	NORMA DE CALIDAD AMBIENTAL	OBSERVACIONES
Zona A Materia Orgánica	%	Utilización de dextrosa para estandarizar el método. Se recomienda una desviación de materia orgánica en 10 réplicas $\leq 0,04\%$	Valores promedio admitidos de MO hasta un 50% superior que el promedio de la zona control o de referencia.	Comparación de la evolución en el tiempo de esta variable entre la zona A y el control o referencia mediante el test estadístico adecuado para el contraste de la hipótesis H_0 : no existen diferencias significativas entre los valores promedio superiores al 50% del control.
Zona B Materia Orgánica	%	Utilización de dextrosa para estandarizar el método. Se recomienda una desviación de materia orgánica en 10 réplicas $\leq 0,04\%$	Valores promedio admitidos de MO inferiores o iguales a los valores promedio de la zona control o de referencia.	Comparación de la evolución en el tiempo de esta variable entre la zona B frente al control o referencia mediante el test estadístico adecuado para el contraste de la hipótesis H_0 : no existen diferencias significativas entre los valores promedio.

MUESTREO Sistema Bentónico: Fondos rocosos Variable de estado: Biomasa de organismos formadores del hábitat		
RECURSOS	PROCEDIMIENTO DE MUESTREO	NORMATIVA APLICABLE
RECURSOS MATERIALES	PREPARACIÓN	
Listado de materiales: <ul style="list-style-type: none"> • Embarcación • GPS • Marco de 20 cm x 20 cm de PVC • Formularios para la recogida de información in situ, papel vegetal • Tablilla de PVC y lápiz graso • Espátula para raspar la superficie rocosa • Nevera de campo 	Previamente se habrá identificado el "organismo formador del hábitat"	ISO 5667 - 9: 2003. Calidad del agua. Muestreo. Parte 3: Líneas directrices para la conservación y manipulación de muestras de agua. En esta norma se incluyen: <ul style="list-style-type: none"> • Tabla de recomendaciones para la conservación de muestras de macroalgas (masa fresca). ISO 19493: 2007. Calidad del agua. Orientación para los estudios biológicos de las poblaciones del sustrato duro. En esta norma se incluyen: <ul style="list-style-type: none"> • Muestreo • Indicaciones para la identificación taxonómica • Tratamiento de las muestras • Formulario de campo tipo Consultar las citas siguientes recogidas en la bibliografía de esta Guía: Bárbara <i>et al.</i> 1995 Cremades <i>et al.</i> 2004 Donze, 1968 Miranda, 1934 Otero-Schmitt and Pérez-Cirera, 2002.
RECURSOS HUMANOS	RECOGIDA	
Listado de recursos humanos: <ul style="list-style-type: none"> • 1 patrón de embarcación con título y equipo propio de buceo • 2 técnicos con experiencia en el muestreo de sustratos rocosos con titulación y equipo propio de buceo 	Cantidad de muestras: según propuesta de diseño experimental y nivel de vigilancia Procedimiento: <ul style="list-style-type: none"> • Se realiza un raspado de la roca sobre un cuadrado de 20 cm x 20 cm recogiendo toda la epibiota (macroalgas) • Fijar la muestra en una dilución de formaldehído. • Añadir un tampón, como el bórax, para neutralizar el pH de la muestra Registro: <ul style="list-style-type: none"> • Rellenar el formulario de registro y codificar las muestras respecto a las posiciones obtenidas con GPS • Identificar cada muestra con el código de muestra, el día de la recogida y técnico responsable del muestreo 	
	CONSERVACIÓN	
	Según el método normalizado de conservación de la ISO 5667 - 9: 2003, si el análisis se va a realizar en las próximas 24 h. será suficiente refrigerar la muestra entre 1 y 5 °C. Por el contrario si va a tardar más el análisis se tendrá que conservar con formaldehído al 37% neutralizado con tetraborato de sodio o hexametilentetraamina (disolución de formalina de 100 g/l) para obtener una disolución del 3,7% de formaldehído (correspondiente a una dilución 1:10 de la disolución de formalina).	

ANÁLISIS EN LABORATORIO		
	Sistema Bentónico: Variable de estado:	Fondos rocosos Biomasa de organismos formadores del hábitat
RECURSOS	PROCEDIMIENTO DE ANÁLISIS	NORMATIVA APLICABLE
RECURSOS MATERIALES		<p>ISO 19493: 2007. Calidad del agua. Orientación para los estudios biológicos de las poblaciones del sustrato duro.</p> <p>En esta norma se incluyen:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Muestreo • Indicaciones para la identificación taxonómica • Tratamiento de las muestras • Formulario de campo tipo
<p>Lista de materiales:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Bandejas de plástico. • Tamiz de 0,5 mm de luz de malla • Instrumentos de disección (pinzas, lancetas, etc.). • Una lupa provisto de flexo. • Lupa binocular. • Microscopio. • Claves de determinación. • Equipos de protección personal para productos químicos 		
RECURSOS HUMANOS		
<p>Lista de recursos humanos:</p> <ul style="list-style-type: none"> • 1 técnico con experiencia la identificación de organismos marinos y que conozca las normas de seguridad del laboratorio 		
REACTIVOS	<p>Procedimiento:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Si la muestra ha sido fijada se lava sobre un tamiz de 0,5 mm de luz de malla para eliminar el formol. • Se procede a la separación de especímenes sobre una bandeja de plástico, con la ayuda de la luz de un flexo provisto de lupa para ver los individuos de menor tamaño. • Las algas separadas del resto de organismos se recogen de la bandeja usando unas pinzas de relojero. • Las algas separadas se recuentan y se almacenan en botes con formalina hasta su posterior identificación. • La clasificación debe realizarse con ayuda de claves actualizadas del grupo taxonómico seleccionado (algas). • Por último se calcula la biomasa de estos organismos (peso seco después de exposición a 105 °C durante 24h). 	
<p>Lista de reactivos:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Formaldehido al 37% • Tampón de tetraborato de sodio o hexametilentetraamina 		

INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS		Sistema Bentónico: Variable de estado:	Fondos rocosos Biomasa de organismos formadores del hábitat
PARÁMETRO	UNIDADES	NORMA DE CALIDAD AMBIENTAL	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS
Fondo rocoso inter o submareal cercano a las instalaciones Biomasa	g/m ²	Comparación de la evolución en el tiempo de la biomasa de los organismos formadores del hábitat entre el fondo rocoso más afectado por las instalaciones y el fondo control o de referencia, mediante el test estadístico adecuado que contraste la hipótesis H ₀ : no existen diferencias significativas entre los valores promedio.	Referencias: En las instalaciones que se encuentren en las masas de agua descritas por la tabla 45 del Orden ARM/2656/2008 se utilizarán los indicadores que se describen en la misma.

47/9

MUESTREO Sistema Bentónico: Fondos de maërl Variable de estado: Biomasa/Tanatomasa		
RECURSOS	PROCEDIMIENTO DE MUESTREO	NORMATIVA APLICABLE
RECURSOS MATERIALES	PREPARACIÓN	ISO 5667 - 9: 2003. Calidad del agua. Muestreo. Parte 3: Líneas directrices para la conservación y manipulación de muestras de agua. En esta norma se incluyen: <ul style="list-style-type: none"> Tabla de recomendaciones para la conservación de muestras de macroalgas (masa fresca). ISO 19493: 2007. Calidad del agua. Orientación para los estudios biológicos de las poblaciones del sustrato duro. En esta norma se incluyen: <ul style="list-style-type: none"> Muestreo Indicaciones para la identificación taxonómica Tratamiento de las muestras Formulario de campo tipo Consultar las citas siguientes recogidas en la bibliografía de esta Guía: Peña and Bárbara 2007, 2008 a,b, 2009, 2010. Peña 2010
Listado de materiales: <ul style="list-style-type: none"> Embarcación GPS Marco de 20 cm x 20 cm de PVC Formularios para la recogida de información in situ, papel vegetal Lápiz Tablilla de PVC y lápiz graso Espátula o paleta para la recogida de algas calcáreas Nevera de campo 		
RECURSOS HUMANOS	RECOGIDA	
Listado de recursos humanos: <ul style="list-style-type: none"> 1 patrón de embarcación con título y equipo propio de buceo 2 técnicos con experiencia en en la toma de muestras de organismos bentónicos y con titulación y equipo propio de buceo 	Cantidad de muestras: según propuesta de diseño experimental y nivel de vigilancia Procedimiento: <ul style="list-style-type: none"> Se realiza un raspado de la roca sobre un cuadrado de 20 cm x 20 cm recogiendo toda la comunidad Fijar la muestra en una dilución de formaldehído. Añadir un tampón, como el bórax, para neutralizar el pH de la muestra Registro: <ul style="list-style-type: none"> Rellenar el formulario de registro y codificar las muestras respecto a las posiciones obtenidas con GPS Identificar cada muestra con el código de muestra, el día de la recogida y técnico responsable del muestreo 	
	CONSERVACIÓN	Según el método normalizado de conservación de la ISO 5667 - 9: 2003, si el análisis se va a realizar en las próximas 24h será suficiente refrigerar la muestra entre 1 y 5 °C. Por el contrario si va a tardar más el análisis se tendrá que conservar con formaldehído al 37% neutralizado con tetraborato de sodio o hexametilentetraamina (disolución de formalina de 100 g/l) para obtener una disolución del 3,7% de formaldehído (correspondiente a una dilución 1:10 de la disolución de formalina).

ANÁLISIS EN LABORATORIO		
	Sistema Bentónico: Variable de estado:	Fondos de maërl Biomasa/Tanatomasa
RECURSOS	PROCEDIMIENTO DE ANÁLISIS	NORMATIVA APLICABLE
RECURSOS MATERIALES		ISO 19493: 2007. Calidad del agua. Orientación para los estudios biológicos de las poblaciones del sustrato duro. En esta norma se incluyen: <ul style="list-style-type: none"> • Muestreo • Indicaciones para la identificación taxonómica • Tratamiento de las muestras • Formulario de campo tipo
Lista de materiales: <ul style="list-style-type: none"> • Bandejas de plástico. • Tamiz de 0,5 mm de luz de malla • Instrumentos de disección (pinzas, lancetas, etc.). • Una lupa provisto de flexo. • Lupa binocular. • Microscopio. • Claves de determinación. • Equipos de protección personal para productos químicos 		
RECURSOS HUMANOS		
Lista de recursos humanos: <ul style="list-style-type: none"> • 1 técnico con experiencia la identificación de organismos marinos y que conozca las normas de seguridad del laboratorio 		
REACTIVOS	Procedimiento: En general no requiere una separación por su fácil identificación, en cualquier caso se pued seguir los siguientes pasos: <ul style="list-style-type: none"> • Si la muestra ha sido fijada se lava sobre un tamiz de 0,5 mm de luz de malla para eliminar el formaldehido. • Se procede a la separación de especímenes sobre una bandeja de plástico, con la ayuda de la luz de un flexo provisto de lupa para ver los individuos de menor tamaño. • Las algas separadas del resto de organismos se recogen de la bandeja usando unas pinzas de relojero. • Las algas separadas se recuentan y se almacenan en botes con formaldehido hasta su posterior identificación. • La clasificación debe realizarse con ayuda de claves actualizadas del grupo taxonómico seleccionado (algas). • Por último se calcula la biomasa de estos organismos (peso seco después de exposición a 105 °C durante 24h). 	
Lista de reactivos: <ul style="list-style-type: none"> • Formaldehido al 37% • Tampón de tetraborato de sodio o hexametilentetraamina 		

INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS			
		Sistema Bentónico: Variable de estado:	Fondos de maërl Biomasa/Tanatomasa
PARÁMETRO	UNIDADES	NORMA DE CALIDAD AMBIENTAL	OBSERVACIONES
Fondo de Maërl cercano a las instalaciones Relación Biomasa/Tanatomasa	Biomasa = g/m ² Tanatomasa = g/m ²	Comparación de la evolución en el tiempo de la relación biomasa/ tanatomasa de algas calcáreas entre el fondo de maërl más afectado por las instalaciones y el fondo control o de referencia, mediante el test estadístico adecuado que contraste la hipótesis H0: no existen diferencias significativas entre los valores promedio	Referencias: En las instalaciones que se encuentren en las masas de agua descritas por la tabla 45 del Orden ARM/2656/2008 se utilizarán los indicadores que se describen en la misma.

MUESTREO Sistema Bentónico: Pradera de fanerógamas marinas		
Variable de estado: Densidad de haces		
RECURSOS	PROCEDIMIENTO DE MUESTREO	REFERENCIAS
RECURSOS MATERIALES	PREPARACIÓN	
Listado de materiales: <ul style="list-style-type: none"> • Embarcación • GPS • Marco de 40 cm x 40 cm de PVC • Formularios para la recogida de información in situ, papel vegetal • Tablilla de PVC y lápiz graso. • Cinta métrica de 50m. 		Romero, J. 1988. Epifitos de las hojas de <i>Posidonia oceanica</i> : variaciones estacionales y batimétricas de biomasa en la pradera de las islas Medas (Gerona). <i>Oecología aquatica</i> . Spain 9: 19 - 25.
RECURSOS HUMANOS	RECOGIDA	
Listado de recursos humanos: <ul style="list-style-type: none"> • 1 patrón de embarcación con título y equipo propio de buceo • 2 técnicos con experiencia en en muestreo de fanerógamas marinas y con titulación y equipo propio de buceo 	<p>Cantidad de muestras: según propuesta de diseño experimental y nivel de vigilancia</p> <p>Procedimiento:</p> <ul style="list-style-type: none"> • El método consiste en el muestreo visual de densidad, se utilizará el método del cuadrado, usando para ello un cuadrado de 40 cm x 40 cm • En cada estación, y siempre que la extensión de la pradera lo permita, uno de los buceadores desplegará un transecto de 40 m desde el ancla de la embarcación, en dirección paralela a las isobatas. A lo largo de este transecto se realizarán todas las muestras para evitar la dispersión del grupo y desorientaciones con respecto a la posición de la embarcación. • Si la extensión de la pradera o las irregularidades del terreno, no permiten extender el transecto de 50 m, los puntos de muestreo se establecerán al azar cada 4 o 5 aletadas del buceador, manteniéndose siempre dentro del rango de profundidades deseado. <p>La densidad de haces (nº haces / m²) se mide contando el número de haces dentro del cuadrado, dispuesto sobre las manchas de pradera.</p> <p>La cobertura (%) se mide visualmente a lo largo de transectos lineales de 50 m estimando el porcentaje de sustrato ocupado por manchas de pradera.</p> <p>La densidad global de haces (Dg) se calcula a partir de la densidad de haces (d) y la cobertura de pradera (%C) según la ecuación de Romero (1989): $Dg = d \times \%C / 100$</p>	<p>Romero, J. 1989a. Note sur la floraison de <i>Posidonia oceanica</i> (L.) Delile dans les illes Medas (Gerona, Espagne). <i>Posidonia Newsletter</i> 2(2), 15-18.</p> <p>Romero, J. 1989b. Seasonal pattern of <i>Posidonia oceanica</i> production: growth, age and renewal of leaves. In <i>International Workshop on Posidonia Beds</i>. C. F. Boudouresque, A. Meinesz, E. Fresi & V. Gravez (Eds.) GIS Posidonie Publ., Fr. 2: 63-67.</p> <p>Romero, J. 1989c. Primary production of <i>Posidonia oceanica</i> beds in the Medas Islands (Girona, N.E. Spain). In <i>International Workshop on Posidonia Beds</i>. C. F. Boudouresque, A. Meinesz, E. Fresi & V. Gravez (Eds.) GIS Posidonie Publ., Fr. 2: 85-91.</p>
	CONSERVACIÓN	
	<p>NO PROCEDE.</p> <p>Las muestras se realizan mediante un método directo, el buceador realiza la cuantificación <i>in situ</i>.</p>	

INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS			
		Sistema Bentónico: Variable de estado:	Pradera de fanerógamas marinas Densidad de haces
PARÁMETRO	UNIDADES	NORMA DE CALIDAD AMBIENTAL	OBSERVACIONES
Pradera de fanerógamas cercana a las instalaciones Dg Densidad global de haces	%	Comparación de la evolución en el tiempo de la densidad global de haces entre la pradera más afectada por las instalaciones y la pradera control o de referencia, mediante el test estadístico adecuado que contraste la hipótesis H_0 : no existen diferencias significativas entre los valores promedio	Referencias: En las instalaciones que se encuentren en las masas de agua descritas por la tabla 45 del Orden ARM/2656/2008 se utilizarán los indicadores que se describen en la misma.

MUESTREO

Sistema Pelágico

Variable de estado: Clorofila-a

RECURSOS MATERIALES	PREPARACIÓN	
<p>Lista de materiales:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Embarcación • GPS • Sonda multiparamétrica (CTD) con un fluorómetro • Poleas • Cabos de longitud acorde a la profundidad del muestreo • Formulario para la recogida de información in situ • Ordenador para la lectura y procesado de los datos obtenidos por la sonda multiparamétrica 	<p>Seguir las instrucciones del fabricante de la sonda multiparamétrica para el calibrado, transporte y mantenimiento de la sonda.</p> <p>Calibración:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Para la calibración de este sensor deben compensarse los coeficientes de conversión de la señal, utilizando para ello, una disolución patrón estándar de fluorescencia y como referencia un fluorómetro con una disolución patrón de clorofila-a caracterizada en un laboratorio de cultivo de mono especies de fitoplancton (<i>Thalassiosira weissflogii</i>) 	
RECURSOS HUMANOS	RECOGIDA	
<p>Listado de recursos humanos:</p> <ul style="list-style-type: none"> • 1 patrón de embarcación con título y equipo propio de buceo • 2 técnicos con experiencia en utilización de sondas multiparamétricas y con titulación y equipo propio de buceo 	<p>Cantidad de muestras: según propuesta de diseño experimental y nivel de vigilancia</p> <p>Procedimiento:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Se tendrán que seguir las recomendaciones del fabricante en todo momento, respecto a la toma de medidas. • Se sumerge el CTD, a ser posible asegurando una velocidad de descenso y ascenso constante. • Esperar 60s a que se establezca el instrumento en la profundidad de muestreo. • Empezar a tomar las medidas del perfil. Consultar protocolo del fabricante. • Registrar el perfil (ascenso, descenso o ambos). • Desechar los datos del primer y último metro y los datos obtenidos en el descenso, utilizar solo los de ascenso. • Realizar el muestreo en el resto de puntos del transecto. 	
	CONSERVACIÓN	
	<p>NO PROCEDE. Las muestras se realizan mediante un método directo, el sensor hace la medición directamente por lo que no se producirá la extracción de una muestra de agua.</p>	

ISO 5667 - 1: 2006. Calidad del Agua. Muestreo. Parte 1: Líneas directrices para la concepción de programas y técnicas de muestreo.

En esta norma se incluyen:

- Definición de muestras tomadas en serie (perfiles verticales)
- La preparación de una campaña de muestreo y de todo el equipo necesario.

INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS		Sistema Pelágico		
		Variable de estado: Clorofila-a		
PARÁMETRO	UNIDADES	LÍM. DE CUANTIFICACIÓN	NORMA DE CALIDAD AMBIENTAL	OBSERVACIONES
Zona A Clorofila-a	µg/l	El indicado por el fabricante del sensor	Valores de Chl-a (percentil 90) admitidos según lo que señale el valor indicativo del máximo estacional para cada tipología de masa de agua	Referencias: • Orden ARM/2656/2008
Zona B Clorofila-a	µg/l	El indicado por el fabricante del sensor	Valores promedio de Chl-a (percentil 90) admitidos hasta un 25% distinto de los de zona control o de referencia pero sin superar el límite bueno/moderado de indicador Chl-a establecidos por el anexo III para cada uno de los tipos de masas de agua, tabla 45 de la Orden ARM/2656/2008	Referencias: • Orden ARM/2656/2008

MUESTREO

Sistema Pelágico

Variable de estado: Temperatura

RECURSOS MATERIALES	PREPARACIÓN	
<p>Lista de materiales:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Embarcación • GPS • Sonda multiparamétrica (CTD) con sensor de temperatura • Poleas • Cabos de longitud acorde a la profundidad del muestreo • Formulario para la recogida de información in situ • Ordenador para la lectura y procesado de los datos obtenidos por la sonda multiparamétrica 	<p>Seguir las instrucciones del fabricante de la sonda multiparamétrica para el calibrado, transporte y mantenimiento de la sonda.</p> <p>Calibración:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Realizar la medida de la temperatura con un termómetro certificado por un laboratorio certificado. • La lectura de nuestra sonda y del termómetro certificado tendrán que estar dentro del intervalo de exactitud (presión) dada por el fabricante, de lo contrario tendrá que enviarse el equipo para que ajuste el sensor o desarrollar protocolo establecido por el fabricante. 	
RECURSOS HUMANOS	RECOGIDA	
<p>Listado de recursos humanos:</p> <ul style="list-style-type: none"> • 1 patrón de embarcación con título y equipo propio de buceo • 2 técnicos con experiencia en utilización de sondas multiparamétricas y con titulación y equipo propio de buceo 	<p>Cantidad de muestras: según propuesta de diseño experimental y nivel de vigilancia</p> <p>Procedimiento:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Se tendrán que seguir las recomendaciones del fabricante en todo momento, respecto a la toma de medidas. • Se sumerge el CTD, a ser posible asegurando una velocidad de descenso y ascenso constante. • Esperar 60s a que se establezca el instrumento en la profundidad de muestreo. • Empezar a tomar las medidas del perfil. Consultar protocolo del fabricante. • Registrar el perfil (ascenso, descenso o ambos). • Desechar los datos del primer y último metro y los datos obtenidos en el descenso, utilizar solo los de ascenso. • Realizar el muestreo en el resto de puntos del transecto. 	
	CONSERVACIÓN	
	<p>NO PROCEDE.</p> <p>Las muestras se realizan mediante un método directo, el sensor hace la medición directamente por lo que no se producirá la extracción de una muestra de agua.</p>	

ISO 5667 - 1: 2006. Calidad del Agua. Muestreo. Parte 1: Líneas directrices para la concepción de programas y técnicas de muestreo.

En esta norma se incluyen:

- Definición de muestras tomadas en serie (perfiles verticales)
- La preparación de una campaña de muestreo y de todo el equipo necesario.

INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS Sistema Pelágico				
Variable explicativa: Temperatura				
PARÁMETRO	UNIDADES	LÍMITE DE CUANTIFICACIÓN	NORMA DE CALIDAD AMBIENTAL	OBSERVACIONES
Zona A Temperatura	°C	El indicado por el fabricante del sensor	Se considera como límite Muy bueno/Bueno el valor correspondiente a una desviación $\leq 15\%$ respecto a las condiciones del control o de referencia y como límite Bueno/Moderado el correspondiente a una desviación entre el 15 y el 25%	Referencias: • Orden ARM/2656/2008
Zona B Temperatura	°C	El indicado por el fabricante del sensor	Se considera como límite Muy bueno/Bueno el valor correspondiente a una desviación $\leq 15\%$ respecto a las condiciones del control o de referencia y como límite Bueno/Moderado el correspondiente a una desviación entre el 15 y el 25%	Referencias: • Orden ARM/2656/2008

MUESTREO Sistema Pelágico Variable explicativa: Salinidad		
RECURSOS	PROCEDIMIENTO DE MUESTREO	NORMATIVA APLICABLE
RECURSOS MATERIALES	PREPARACIÓN	
Lista de materiales: <ul style="list-style-type: none"> • Embarcación • GPS • Sonda multiparamétrica (CTD) con sensor de salinidad • Poleas • Cabos de longitud acorde a la profundidad del muestreo • Formulario para la recogida de información in situ • Ordenador para la lectura y procesado de los datos obtenidos por la sonda multiparamétrica 	<p>Seguir las instrucciones del fabricante de la sonda multiparamétrica para el calibrado, transporte y mantenimiento de la sonda.</p> <p>Calibración:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Utilización de la Escala de Salinidad Práctica, se realizará el calibrado con una muestra de agua de mar estandar (disponible en el Standard Seawater Services, Institute of Oceanographic Services, Warmey, Godalming, Surrey, OSIL (Ocean Scientific International Ltd.)) con una conductividad relativa al KCl conocida, siguiendo las instrucciones del fabricante. 	<p>ISO 5667 - 1: 2006. Calidad del Agua. Muestreo. Parte 1: Líneas directrices para la concepción de programas y técnicas de muestreo.</p> <p>En esta norma se incluyen:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Definición de muestras tomadas en serie (perfiles verticales) • La preparación de una campaña de muestreo y de todo el equipo necesario.
RECURSOS HUMANOS	RECOGIDA	
Listado de recursos humanos: <ul style="list-style-type: none"> • 1 patrón de embarcación con título y equipo propio de buceo • 2 técnicos con experiencia en utilización de sondas multiparamétricas y con titulación y equipo propio de buceo 	<p>Cantidad de muestras: según propuesta de diseño experimental y nivel de vigilancia</p> <p>Procedimiento:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Se tendrán que seguir las recomendaciones del fabricante en todo momento, respecto a la toma de medidas. • Se sumerge el CTD, a ser posible asegurando una velocidad de descenso y ascenso constante. • Esperar 60s a que se estabilice el instrumento en la profundidad de muestreo. • Empezar a tomar las medidas del perfil. Consultar protocolo del fabricante. • Registrar el perfil (ascenso, descenso o ambos). • Realizar el muestreo en el resto de puntos del transecto. <p>El sensor realizará la determinación de la conductividad en el agua y la transformará en salinidad siguiendo los algoritmos de la UNESCO sobre las propiedades básicas del agua de mar.</p>	
	CONSERVACIÓN	
	<p>NO PROCEDE.</p> <p>Las muestras se realizan mediante un método directo, el sensor hace la medición directamente por lo que no se producirá la extracción de una muestra de agua.</p>	

INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS		Sistema Pelágico Variable explicativa: Salinidad		
PARÁMETRO	UNIDADES	LÍMITE DE CUANTIFICACIÓN	NORMA DE CALIDAD AMBIENTAL	OBSERVACIONES
Zona A Salinidad	‰	El indicado por el fabricante del sensor	Se considera como límite Muy bueno/Bueno el valor correspondiente a una desviación $\leq 15\%$ respecto a las condiciones del control o de referencia y como límite Bueno/Moderado el correspondiente a una desviación entre el 15 y el 25%	<p>En la Directiva europea para la calidad exigida a las aguas para la cría de moluscos se establece que no deberá de ser $\leq 40\%$. Además, la variación de la salinidad provocada por un vertido, en las aguas para cría de moluscos afectadas por dicho vertido, no deberá ser superior en más de un 10% a la salinidad medida en las aguas no afectadas. Se tendrán en cuenta la salinidades mínimas y máximas para un crecimiento adecuado de los peces.</p> <p>Referencias</p> <ul style="list-style-type: none"> • Orden ARM/2656/2008 • Directiva 2006/113/CE
Zona B Salinidad	‰	El indicado por el fabricante del sensor	Se considera como límite Muy bueno/Bueno el valor correspondiente a una desviación $\leq 15\%$ respecto a las condiciones del control o de referencia y como límite Bueno/Moderado el correspondiente a una desviación entre el 15 y el 25%	<p>Referencias</p> <ul style="list-style-type: none"> • Orden ARM/2656/2008

MUESTREO

Sistema Pelágico

Variable explicativa: Turbidez

RECURSOS MATERIALES	PREPARACIÓN	
<p>Lista de materiales:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Embarcación • GPS • Sonda multiparamétrica (CTD) con sensor óptico de turbidez • Poleas • Cabos de longitud acorde a la profundidad del muestreo • Formulario para la recogida de información in situ • Ordenador para la lectura y procesado de los datos obtenidos por la sonda multiparamétrica 	<p>Seguir las instrucciones del fabricante de la sonda multiparamétrica para el calibrado, transporte y mantenimiento de la sonda.</p> <p>Calibración:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Desarrollar protocolo establecido por el fabricante. Se debe utilizar una disolución patrón estándar de turbidez. Y mediante la compensación de los coeficientes de conversión de la señal debe conseguirse la sensibilidad esperada en unidades del sistema internacional, Unidades de Turbidez Formacina (FTU) o Unidades Nefelométricas de Turbidez (NTU). Según el rango de turbidez también se puede expresar como Unidades Nefelométricas de Formacina (UNF) o unidades de atenuación de formacina (UAF) 	
RECURSOS HUMANOS	RECOGIDA	
<p>Listado de recursos humanos:</p> <ul style="list-style-type: none"> • 1 patrón de embarcación con título y equipo propio de buceo • 2 técnicos con experiencia en utilización de sondas multiparamétricas y con titulación y equipo propio de buceo 	<p>Cantidad de muestras: según propuesta de diseño experimental y nivel de vigilancia</p> <p>Procedimiento:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Se tendrán que seguir las recomendaciones del fabricante en todo momento, respecto a la toma de medidas. • Se sumerge el CTD, a ser posible asegurando una velocidad de descenso y ascenso constante. • Esperar 60s a que se estabilice el instrumento en la profundidad de muestreo. • Empezar a tomar las medidas del perfil. Consultar protocolo del fabricante. • Registrar el perfil (ascenso, descenso o ambos). • Realizar el muestreo en el resto de puntos del transecto. <p style="text-align: center;">CONSERVACIÓN</p> <p>NO PROCEDE. Las muestras se realizan mediante un método directo, el sensor hace la medición directamente por lo que no se producirá la extracción de una muestra de agua.</p>	

ISO 5667 - 1: 2006. Calidad del Agua. Muestreo. Parte 1: Líneas directrices para la concepción de programas y técnicas de muestreo.

En esta norma se incluyen:

- Definición de muestras tomadas en serie (perfiles verticales)
- La preparación de una campaña de muestreo y de todo el equipo necesario.

ISO 7027: 1999. Calidad del agua. Determinación de la turbiedad. En esta norma se incluyen:

- Método del tubo de la evaluación de la
- Transparencia
- Método del disco de evaluación de la transparencia (Disco Secchi)
- Método de la radiación difusa
- Método de la atenuación de la transparencia

INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS		Sistema Pelágico		
		Variable explicativa: Turbidez		
PARÁMETRO	UNIDADES	LÍMITE DE CUANTIFICACIÓN	NORMA DE CALIDAD AMBIENTAL	OBSERVACIONES
Zona A Turbidez	NTU	El indicado por el fabricante del sensor	Se recomiendan valores nunca superiores en 4 NTU respecto al control o referencia. No obstante se puede admitir que no existan diferencias significativas en los valores promedio que supongan un incremento de la turbidez >50% respecto al control o referencia	Valores nunca superiores a 4 NTU Se tendrán en cuenta las NTU de turbidez máximas para un crecimiento adecuado de los peces. Referencias: • Orden ARM/2656/2008
Zona B Turbidez	NTU	El indicado por el fabricante del sensor	Que no existan diferencias significativas en los valores promedio que supongan un incremento de la turbidez >25% respecto al control o referencia	Referencias: • Orden ARM/2656/2008

MUESTREO

Sistema Pelágico

Variable explicativa: Oxígeno disuelto

RECURSOS MATERIALES	PREPARACIÓN	
<p>Lista de materiales:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Embarcación • GPS • Sonda multiparamétrica (CTD) con sensor selectivo de O₂ • Poleas • Cabos de longitud acorde a la profundidad del muestreo • Formulario para la recogida de información in situ 	<p>Seguir las instrucciones del fabricante de la sonda multiparamétrica para el calibrado, transporte y mantenimiento de la sonda.</p> <p>Calibrado del sensor de O₂:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Ajustar el cero eléctrico del instrumento (si procede) • Calibrado de un valor cercano a la saturación, burbujando aire a través del agua a temperatura constante de manera que se haga llegar lo más próximo a la saturación de O₂, se deja alrededor de 15 min a esa temperatura y se determina la concentración de O₂ mediante el método iodométrico de la norma (ISO 5813) • Realizar una curva del calibrado a concentraciones conocidas 	<p>ISO 5667 - 1: 2006. Calidad del Agua. Muestreo. Parte 1: Líneas directrices para la concepción de programas y técnicas de muestreo.</p> <p>En esta norma se incluyen:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Definición de muestras tomadas en serie (perfiles verticales) • la preparación de una campaña de muestreo y de todo el equipo necesario.
RECURSOS HUMANOS	RECOGIDA	
<p>Listado de recursos humanos:</p> <ul style="list-style-type: none"> • 1 patrón de embarcación con título y equipo propio de buceo • 2 técnicos con experiencia en utilización de sondas multiparamétricas y con titulación y equipo propio de buceo 	<p>Cantidad de muestras: según propuesta de diseño experimental y nivel de vigilancia</p> <p>Procedimiento:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Se tendrán que seguir las recomendaciones del fabricante en todo momento, respecto a la toma de medidas. • Se sumerge el CTD, a ser posible asegurando una velocidad de descenso y ascenso constante. • Esperar 60 s. a que se establezca el instrumento en la profundidad de muestreo. • Empezar a tomar las medidas del perfil. Consultar protocolo del fabricante. • Registrar el perfil (ascenso, descenso o ambos) • Desechar los datos del primer y último metro y los datos obtenidos en el descenso, utilizar solo los de ascenso. • Realizar el muestreo en el resto de puntos del transecto. <p style="text-align: center;">CONSERVACIÓN</p> <p>NO PROCEDE. Las muestras se realizan mediante un método directo, el sensor hace la medición directamente por lo que no se producirá la extracción de una muestra de agua.</p>	<p>ISO 5814: 1990. Calidad del Agua. Muestreo. Determinación del oxígeno disuelto. Método electroquímico.</p> <p>En esta norma se incluyen:</p> <ul style="list-style-type: none"> • ejemplo de calibrado del sensor • cálculo de la concentración de O₂ • tablas de solubilidad del O₂ en función de la temperatura, la salinidad y la presión para la corrección de los datos.

INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS		Sistema Pelágico		
		Variable explicativa: Oxígeno disuelto		
PARÁMETRO	UNIDADES	LÍMITE DE CUANTIFICACIÓN	NORMA DE CALIDAD AMBIENTAL	OBSERVACIONES
Zona A Oxígeno disuelto	%	El indicado por el fabricante del sensor	> 70%	<p>EL 70% de saturación de oxígeno es el mínimo para un crecimiento adecuado de los peces. Si una medición individual indicase un valor inferior al 70% las mediciones se repetirán. Una medición individual no podrá indicar un valor inferior al 60% .</p> <p>Referencias:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Orden ARM/2656/2008 • Directiva 2006/113/CE
Zona B Oxígeno disuelto	%	El indicado por el fabricante del sensor	Valores hasta un 25% distintos del control o referencia	<p>No se puede superar el 25% del límite de saturación de las condiciones medias de la zona control de referencia.</p> <p>Referencias:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Orden ARM/2656/2008

galicia

ISBN: 978-84-453-5282-3
9 788445 352823